



Naturvårdsverket

Stabilisering och solidifiering av muddermassor

Statens geotekniska institut
Olaus Magnus väg 35
581 93 Linköping
Tel. 013-20 18 00
www.swedgeo.se

2011-04-18

Datum: 2011-04-18
Uppdragsledare: David Bendz
Handläggare: Pascal Suer, Dan Berggren Kleja
Diariernr: 1-1009-0647
Uppdragsnr: 14404

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD	4
1 INLEDNING.....	5
2 S/S METODEN – EN INTRODUKTION	7
2.1 Allmänt.....	7
2.2 Utförande.....	8
3 REKOMMENDATION - UNDERSÖKNINGAR OCH KONTROLL.....	9
3.1 Inledning.....	9
3.2 Karakterisering av muddermassor	9
3.3 Lämplighetstest s/s behandling.....	10
3.4 Kontroll och uppföljning	12
4 NORDISKA ERFARENHETER.....	13
4.1 Översikt.....	13
4.2 Bindemedel.....	15
4.3 Tester på laboratorietillverkade provkroppar	15
4.4 Kontroll under utförandet.....	17
4.5 Efterkontroll.....	18
4.6 Sammanfattning.....	19
5 FASTLÄGGNINGSMEKANISMER.....	21
5.1 Utlakning.....	21
5.2 Bindemedel.....	21
5.3 Fastläggning av metallföroreningar	22
5.4 Fastläggning av organiska föroreningar.....	26
5.5 Föroreningar som stör stabilisering/solidifiering	26
5.6 Sammanfattning.....	27
6 BESTÄNDIGHET	28
6.1 Allmänt.....	28
6.2 Mekaniska processer.....	28
6.2.1 Krympning.....	28
6.2.2 Våt-torr cykler.....	29
6.2.3 Frys-tö cykler.....	29
6.3 Kemiska processer	29
6.4 Biologiska processer.....	30
6.5 Sammanfattning.....	30
7 LÄMPLIGHETSTEST	31
7.1 Översikt.....	31
7.2 Screening för val av bindemedel och bindemedelsmängd	32
7.3 Fördjupade laboratorieförsök för verifiering av effekt.....	33
7.4 Pilotförsök för verifiering av effekt under fältförhållanden.....	36
8 KUNSKAPSBEHOV	37
9 REFERENSER.....	38

Bilagor

Bilaga 1: Projekt där stabilisering/solidifiering använts för förorenade massor i Sverige, Norge och Finland	41
--	----

FÖRORD

Denna rapport innehåller en sammanställning av projekt i Norden där stabilisering och solidifiering av muddermassor genomförts, en beskrivning av fastläggningsmekanismer för föroreningar och en rekommendation av vilka undersökningar som bör genomföras för bedömning av erhållen effekt på utlakningsegenskaper vid stabilisering och solidifiering av muddermassor. Rapporten är avsedd att stödja myndigheternas arbete för att nå vattenförvaltningens mål om att åstadkomma god ekologisk status i alla vattenförekomster där så är möjligt och rimligt.

Jag vill tacka Erika Nygren och Ann-Marie Fällman på Naturvårdsverket samt Göran Holm (SGI) för synpunkter och bidrag till rapporten. Lennart Larsson (SGI) har granskat och bidragit till rapporten under arbetets gång. Även Per Lindh (PEAB) har lämnat synpunkter på denna rapport. Rapporten har finansierats och skrivits på uppdrag av Naturvårdsverket.

2011-04-18

David Bendz

1 INLEDNING

I samband med muddring hanteras uppkommet avfall i form av förorenade muddermassor på olika sätt. På senare tid har intresset ökat för att använda detta avfall för anläggningsändamål, ofta för utbyggnad av kaj eller hamnplaner. En stabilisering kan syfta till att minska miljöpåverkande egenskaper genom att binda/omvandla föroreningar till en form som är mindre mobil men kan också resultera i enbart en geoteknisk stabilisering med en ökad bärighet. Vid solidifiering omvandlas massorna till en solid kropp med minskad hydraulisk konduktivitet. De bindemedel som framför allt används är cement och granulerad masugnsslagg (t.ex. produkten Merit 5000) men även flygaska och bioaska från förbränning av biobränslen förekommer.

Vid prövningen av verksamheten måste man kunna visa att de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap miljöbalken är uppfyllda vilket inbegriper kravet på bästa möjliga teknik i 2 kap 3 § MB och kunskapskravet i 2 kap 2 § MB. Detta betyder att för att tillåtligheten för en miljöfarlig verksamhet ska kunna prövas måste en bedömning av verksamhetens miljöpåverkan vara möjlig. Inför prövningen av en verksamhet ska verksamhetsutövaren även visa hur verksamheten ska kontrolleras. När det gäller verksamhetsutövarens egenkontroll så finns grundregeln i 26 kapitlet 19 § MB. Tillstånds- och anmälningspliktiga verksamheter omfattas även av förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll. Verksamhetsutövaren ska kontrollera verksamheten på ett systematiskt sätt, hålla sig underrättad om verksamhetens miljöpåverkan och arbeta för att motverka eller förebygga olägenheter för människors hälsa och miljön.

För att utreda om en långsiktig stabilisering och solidifiering kan uppnås för förorenade muddermassor krävs noggranna undersökningar. Verksamhetsutövaren måste ha goda kunskaper om de olika föroreningarnas utbredning inom det område som ska muddras. Metoden för stabilisering och solidifiering (den s.k. s/s-metoden) måste anpassas till de aktuella massorna och till rådande förhållanden på den specifika platsen. Användning av muddermassor tillsammans med annat avfall på ett sätt som inte är miljömässigt lämpligt riskerar att orsaka problem i vattenmiljön och att nya förorenade områden skapas. En miljömässigt lämplig användning av avfall är en förutsättning för uppfyllelse av flera av våra nationella miljömål.

Det övergripande syftet med denna rapport är att sammanställa befintlig kunskap om s/s-metoder genom en litteraturstudie och en genomgång av erfarenheter från större projekt. Målsättningarna har varit att:

- göra en sammanställning av projekt i Norden där s/s-metoden använts, där det även framgår vilka metoder och bindemedel som har använts, egenskaperna hos det avfall som har stabiliserats/solidifierats, eventuella speciella platsspecifika förhållanden, resultat från eventuell uppföljning samt anläggningens ålder.
- beskriva vad som är känt angående fastläggningsmekanismerna för de bindemedel som används vid s/s behandling för vanligen förekommande föroreningar i muddermassor.
- ge förslag på undersökningar som användare av s/s-metoden bör genomföra för bedömning av erhållen effekt på utlakningsegenskaper.

- ge förslag på uppföljande kontrollundersökningar som användare av s/s-metoden bör genomföra samt diskutera möjliga strategier för att utvärdera beständighet och långtidsegenskaperna hos s/s behandlade massor.
- identifiera kunskapsluckor och behov av fortsatta studier.

Studien är inriktad på de stabiliserade massornas egenskaper, dvs källtermen sett i ett riskbedömningsperspektiv. En bedömning av en s/s-anläggnings miljöpåverkan ligger utanför ramen för denna studie. Bedömning av miljöpåverkan kräver att hänsyn tas till förutsättningar på platsen, detta kan göras platsspecifikt eller genom uppställande av en eller flera generella scenarier, samt eventuellt även bindemedlens CO₂ påverkan.

Observera att geotekniska aspekter på de stabiliserade massornas egenskaper tas endast upp i de sammanhang då det är relevant från ett utlakningsperspektiv.

Kapitel 2, *s/s metoden-en introduktion*, och kapitel 3, *Rekommendationer-undersökningar och kontroll*, är avsedda att kunna läsas fristående och är avsedda för den som vill snabbt skaffa sig en överblick av metoden och ta del av rekommendationer (map nödvändiga undersökningar). Kvalitetsaspekter med avseende på de olika utförandemetoderna för stabilisering omfattas inte.

2 S/S METODEN – EN INTRODUKTION

2.1 Allmänt

Stabilisering/solidifieringmetoden är i grunden en enkel teknik där man blandar in ett bindemedel i muddermassor med avsikt att minska mobiliteten för föroreningar samtidigt som materialets deformationsegenskaper och hållfasthet förbättras genom skapandet av en tät kropp för användning i en geokonstruktion (t.ex hamnyta). Olika muddermassor har olika förutsättningar baserat på dess innehåll av organiskt och mineraliskt material samt innehållet av föroreningar. Ett lämpligt bindemedel skall uppfylla krav på teknisk funktion hos de s/s behandlade massorna, lakegenskaper, kostnad samt uppfylla de platsspecifika geotekniska och miljömässiga kraven (Holm et al. 2007).

En stabilisering kan syfta till att minska miljöpåverkande egenskaper genom att binda/omvandla föroreningar till en form som är mindre mobil men kan också resultera i enbart en geoteknisk stabilisering med en ökad bärighet. Med solidifiering avses att massorna omvandlas till en solid kropp med minskad hydraulisk konduktivitet. De bindemedel som framför allt används är cement och granulerad masugnsslagg (t.ex produkten Merit 5000) men även kalk, flygaska och bioaska från förbränning av biobränslen och speciella additiver förekommer.

Metalljoner kan immobiliseras genom flera olika mekanismer. De grundläggande styrande fysiska, kemiska och biologiska processerna är desamma och oberoende av materialets ursprung. Dessa kan grupperas enligt följande (Shi and Spence 2004):

- Kemisk fixering genom kemiska interaktioner mellan cementets hydreringsprodukter, främst kalciumsilikathydrat (C-S-H), och metallerna. Många metaller uppvisar dessutom en låg löslighet vid höga pH-värden (9-11), p g a att de faller ut som hydroxider.
- Fysikalisk adsorption av föroreningar till hydreringsprodukternas yta. Den stora ytarean av C-S-H kan adsorbera en stor mängd katjoner p g a en negativ nettoladdning.
- Fysikalisk inkapsling av förorening genom att materialets permeabilitet minskar.

Organiska föroreningar kan fastläggas eller brytas ned i cementmatrisen genom följande mekanismer:

- Adsorption
- Hydrolys
- Oxidation
- Reducering
- Bildning av organiska salter

Organiska föroreningar kan också förångas vid omblandning och vid temperaturhöjning.

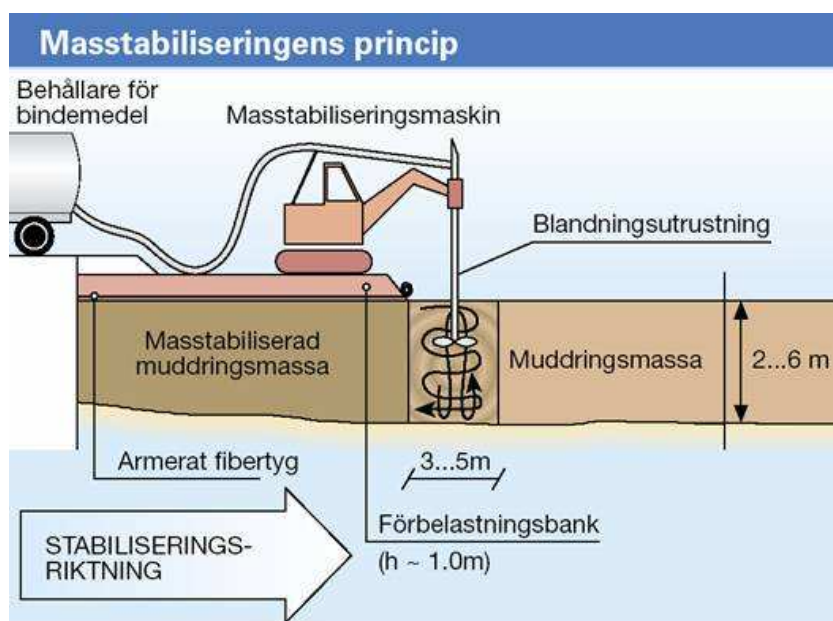
En negativ inverkan på hydratisering av cement kan beroende av massornas innehåll fås av bl a organiska föroreningar, organiskt material, klorid och sulfat (Bone et al. 2004) .

2.2 Utförande

De tekniker som används för att stabilisera/solidifiera muddermassor är:

- Direkt genom inblandning av bindemedel i muddermassorna på plats
- Vid en fast anläggning placerad vid en bindemedelsdepå
- Med en mobil anläggning placerad vid stabiliseringsobjektet

Den förstnämnda tekniken kallas masstabilisering och de två sistnämnda benämns ofta processtabilisering. Masstabilisering utförs genom inblandning av bindemedel i muddermassorna som lagts på avsedd plats i geokonstruktionen. Vid processtabilisering tillsätts bindemedlet till muddermassorna i en blandningsstation varefter massorna läggs ut på den plats där de är ämnade i geokonstruktionen. Fördelen med processtabilisering är en bättre kontroll på att bindemedlet är inblandat i rätt mängd och homogent fördelat i den behandlade volymen. I Figur 1 redovisas principen för masstabilisering. Inblandningsverktyget är monterat på en modifierad grävmaskin och består av en utmatningsenhet och en hydraulisk blandare med vilken bindemedel blandas in i muddermassorna. Stabilisering genomförs i horisontell och vertikal riktning så att en så jämn inblandning som möjligt uppnås. Maximalt inblandningsdjup är ca 6 m. Vanligen läggs en förbelastningsbank på ca 1 m ut efterhand som massorna stabiliseras. Förbelastningsbankens funktion är dels att utgöra en överlast för att kompaktera materialet och påskynda sättningförloppet och dels att utgöra arbetsyta för maskinen (Holm et al. 2009).



Figur 1. Princip för utförande av masstabilisering (Bild Mikko Leppänen, Ramboll Finland)

3 REKOMMENDATION - UNDERSÖKNINGAR OCH KONTROLL

3.1 Inledning

I detta kapitel ges kortfattade rekommendationer med avseende på nödvändiga undersökningar som användare av s/s-metoden bör genomföra vid bedömning av erhållen effekt på utlakningsegenskaper, samt förslag på uppföljande kontrollundersökningar vid tillämpning av s/s-metoden. Några möjliga strategier för att utvärdera beständighet och långtidsegenskaperna hos s/s behandlade massor tas också upp. Rekommendationerna är baserade på det underlag som finns redovisat i kapitel 4-7. Observera att geotekniska aspekter på de stabiliserade massornas egenskaper tas endast upp i de sammanhang då det är relevant från ett utlakningsperspektiv.

I första hand skall europeiska standarder (EN), implementerade i Sverige, användas för tester och undersökningar. Testerna skall utföras enligt beskrivning i respektive standard. Eventuella avvikelser i utförande skall dokumenteras och dess konsekvens för resultatet bör beskrivas.

Inom ramen för den tekniska kommittéen CEN/TC 351, Construction products: Assessment of release of dangerous substances, pågår ett arbete med att utforma harmoniserade europeiska standards för bygg och anläggningsprodukter, bl.a en standard för ytutlakning vilken är avsedd att tillämpas både på monolitiska, skiva/yta, och granulära material: CEN/TC351WG1 TS-2. Denna standard bygger på den nya ytutlakningstesten för monolitiskt avfall CEN/TS 15863/4 (vilken i sin tur bygger på den holländska standarden NEN 7345) och den holländska standarden för ytutlakning av granulära material NVN 7347. När CEN/TC351WG1 TS-2 implementeras i Europa bör den användas för karakterisering av ytutlakning av oorganiska och organiska ämnen från muddermassor och stabiliserade muddermassor.

Det finns ingen standard för hur tillverkning av stabiliserade provkroppar skall utföras.

3.2 Karakterisering av muddermassor

För karakterisering av muddermassor kan ett antal olika undersökningar och metoder användas, se Tabell 1. Det finns flera olika metoder att tillgå för att bestämma halten av ämnen (spår- och huvudelement) i olika typer av fasta material, och de flesta ger inte ett mått på den *totala* halten av det analyserade ämnet i materialet. Beroende på det fasta materialets egenskaper, mineralogisk sammansättning, valet av syra samt syrans koncentration, energitillförsel (uppvärmning) och kornstorlek kommer provet att lösa sig mer eller mindre vid uppslutningen (Benz and Enell 2009). För haltbestämning av oorganiska ämnen rekommenderas metod SS-EN 13657 vilken innebär uppslutning med kungsvatten (HNO₃/HCl). För bestämning av det organiska innehållet i muddermassorna rekommenderas SS-EN 13137 *Karakterisering av avfall - Bestämning av totala mängden organiskt kol i avfall, slam och sediment*.

Halten av följande organiska ämnen bör bestämmas: PAH (16 enskilda) PCB (7 enskilda) samt TBT. För val av metod bör man rådgöra med det analyslaboratorie som anlitas.

Tabell 1. Karakterisering av muddermassor. De undersökningar som är markerade med ett kryss i högerkolumnen rekommenderas att vara ett krav.

Egenskap	Undersökningar	
Föroreningsinnehåll och geokemi	Halt av spår- och huvudelement, SS-EN 13657 (uppslutning med kungsvatten).	✗
	Halt av organiska ämnen: PAH (16 enskilda) PCB (7 enskilda) samt TBT	✗
	Skaktest SIS-EN 12457 ¹⁾	✗
	Granulärt ytutlakningstest NVN 7347 ²⁾	
	pH-statisk lakning SIS-CEN/TS 14997	✗
	Undersökning av fastläggningsmekanism genom kemiska jämviktsberäkningar (geokemisk modellering)	
	Undersökning av mineralogi och mikrostruktur ³⁾	
Organiskt material	SS-EN 13137	✗
Geotekniska egenskaper	Benämning, vattenkvot, och kornstorleksbestämning ⁴⁾	✗

¹⁾ alternativt kan ISO/TS 21268-2 användas, vilken även medger analys av organiska ämnen.

²⁾ alternativt CEN/TC351WG1 TS-2, vilken även medger analys av organiska ämnen.

³⁾ Exempel på metoder ges i kapitel 7.

⁴⁾ Kan försvåras av om massorna innehåller mycket organiskt material.

Muddermassorna består vanligen av finkornigt sediment och organiskt material, vilket gör att perkolationstest vanligtvis ej går att genomföra. De tester som är tillämpliga är skaktest: - SIS-EN 12457 alternativt ISO/TS 21268-2 som medger analys även av organiska ämnen. -Ytutlakningstest för granulära material enligt den holländska testen NVN 7347 alternativt CEN/TC351WG1 TS-2, vilken även medger analys av organiska ämnen.

Samtliga eluat och vattenprov bör analyseras med avseende på spår- och huvudelement, DIC (dissolved inorganic carbon, dvs löst oorganiskt kol), DOC (dissolved organic carbon, dvs löst organiskt kol), pH, redoxpotential och konduktivitet. Vid användning av test ISO/TS 21268-2 och CEN/TC351/WG1 TS-2 (se fotnot till tabell 1 ovan) analyseras även följande organiska föreningar i eluatet: PAH (16 enskilda) PCB (7 enskilda) samt TBT.

3.3 Lämplighetstest s/s behandling

Processen för en lämplighetstest av s/s-behandling av förorenade muddermassor bör bestå av tre delmoment: (i) Screening för val av bindemedel och bindemedelsmängd (ii) Fördjupade laborieförsök för verifiering av (a) geotekniska egenskaper och (b) fastläggnings effekt med avseende på föroreningar (iii) Pilotförsök i fält för verifiering av geoteknisk och miljömässig funktion hos den planerade konstruktionen där de stabiliserade massorna ingår. I kapitel 7 finns en mer ingående beskrivning av lämplighetstest. I Tabell 2 beskrivs vilka undersökningar och metoder som bör ingå i ett lämplighetstest. De undersökningar som är markerade med ett kryss i högerkolumnen rekommenderas

utgöra en miniminivå för de undersökningar som bör utföras. Övriga föreslagna undersökningar kan ge grundläggande information om hur föroreningarna är fastlagda, vilket är avgörande för att kunna göra förutsägelser om beständigheten hos s/s-behandlade massor.

Tabell 2. Ingående undersökningar i lämplighetstest. De undersökningar som är markerade med ett kryss i högerkolumnen rekommenderas vara ett krav.

Delmoment lämplighetstest	Undersökningar	
Screening för val av bindemedel och bindemedelsmängd	Skaktest SIS-EN 12457 ¹⁾	✗
Fördjupade laboratorieförsök för verifiering av effekt	Ytutlakningstest CEN/TS 15863/4 ²⁾	✗
	pH-statisk lakning SIS-CEN/TS 14997	✗
	Undersökning av fastläggningseffekt genom kemiska jämviktsberäkningar (geokemisk modellering)	
	Undersökning av mineralogi och mikrostruktur ³⁾	
Pilotförsök för verifiering av effekt under fältförhållanden.	Fastprovtagning av de stabiliserade muddermassorna genom kärnbörning.	✗
	Skaktest SIS-EN 12457 ¹⁾ (på upptagna fastprov).	✗
	Ytutlakningstest CEN/TS 15863/4 (på upptagna fastprov). ²⁾	
	pH-statisk lakning SIS-CEN/TS 14997 (på upptagna fastprov).	
	Undersökning av fastläggningseffekt genom kemiska jämviktsberäkningar (geokemisk modellering)	
	Undersökning av mineralogi och mikrostruktur (på fastprov). ³⁾	
	Provtagning av porvatten i de stabiliserade massorna	✗
	Provtagning av omgivande grund- och ytvatten och analys av vattenprover, och/eller passiva provtagare,	✗
	Enaxliga tryckförsök (på upptagna fastprov)	✗
	Permeabilitet (på upptagna fastprov)	✗

¹⁾ alternativt kan ISO/TS 21268-2 användas, vilken även medger analys av organiska ämnen.

²⁾ alternativt CEN/TC351WG1 TS-2, vilken även medger analys av organiska ämnen.

³⁾ exempel på metoder ges i kapitel 7.

Samtliga eluat och vattenprov bör analyseras med avseende på spår- och huvudelement, DIC, DOC, pH, redoxpotential och konduktivitet.

Vi provtagning av porvatten, omgivande grund- och ytvatten och vid test ISO/TS 21268-2 och CEN/TC351WG1 TS-2 (se fotnot till tabell 2 ovan) analyseras även följande organiska föreningar: PAH (16 enskilda) PCB (7 enskilda) samt TBT.

Att använda vatten från platsen kan rekommenderas för tillverkning av provkroppar, eftersom vattenkemin kan påverka härdningsprocessen.

3.4 Kontroll och uppföljning

Baserat på laboratorie- och pilotförsöksresultaten tas ett kontroll- och uppföljningsprogram fram för kontroll av geotekniska och miljötekniska egenskaper. I Tabell 3 beskrivs vilka undersökningar och metoder som bör ingå. De undersökningar som är markerade med ett kryss i högerkolumnen rekommenderas vara ett krav.

Innan byggnation med s/s-behandlade muddermassor bör provtagning och analys av föroreningsförhållande i mark och omgivande grund- och ytvatten ske. Det är mycket viktigt att skaffat sig en god bild av föroreningssituationen i det aktuella området.

Det är också viktigt att undersöka vilka de verkliga blandningsförhållandena blir vid masstabiliseringen i fält.

Tabell 3. *Kontroll och uppföljning av geoteknisk funktion och att ingen oönskad emission sker*

Undersökningar		
	Undersökning av verkliga blandningsförhållanden i fält.	×
	Fastprovtagning av de stabiliserade muddermassorna genom kärnborring.	×
	Skaktest SIS-EN 12457 (på fastprov) ¹⁾	×
	Ytutlakningstest CEN/TS 15863/4 (på upptagna fastprov). ²⁾	
	Provtagning av porvatten	×
	Provtagning av omgivande grund- och ytvatten och analys av vattenprover (analys av minst Ca och föroreningar), och/eller passiva provtagare.	×
Geotekniska egenskaper	Enaxliga tryckförsök	×
	Permeabilitet	×

¹⁾ alternativt kan ISO/TS 21268-2 användas, vilken även medger analys av organiska ämnen.

²⁾ alternativt CEN/TC351WG1 TS-2, vilken även medger analys av organiska ämnen.

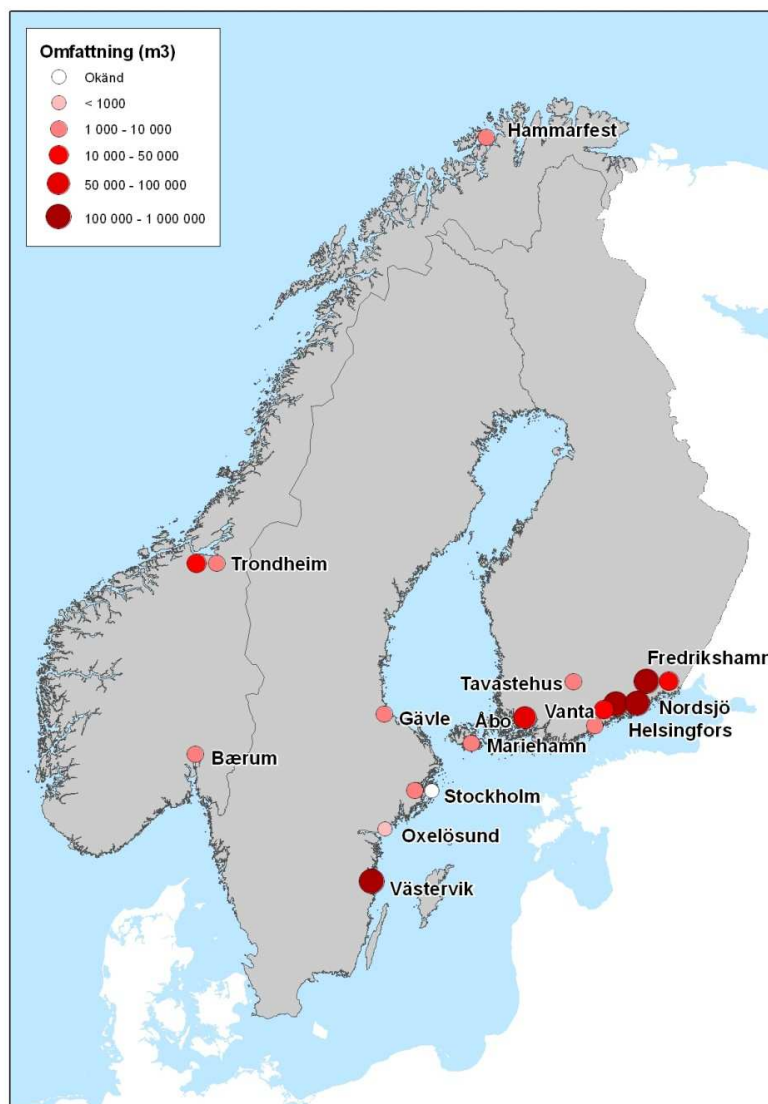
Samtliga eluat och vattenprov bör analyseras med avseende på spår- och huvudelement, DIC, DOC, pH, redoxpotential och konduktivitet.

Vi provtagning av porvatten, omgivande grund- och ytvatten och vid test ISO/TS 21268-2 och CEN/TC351WG1 TS-2 (se fotnot till tabell 2 ovan) analyseras även följande organiska föreningar: PAH (16 enskilda) PCB (7 enskilda) samt TBT.

4 NORDISKA ERFARENHETER

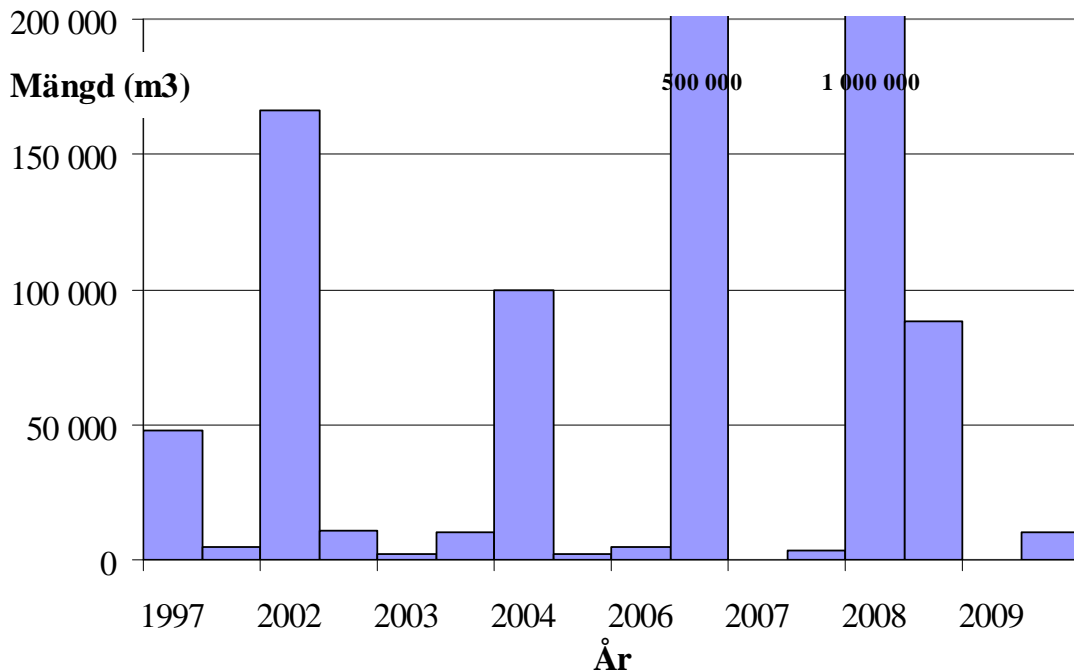
4.1 Översikt

Stabilisering/solidifiering har använts i ett antal fälttillämpningar och storskaliga projekt i Sverige, Norge och Finland. Inom ramen för kunskapsprogrammet *Hållbar sanering* genomfördes en studie av olika s/s-metoder. Studien finns redovisad i rapport 5696 *Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor* (Holm et al. 2007). I rapport 5696 redovisas ett antal exempel på när s/s-metoder har använts. Omfattande forsknings- och utvecklingsarbete har bedrivits under senare år i Norden inom bl.a. Eureka-projektet STABCON (Stabilisering/solidifiering av förorenade sediment och muddermassor) och inom det pågående Baltic Sea Region projektet SMOCS (Sustainable Management of Contaminated Sediments in the Baltic Sea).



Figur 2. Platser där s/s metoden tillämpats för förorenade muddermassor i Norden. Omfattningen på projekten är uttryckt som stabiliserad mängd (m^3) massor.

De nordiska projekt där s/s-metoden använts för att behandla förorenade muddermassor har sammanfattats i Bilaga 1. Arton projekt har identifierats inom Norden. Omfattningen av dessa projekt och deras geografiska placering illustreras i Figur 2. Mängden muddermassor varierar från mindre pilotprojekt upp till 0.5 miljon kubikmeter i hamnkonstruktionen för Vuosaari /Nordsjö hamn i Helsingfors och 1 miljon kubikmeter i tillståndet för muddring i Hamina hamn, Finland (Figur 3). De vanliga föroreningarna är en blandning av tungmetaller, tributyltenn (TBT), PAH och PCB i muddermassorna, vilket redovisas i bilaga 1.



Figur 3. Ungefärlig ålder och omfattning (m3) av stabiliseringen i de nordiska projekten. Varje stapel representerar ett projekt (se Bilaga 1).

Inom Eureka-projektet STABCON har omfattande laboratorieförsök gjorts avseende stabilisering/solidifiering av förorenade muddermassor från fyra svenska hamnar. Inom projektet har även ett fältförsök utförts i Oxelösund (se Bilaga 1) där en ny hamn vid Stegeludden planeras. De muddrade massorna placerades vid strandkanten i en bassäng omgiven av sprängstenvallar.

Inom SMOCS-projektet pågår för närvarande ett stort fältförsök i Gävle hamn med stabilisering/solidifiering av förorenade muddermassor innehållande metaller, PAH och PCB. Bindemedlet består av cement, Merit 5000 och flygaska. De behandlade muddermassorna kommer att användas för utfyllnad för hamnytor bakom kajer. Även Oxelösunds Hamn AB har fått tillstånd genom domslut i miljööverdomstolen att använda s/s-metoden för omhändertagande och återvinning av muddermassor.

Hammarby Sjöstad och Örsörumsviken är två projekt i Sverige med stabilisering/solidifiering av förorenade muddermassor i Östersjön. I Hammarby Sjöstad var sedimenten förorenade med metaller och stabiliserades med cement och Merit 5000. I

Örserumsviken stabiliserades/solidifierades muddermassor förorenade med PCB, kvicksilver och PAH med cement.

I Finland finns erfarenheter sedan snart 15 år tillbaka av s/s-behandlade muddermassor. De finska projekten har genomförts i hamnar i Östersjön. I Sörnäs strand i Helsingfors genomfördes s/s av muddermassor förorenade med tungmetaller och PCB under år 2000. De behandlade muddermassorna placerades mellan befintlig strandlinje och en sprängstensvall (stödbank) mot havet. Muddermassorna bestod främst av lerig gyttja. I ett annat stort projekt, Nordsjö hamn i Helsingfors, användes s/s-metoden för att behandla muddermassor (lös lera) förorenade med TBT, PCB och metaller. Det senaste finska projektet är i Åbo hamn från 2008. I detta projekt användes processtabilisering. Muddermassorna var kraftigt förorenade med främst TBT och bestod främst av lös lera och lerig gyttja. Bindemedlet bestod av cement, masugnsslagg och flygaska. De stabiliserade muddermassorna placerades innanför sprängstensvallar som avgränsar mot havet.

I Hammerfest, Norge genomfördes ett projekt under 2006 där stabiliserade/solidifierade förorenade muddermassor användes i en konstruktion i anslutning till hamnen. Muddermassorna var förorenade med organiska ämnen och tungmetaller. Bindemedlet var cement. Det senaste norska stabiliseringsprojektet utfördes i Baerum, Oslo, vintern 2008/2009. De förorenade sedimenten muddrades upp och placerades innanför en spontvägg av betong. Bindemedlet bestod av cement och Merit 5000. De stabiliserade muddermassorna utgör grunden för den nya strandpromenaden och gästbryggan.

4.2 Bindemedel

I samtliga projekt i Norden (Bilaga 1) har cement används som bindemedel. Olika cementtyper har testats i laborietester, som t ex snabbcement, industricement eller sulfatresistiv cement. Cementen har ofta kombinerats med mald granulerad masugnsslagg som t ex Merit. Detta rapporteras i många fall ge en bättre fastläggning och högre stabilitet. En annan vanlig kombination var cement med flygaska, eller cement, Merit och flygaska (från förbränning av kol eller biomassa). Vid stabiliseringen i Trondheims hamn ledde inblandningen av flygaska i fas I till tekniska problem, varför den inte användes i fas II (Grini 2006). I några fall tillsattes (bränd eller släckt) kalk.

Kalk

Bränd eller osläckt kalk, CaO, uppstår när kalksten upphettas så att koldioxiden avgår, och kalciumoxid blir kvar. Släckt kalk, Ca(OH)₂, fås när den osläckta kalken kommer i kontakt med vatten och hydratiseras. Både bränd och släckt kalk används inom markstabilisering.

Det optimala förhållandet mellan cement, slagg och flygaska har provats fram i laborieförsök och varierade betydligt mellan de olika projekten.

4.3 Tester på laborietillverkade provkroppar

Vid laborietillverkning av provkroppar har fler bindemedel än cement, masugnsslagg, flygaska och kalk testats, men dessa har ej använts i fältförsök. På provkropparna

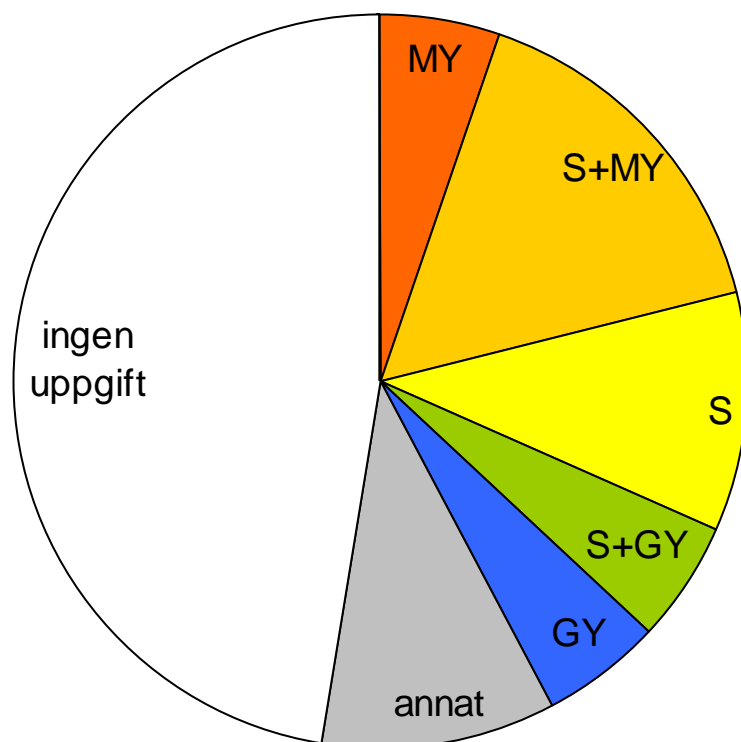
har vanligtvis tryckhållfastheten efter 28 dagar bestämts och i många fall även permeabiliteten. I Baerum gjordes också frys-tö tester och studier där inflytande av vatteninnehåll och temperatur på styrkan hos de stabiliserade massorna undersöktes (Maijala et al. 2009).

I Figur 4 redovisas vilka metoder som använts för att undersöka utlakningsegenskaperna hos de stabiliserade muddermassorna i de rapporterade projekten i Norden (Bilaga 1). Utlakningen av föroreningar har oftast testats på krossade provkroppar. I de norska fallen och inom de svenska STABCON-delprojekten användes skaktest (EN12457). I de finska fallen användes även diffusionstest för granulära material (NVN7347) och inom de Svenska STABCON-delprojekten också ytutlakningstest för monolitiska material enligt holländsk standard (NEN 7347), och även enligt förslag till ny europeisk standard (CEN/TS 15863). Vid skaktest skakas provet så att alla ytor kommer i kontakt med lösningen. Vid ytutlakningstest läggs prov och vatten i en behållare som står stilla under testet. Lakvätskan byts ut vid bestämda tidpunkter och analyseras m a p lösta ämnen. Utlakningshastigheten beror i detta fall av reaktionskinetik och diffusion.

Utlakningstester genomfördes i de flesta fall med kranvatten eller avjoniserat vatten som lakvätska. Avjoniserat vatten är förfarandet enligt standard. I Trondheim och Gävle genomfördes/planeras också tester med saltvatten, för att efterlikna lokala fältförhållanden.

Härdningsprocessen kräver vatten (se kapitel 5.2) och såvitt det går att bedöma har provkroppar i de flesta fall tillverkats med det vatten som fanns i muddermassorna. Att använda vatten från platsen kan rekommenderas för tillverkning av provkroppar, eftersom vattenkemin kan påverka härdningsprocessen.

Där finns ingen standard hur tillverkning av provkroppar skall utföras vilket sannolikt medför stor spridning i resultat mellan olika laboratorier.



Figur 4. Utförda laboratorietester i de nordiska projekten (n=18, se Bilaga 1) för att undersöka utlakningsegenskaperna hos de stabiliserade muddermassorna. MY=monolitisk ytutlakningstest NEN7345; S=skaktest EN12457; GY=granulär ytutlakningstest NVN7347.

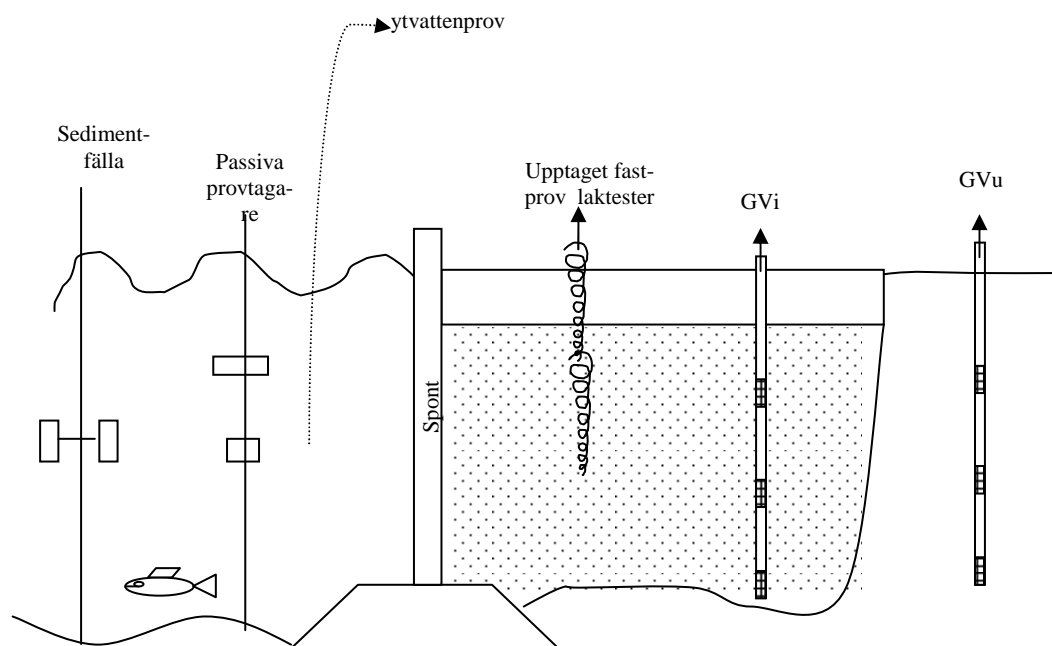
4.4 Kontroll under utförandet

Det tekniska utförandet är mycket viktigt för kvaliteten på den slutliga stabiliserade produkten (Fleri and Whetstone 2007). I det material som funnits till förfogande (se referenser i bilaga 1) framgår att vanligtvis kontrollerades vattenhalten på de ingående muddermassorna och mängden ingående bindemedel vid utförandet. I några fall har prover tagits ut efter det att bindemedel har blandats in för att verifiera att rätt mängd bindemedel tillsatts.

Under processen var det också vanligt med kontroll av påverkan på recipienten, genom t.ex turbiditetsmätningar och provtagning med passiva provtagare för att kontrollera spridningen av föroreningar. Oftast sker mycket av föroreningstransporten bundet till partiklar och turbiditeten anses därför vara ett enkelt mått på föroreningstransport. Passiva provtagare (DGT för metaller och SPMD för organiska föroreningar) ackumulerar föroreningar från vattnet under en längre period och medger därför detektion av låga koncentrationer av föroreningar. Med passiva provtagare får man dock ingen information om den partikelbundna och kolloidalt bundna föroreningstransporten.

4.5 Efterkontroll

Flera olika metoder förekommer i de nordiska projekten (Bilaga 1) för efterkontroll av utlakning och spridning av föroreningar: sedimentfälla, passiva provtagare, ytvattenprovtagning, grundvattenprovtagning, fastfas-provtagning av de stabiliserade massorna och efterföljande lakttestundersökning. I Figur 5 illustreras schematiskt ett s/s-projekt och de olika möjliga metoderna för efterkontroll av utlakning och spridning av föroreningar.



Figur 5. Olika metoder för kontroll av utlakning och spridningar av föroreningar i fältskala. Fritt efter (Møskeland et al. 2003; Eriksson and Holm 2010).

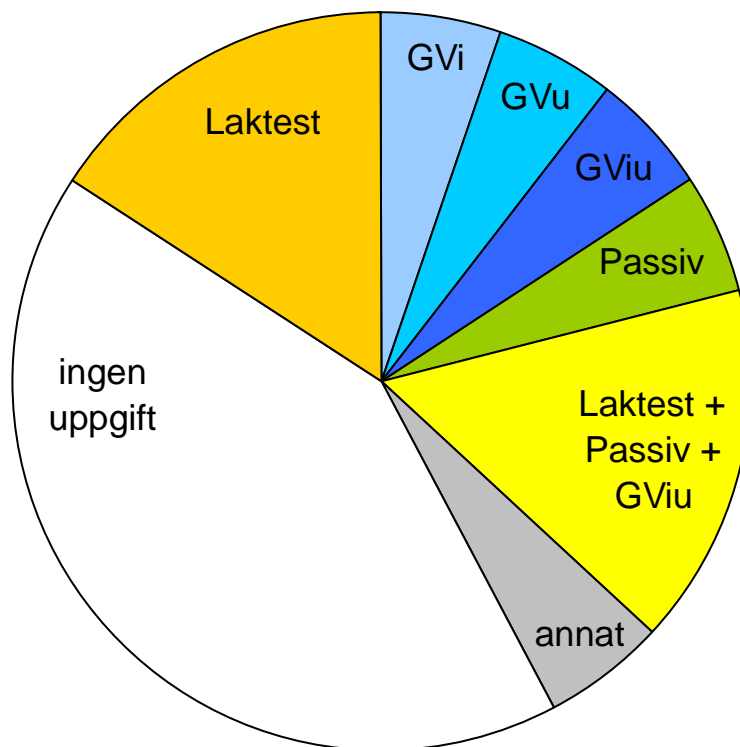
I Figur 6 redovisas de metoder för provtagning och tester som använts i de rapporterade projekten i Norden (Bilaga 1) för att undersöka utlakningsegenskaperna hos de stabiliserade muddermassorna i fält efter utförandet.

I ett flertal fall har borrhärlor tagits upp ur de stabiliserade muddermassorna efter 28 dygn eller efter längre tid. De tester som utförts på laboratorietillverkade prover upprepades (hållfasthet, permeabilitet, utlakning) på fältproverna. I enstaka fall gjordes testerna på prover som togs direkt efter inblandning av bindemedel och härdades i laboratorium.

De metoder som använts i flest fall för att kontrollera eventuellt utläckage inkluderar grundvattenrör i och utanför de stabiliserade muddermassorna, och passiva provtagare. I Baerum-projektet var syftet med stabiliseringen att förbättra miljöbetingelserna för fisk och musslor, vilket återspeglas i övervakningsprogrammet.

I Trondheim testades också transporten genom konstruktionen med en färg och ett fluorescerande spårämne. Färgen användes för att undersöka vattnets rörelser. Färgen tillsattes i de stabiliserade massorna medan stabiliseringen fortfarande pågick och analys skedde därefter i recipienten. De fluorescerande partiklarna tillsattes i de stabiliserade

massorna efter utförande av stabiliseringen för att undersöka partikeltransporten (Laugesen 2007).



Figur 6. Utförda provtagning och tester i de nordiska projekten ($n=18$, se Bilaga 1) för att undersöka lakningen av föroreningar i de stabiliserade massorna i fält. GVi=grundvatten- eller porvattenprov i de stabiliserade massorna; GVu=grundvatten- eller ytvattenprov utanför de stabiliserade massorna; GViu=vattenprov både i och utanför de stabiliserade massorna; Passiv=passiva provtagare.

4.6 Sammanfattning

- Muddermassor har stabiliserats i Norden minst sedan 1997, totalt arton projekt har identifierats (se Bilaga 1)
- I samtliga nordiska projekt har cement används som bindemedel. I många fall har cement använts i kombination med granulerad masugnsslagg (Merit), och även bio- eller kolflygaska.
- De genomgångna fullskaleprojekten representerar en stor variation med avseende på genomgångna laboratorie- och fälttester. I flertalet fall är de genomgångna undersökningarna bristfälliga eller åtminstone bristfälligt rapporterade. I nästan hälften av fallen saknas lättillgänglig information om utförda laborietester och metoder för efterkontroll av utlakning och spridning av föreningar. Laborietesterna inkluderar hållfasthet, permeabilitet, och lakbarhet. Fullskaleprojekt har kontrollerats med hjälp av grundvattenprov, passiva provtagare, och bestäm-

ning av hållfasthet och totalhalt av föroreningar, samt genom lakteter på upptagna provkroppar.

5 FASTLÄGGNINGSMEKANISMER

5.1 Utlakning

Utlakning består av en sekvens av kemiska, fysikaliska och eventuellt också biologiska processer: transport av reaktanten till den fasta fasens gränsskikt, diffusion genom gränsskiktet och mikroporer till externa och interna reaktionsytor, vidhäftning på ytorna, kemiska ytreaktion(er), lösgörande av reaktionsprodukter och, slutligen, diffusion ut i lösningen och vidare transport. Den långsammaste processen kommer att styra den övergripande utlakningshastigheten. Koncentrationen av en specifik förorening i lakvattnet styrs av ett antal faktorer:

- Tillgänglighet
- Minerallöslighet
- Sorption
- Nedbrytning

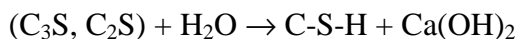
Utlakningen är *tillgänglighetsstyrd* när endast den totala tillgängliga massan av substansen begränsar koncentrationen i vätskefasen. Om däremot *lösligheten* för ett visst mineral, där substansen ingår, är begränsande så är utlakningsprocessen *minerallöslighetsstyrd*. Koncentrationen i vätskefasen kan också styras av *sorption*, vilket inkluderar alla de processer som gör att substansen fastnar på ytan av den fasta fasen: jonbyte, ytkomplexering, etc. Löslighet och sorption av många ämnen i en vattenlösning styrs i hög grad av pH, redoxpotential, samt förekomst av partikulärt och löst organiskt material.

Utöver detta så kan kinetiken hos de kemiska reaktionerna och de fysikaliska processerna (diffusion) styra koncentrationen i porvattnet. Under sådana förhållanden råder kemisk respektive fysikalisk icke-jämvikt. Kemisk icke-jämvikt är associerad med kinetiken hos upplösning/utfällningsreaktioner och sorptionsprocesser. Fysikalisk icke-jämvikt innebär att koncentrationsgradienter mellan olika regioner i mediumet uppkommer och tillgängligheten till vissa regioner av porvolymen är begränsad och styrs av den diffusiva transporten. Fysikalisk icke-jämvikt kan bero på att flödesfältet ej är uniformt, vilket i sin tur beror på materialets heterogenitet. Flödet koncentreras till makroporer, sprickor, kanaler och regioner med högre hydraulisk konduktivitet. Detta flöde, s.k. preferentiellt flöde eller kanalflöde, verkar som en "kortslutning" och stora delar av materialet kommer därför ej att bli exponerade för mobilt vatten. Den kemiska reaktionshastigheten är i normalfallet en långsammare process jämfört med diffusion. Kinetiken hos de kemiska reaktionerna är därmed begränsande för utlakning.

5.2 Bindemedel

Cement är det vanligaste bindemedlet i Norden (se kapitel 4.2). Den tillverkas genom bränning av en blandning av kalksten och kiselhaltigt material vid hög temperatur, ca 1450 °C. Huvudingrediensen i den färdiga cementen är mineraler av kalciumsilikat. När cement blandas med vatten reagerar kalciumsilikaterna med vattnet i en exoterm reaktion enligt:

Kalciumsilikat + vatten → kalciumsilikathydrat + kalciumhydroxid



I reaktionsformeln står C för CaO, S för SiO₂ och H för H₂O, vilket är en konvention i cementkemilitteratur.

Den huvudsakliga produkten av reaktionen är en C-S-H-gel, d.v.s en gel av kalciumsilikathydrat som binder samma cementkorn och mineralpartiklar i det stabiliserade substratet. C-S-H-gelen har en mycket stor ytarea (100-700 m²/g) och den har stor betydelse för fastläggning av föroreningar och för cementens styrka. C-S-H-gelen är inte stabil utan ändrar sig efter hand, så att innehållet av Ca, Si, Al, Fe, och flera joner förändras, beroende på det omgivande vattnets egenskaper. Sulfater spelar en viktig roll för reaktionerna, för hastigheten och för vilka mineral som bildas utöver C-S-H-gelen. Till exempel bildas ettringit när det finns mycket sulfat i förhållande till hydroxider. Att kalcium faller ut som ettringit gör att C-S-H-gelen innehåller mindre kalcium. Dessutom bildas ca 25% Ca(OH)₂ vid en fullständig reaktion. Kalciumhydroxiden faller ut som kristaller och bidrar till att gelen hålls mättad med kalcium och får ett högt pH (>10).

När cement blandas med vatten utvecklas värme och blandningen blir starkt alkalisk. Efter ett par minuter minskar reaktionshastigheten och värmen avtar. Detta ger en tunn hinna av cementhydrat som skyddar cementkornet och förhindrar/fördröjer fortsatt hydratisering under ett par timmar vanligtvis. Det är under denna tid som blandningen är form- och bearbetningsbar. Sedan startar hydratiseringsprocessen, då en C-S-H-gelen bildas mellan kornen som med tiden hårdnar och blir starkare. Permeabiliteten minskar med tiden allteftersom hydratiseringen fortgår. En typisk Portland cement hydratiserar till 2/3 på ca 28 dagar (beroende på temperatur).

Föroreningar i cementen kan retardera hydratiseringen genom att bilda hydroxider och andra mineraler som faller ut på ohydratiserade cementpartiklar. Zink, bly och kadmium är exempel på sådana föroreningar ((Thomas et al. 1981), (Eijk 2001)).

Mald granulerad masugnsslagg som t ex Merit 5000, reagerar på liknande sätt som ren cement och ger ungefär samma typ av reaktionsprodukter, men hållfastheten utvecklas långsammare. Svavelhalten – i form av sulfider - är högre än i cement, och förhållandet mellan kalcium och kisel lägre. Detta påverkar vilka mineral som bildas, hastigheten och kalciumhalten i C-S-H-gelen. Dessutom kan masugnsslagg sänka redoxpotentialen, vilket kan påverka redoxkänsliga element och processer i massorna.

Flygaska, vilket också kan blandas in i bindemedlet vid stabilisering av muddermassor är ett s.k pozzolant (cementerande) material som innehåller silikater och aluminater, vilka kan reagera med kalciumhydroxid.

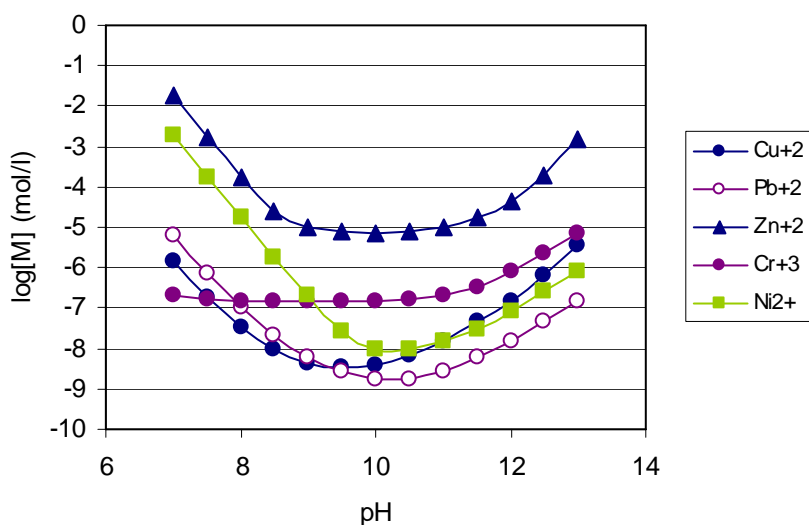
5.3 Fastläggning av metallföroreningar

Vid stabilisering av en förorenad jord eller muddermassor med cement, kalk och eventuella tillsatser kan mobiliteten för vissa hälso- och miljöstörande ämnen reduceras. Metalljoner kan immobiliseras genom flera olika mekanismer. Det finns olika metoder att undersöka hur fastläggningen går till. Ett viktigt verktyg är kemiska jämviktsberäkningar, vilka är baserade på grundläggande termodynamiska samband. Dessa ger en uppfattning om vilka reaktioner som är möjliga, alltså vart ett system är på väg om det får gå till jämvikt. Enligt (Chen et al. 2009) bör termodynamiska beräkningar användas i en större omfattning än idag för att förstå hur immobiliseringen av metallföroreningar går till. Utöver kemiska jämviktsberäkningar finns en rad kraftfulla spektroskopiska metoder till förfogande när det gäller att studera fastläggning av föroreningar. Som exempel

kan nämnas röntgendiffraktionsspektroskopi (XRD) och synkrotronbaserad röntgenspektroskopi (XAS). Den sistnämnda tekniken är relativt ny och kan användas även på lösningar och icke-kristallina material, vilket är en stor fördel. De grundläggande styrande fysikaliska och kemiska processerna är desamma och oberoende av materialets ursprung och kan grupperas i: kemisk fixering, fysikalisk adsorption och fysikalisk inkapsling (Shi and Spence 2004).

Kemisk fixering kan i princip delas in i (i) kemisk adsorption, (ii) utfällning av separata mineralfaser, samt (iii) samutfällning med cementprodukter. Kemisk adsorption innebär en inbindning av metalljoner till funktionella grupper, t ex silanolgrupper (Si-OH), i sediment- eller cementmatrisen. Bindningen är stark och vanligtvis av kovalent karaktär. När cementen reagerar med vatten bildas ett kalciumsilikathydrat (C-S-H), som kan liknas vid ett nätverk som växer ut från cementkornen och har en mycket stor inre yta (Chen et al. 2009). Förutom att bindas till funktionella grupper kan vissa metaller samutfällas med gelen. Metaller som bly, zink, strontium och barium, för att nämna några, kan ta platsen för kalcium i C-S-H-gelen, och krom skulle kunna ersätta både kalcium och kisel. Också i andra mineral kan kalcium ersättas, till exempel av kobolt eller nickel i kalciumsilikater.

Metaller kan också stabiliseras genom att separata mineralfaser faller ut. Många metaller kan fällas ut som hydroxider vid höga pH-värden, men är lösliga vid låga och mycket höga pH -värden (Figur 7).



Figur 7. Beräknad pH-beroende löslighet av metallhydroxider alternativt metalloxider för några vanligt förekommande metallföreningar. Notera den logaritmiska skalan på y-axeln. Följande mineralfaser antogs reglera lösligheten: CuO , $\text{Pb}(\text{OH})_2$, $\text{Zn}(\text{OH})_2$, $\text{Cr}(\text{OH})_3$, $\text{Ni}(\text{OH})_2$. Beräkningarna utfördes med det kemiska jämviktsberäkningsprogrammet Visual MINTEQ (Gustafsson, 2009). Jonmediet i beräkningarna var 0,1 M NaNO_3 och temperaturen antogs vara 25 °C.

Vanligtvis är lösligheten minimal i ett pH-intervall 9-11, för att sedan öka igen vid pH-värden över 11. Det senare förklaras av att lösliga hydroxidkomplex (t ex PbOH^+) bildas vid mycket höga pH-värden. Vilken typ av kemisk fixering som dominerar beror på typ

av metall, men också i vilken koncentration som metallen föreligger. I en nyligen publicerad studie visade man att kadmium, nickel och zink föll ut som separata hydroxidfaser, medan koppar och bly bands i C-S-H-gelen, då nitratsalter av metallerna blandades med Portlandcement (Ginyes et al, 2010). Pomies et al (2001) fann också belägg för att kadmium bildade en hydroxidfas vid inblandning av cement, men bara vid höga koncentrationer. Vid högre inblandning av cement bands även kadmium till C-S-H-gelen. Förutom hydroxidutfällningar kan även mineralutfällningar med sulfat-, sulfid-, karbonat-, silikat- och/eller kalciumjoner vara av betydelse. En norsk studie visade att lösligheten av koppar i stabiliserat sediment var starkt relaterat till sedimentens innehåll av sulfider (Sparrevik et al. 2008). Det var endast i sediment med ett högt innehåll av sulfider som man fick en minskad löslighet av koppar, vilket indikerar att bildningen av CuS har stor betydelse för stabiliseringen av koppar i muddermassor.

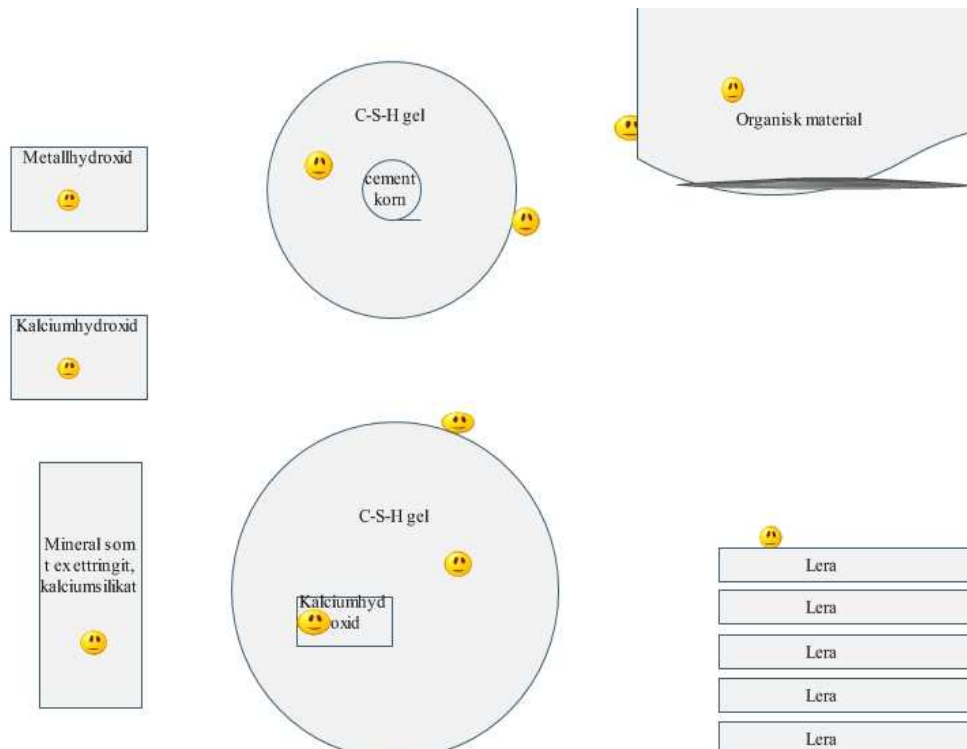
För vissa viktiga oxyanjoner tycks utfällningen av mineralfaser också vara av betydelse. I en studie av Jing et al (2003) undersöktes möjligheten att stabilisera arsenikhaltigt (arsenat) järnhydroxidslam med en blandning av portlandcement och cementsand. En analys med XAS visade att As(V) i obehandlat slam bands till järnhydroxidslammet som ett tvåtandat ytkomplex. Efter behandling bildades kalciumarsenat-mineral (CaHAsO_4) och lösligheten minskade ($\text{pH} > 7$). Den starkt toxiska kromatjonen kan fastläggas som svåröslig Cr(VI)-Ettringit ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{CrO}_4)_2(\text{OH})_{12} \cdot 38\text{H}_2\text{O}$)

Fysikalisk adsorption av föroreningar till hydreringsprodukternas yta innebär i regel en elektrostatisk inbindning av positiva joner till en negativt laddad yta. Den stora ytarean av C-S-H kan adsorbera en stor mängd katjoner - hur mycket beror på relationen mellan SiO_4^- och Ca^{2+} . Ju mer Kisel i gelen i förhållande till Kalcium, desto negativare laddning och desto mer katjonsorption. Elektrostatisk adsorption kan även ske till negativt laddade lermineral i sedimentmatrisen.

Fysikalisk inkapsling reducerar åldringsprocessens utlakningshastighet genom att materialet blir tätare och transportvägarna i porsystemet blir längre och trängre. Transporten av föroreningar kommer att styras av diffusion och kapillärt driven advektiv transport. Om s/s behandlingen har genomförts väl så har de solidifierade/stabiliserade massorna vanligtvis mycket låg permeabilitet (ca 10^{-9} m/s). När vatten och koldioxid transporteras långsamt i materialet så går åldringsreaktionerna mycket sakta. Vid en dåligt utförd stabilisering kan dock sprickor uppstå och permeabiliteten öka, vilket gör att åldringsmekanismer och nedbrytning kan gå snabbt. Vid åldring löses t ex kalcium ut ur C-S-H-gelen för att istället bilda kalciumkarbonat (CaCO_3) med koldioxid. Kalciumhydroxid (portlandit) kan också lösas upp och pH sjunka. Vid sjunkande pH kan metaller frigöras från utfällda metallhydroxider (Figur 8), från inneslutna metaller i C-S-H-gelen eller mineralen. Dessutom påverkas sorption (till matris och till C-S-H-gel) av pH och av den ökande jonstyrkan i porvattnet som upplösning av mineral kan orsaka.

Figur 8 visar en förenklad, schematisk bild av den kemiska fastläggningen i stabiliserade massor. Nybildade metallhydroxider och kalciumhydroxider med metaller inuti strukturen syns högt upp till vänster. Också andra mineral kan innehålla inneslutna metaller, som t ex ettringiten långt ner till vänster. I mitten illustreras själva cementen, med metaller på ytan av C-S-H-gelen och inuti den. För att visa att de olika faserna i verkligheten hänger ihop visas kalciumhydroxid (med metall inkluderad) inuti C-S-H-gel längre ner. Till höger finns jorden: organiskt material och lera. På leran visas metallen adsorberad på ytan. På det (naturliga) organiska materialet finns också metaller sorberade,

och metaller har också vandrat längre in i det organiska materialet. Organiskt material är dessutom den enda kemiska fastläggaren av betydelse för organiska föroreningar: annan fastläggning av organiska föroreningar sker främst genom den minskade permeabiliteten, som inte visas i figuren.



Figur 8. Schematisk illustration av den kemiska fastläggningen i stabiliserade massor. (☺: metall, mörk yta: organisk förorening)

Tillsats av granulerad masugnsslagg till cementblandningen kan i vissa fall förbättra den mekaniska stabiliteten hos det stabiliserade materialet. Man har t ex kunnat visa att sulfat- och sulfidinnehållande jord- och sedimentmaterial kan vara svåra att stabilisera p g a att det sulfatinnehållande mineralet ettringit $((CaO)_3(Al_2O_3)(CaSO_4)_3 \cdot 32 H_2O)$ som kan bildas under härdningsprocessen, med expansion och sprickbildning som följd (Bone et al. 2004). Ettringit bildas genom en reaktion mellan kalciumsulfat och mineralet trikalcialuminat $(Ca_3Al_2O_6)$. Inblandning av granulerad masugnsslagg sänker innehållet av trikalcialuminat, vilket resulterar i en ökad sulfatbeständighet. En ökad mekanisk beständighet är givetvis bra sett även i ett föroreningsperspektiv, eftersom en låg permeabilitet leder till ett lågt utläckage av föroreningar. Det högre sulfidinnehållet i granulerad masugnsslagg samt den lägre redox-potentialen främjar bildning av metall-sulfider (t ex CuS, PbS, CdS, HgS), vilka i regel har en mycket låg löslighet. Rent generellt tycks kunskapen om viktiga stabiliserande processer i granulerad masugnsslagg/cement-blandningar vara betydligt sämre än för rena cementblandningar.

5.4 Fastläggning av organiska föroreningar

Organiska föroreningar kan i princip reagera i cementmatrisen genom en rad olika kemiska reaktioner som t ex hydrolys, oxidation/reduktion och saltbildning (Bone et al., 2004), där sannolikt den sistnämnda har störst potential att direkt bidra till någon fastläggning. Opolära organiska föroreningar som PAH och PCB tycks dock inte reagera kemiskt med cementmatrisen i någon större omfattning. Istället sorberas eller inkapslas de organiska molekylerna oftast i porer och lakbarheten bestäms av föroreningarnas löslighet i vatten samt diffusionsförmågan genom materialet (Tiruta-Barna et al, 2006). I en studie av förorenade sediment från Oxelösunds hamn, minskade lakbarheten av PAH (total 16 PAH) - och PCB-föreningar (total 7 PCB) med >60% då sedimenten stabiliserades med en 1:1-blandning av cement och Merit (Johansson 2009). Om 1,5% (per torrsvikt sediment) aktivt kol dessutom tillsattes, ökade fastläggningen till >90%.

5.5 Föroreningar som stör stabilisering/solidifiering

Det finns ett antal faktorer som är välkända för att påverka härdningen vid cementstabilisering, såsom:

- vattenhalt
- temperatur
- salter (sulfat och klorid)
- organiskt material
- organiska föroreningar

Höga halter organiskt material kan orsaka problem vid cementstabilisering. Dels på grund av att organiska komplex innehållande tungmetaller kan frigöras vid högt pH, dels för att organiskt material kan brytas ned vilket sänker pH. Ett lågt pH kan göra att cementfaserna löses upp. Sulfatjoner interfererar med cementserande reaktioner. Expanderande mineral, som t ex ettringit kan ge upphov till sprickor i cementen.

Till detta kommer effekter av föroreningarna. Ett antal metaller kan reducera hastigheten för härdning, till exempel zink-, tenn- och blyklorider, fosfater och fluorider. Metaller kan bilda hydroxider som faller ut på cementkorn, vilka då blir mindre tillgängliga för härdningsreaktionerna. Å andra sidan kan koppar, bly och krom ha en positiv effekt på reaktioner genom 1) deras sura karaktär, och 2) bildning av dubbelhydroxider med kalcium. (Bricka and Jones 1993) undersökte hur olika ämnen i stabiliserat avfall påverkar egenskaper hos cement. Resultaten indikerade att Cu, Pb, Zn har negativa effekter på cementens fysikaliska egenskaper. Bly kan retardera hydreringen på grund av snabb utfällning av blyhydroxid runt cementkornen (Thomas et al. 1981), denna effekt har demonstrerats av (Cartledge et al. 1990) som visade att tillsats av höga koncentrationer blysalt även påverkar den färdiga cementmatrisen.

Förutom att ändra hastigheten på härdningen kan detta också påverka slutproduktens struktur, hållfasthet och permeabilitet (Chen et al. 2009). Ett antal interferenser har observerats för metaller, och de finns sammanfattade i Tabell 4

Tabell 4. Några metaller som påverkar härdningen av cement (efter (Bone et al. 2004))

Metall	Effekt
Pb	Bly orsakar utfällningar på cementytor som hindrar cementreaktioner. Höga koncentrationer (>5 vikt%) kan ge svag s/s produkt. Blandningar av cement och flygaska extra känsliga för minskad hållfasthet.
Zn	Zink hindrar hydratiseringen vid höga koncentrationer. Kalk och cement-flygaska blandningar kan få minskad hållfasthet vid >2 vikt% Zn. Ökar ettringitbildning och minskar porositet.
Hg	Kvicksilver försenar inte härdningen men ökar bildningen av karbonater. Kan sorbera på cement, men vissa organiska ämnen kan öka utlakningen.
Cd	Kadmium kan öka ettringitbildning och expansion samt minska hållfasthet.
Cr	Krom kan öka ettringitbildning och expansion samt minska hållfasthet.

Effekten av interferenserna är svåra att förutsäga, och därför är det viktigt att provkroppar för utvärdering av bindemedels lämplighet görs med det vatten som finns i muddermassorna. Det ger störst möjlighet att upptäcka eventuella platsspecifika interferenserna tidigt.

5.6 Sammanfattning

- Immobiliseringen av föroreningar i cementblandningen kan ske genom: kemisk fixering, fysikalisk adsorption och fysikalisk inkapsling. *Kemisk fixering* kan utgöras av (i) kemisk adsorption, (ii) utfällning av separata mineralfaser, samt (iii) samutfällning med cementprodukter.
- Organiska föroreningar immobiliseras i huvudsak endast genom en inkapslingseffekt
- Då cement härdas bildas en C-S-H-gel, d.v.s en gel av kalciumsilikathydrat som binder samma cementkorn och mineralpartiklar i det stabiliserade substratet. C-S-H-gelen har en mycket stor ytarea (100-700 m²/g) och den har stor betydelse för fastläggning av föroreningar och för cementens styrka. Vid reaktionen bildas också kalciumhydroxid vilket ger de stabiliserade massorna ett högt pH (>10).
- Flertalet tungmetaller immobiliseras dels genom bildning av hydroxidutfällningar, dels genom att binda in till C-S-H-gelen. Höga metallkoncentrationer tycks favorisera hydroxidbildning. För koppar kan dock utfällning som kopparsulfid vara viktig, något som bör studeras närmare.
- Metaller som förekommer som oxyanjoner, som t ex arsenat och kromat, kan immobiliseras genom att bilda svårösliga mineralutfällningar med cementblandningen.
- Tillsats av särskilda additiv, t ex kolflygaska, naturliga pozzolaner, masugns-slagg, fosfor (för att fälla ut bly) och silikater kan förändra/förbättra cementblandningens förmåga att immobilisera föroreningar.
- Ett antal faktorer kan störa härdningsförloppet vid cementstabilisering, bl a höga halter av organiska material, sulfat och klorid.

6 BESTÄNDIGHET

6.1 Allmänt

Detta kapitel behandlar de processer och förändringar av cementstabiliserade massors egenskaper som kan förutses ske under en geokonstruktions livslängd. Dessa bör beaktas vid val av dimensioneringsförutsättningar och materialparametrar (se Boverkets konstruktionsregler kapitel 4:25 geokonstruktioner). Ett rimligt antagande är att livslängden är 100 år.

Muddermassor som stabiliserats med en blandning av cement och granulerad masugnsslagg, aska eller kalk påverkas med tiden genom samma processer, men det finns väldigt lite information om vilken effekt inblandning av granulerad masugnsslagg, aska eller kalk har på lång sikt. Hastigheten på de processer som påverkar långtidsstabiliteten varierar mycket och beror både på egenskaper hos de stabiliserade muddermassorna, som till exempel permeabilitet och de mineral man fått vid stabiliseringen, och på omgivningsfaktorer som t e x vattentillgång, och exponering för frost och vågerosion.

Stabiliserade muddermassor bryts ner genom en samverkan av mekaniska och kemiska processer. De kemiska processernas hastighet beror på omsättningen av vatten i massorna. Vatten kan transportera bort (laka ur) kalciumjonerna vilka utgör stommen i cement. Allt eftersom kalciumjoner lakas ur ökar porositeten och allt mer vatten kan transporteras genom materialet. Om en förbehandling genom avvattning sker medför detta en ökad homogenitet i de stabiliserade muddermassorna vilket bidrar till en bättre beständighet.

Mekaniska processer kan medföra att sprickor bildas i det stabiliserade materialet. Sprickorna uppkommer till följd av att delar av materialet expanderar eller krymper och skapar spänningar i materialet. Även frost-tö och våt-torr nedbrytning går snabbare när materialets permeabilitet ökar genom att sprickor bildas. Som tidigare nämnts kan föroreningar påverka hållfastheten hos cementen. Föroreningar ger ofta långsammare härdning och lägre hållfasthet, men inte alltid (Perera et al. 2005). Men det saknas studier om hur, och i vilken utsträckning, olika föroreningar påverkar cements förändringar över tiden.

6.2 Mekaniska processer

Mekaniska processer leder ofta till mer sprickor, och därmed till en ökad permeabilitet i stabiliserade muddermassor. Mobiliteten av föroreningar som är fysikalisk inkapslade (se kapitel 5.3) påverkas direkt eftersom de i en större omfattning blir exponerade för vatten. Kemiska nedbrytningsprocesser (upplösning/desorption) går också fortare när vattengenomströmning genom de stabiliserade muddermassorna ökar, eftersom koncentrationsgradienterna ökar.

Under grundvattenytan och på frosthritt djup är de mekaniska processerna mindre viktiga.

6.2.1 Krympning

Ett cementstabiliserat material kan minska i volym, krympa, av flera skäl och i olika skeden av materialets livslängd. Krympning till följd av vattenförlust (via avdunstning eller övergång till närliggande torrt material) då det stabiliserade materialet fortfarande

är i det plastiska tillståndet kallas plastisk krympning. Cement krymper också då det exponeras för luft som inte är vattenmättad (drying shrinkage). Då avgår även adsorberat vatten. Processen är till viss del, men inte helt, reversibel. Krympning kan också orsakas av karbonatisering. När hydroxidjoner ersätts med karbonatjoner kan mineralstrukturen förändras och vatten kan avgå. Detta ökar tillfälligt kompressionen hos materialet och medför en krympning (Perera et al. 2005).

6.2.2 Våt-torr cykler

När stabiliserade muddermassor utsätts omväxlande för väta och torra kan sprickor bildas på grund av att cementgelen absorberar vatten. Vattenmolekylerna motverkar de kohesiva krafterna, tvingar partiklarna från varandra och cementgelen expanderar (Perera et al. 2005). Detta kan ske som ett resultat av grundvattnets fluktuation eller regnvattens- och flodvattensinfiltrering.

6.2.3 Frys-tö cykler

Vid frost fryser vatten i porsystemet till is. Isen har större volym än vattnet och utsätter de omgivande muddermassorna för ett ökat tryck. När temperaturen höjs igen smälter isen till vatten, som har mindre volym och kan fördela sig annorlunda än is. Sprickor bildas i en cyklisk utvecklingsgång som efterhand intensifierar skadan i materialet. Problemet är framför allt de små vattenfyllda porer i cementpastan. Stora håligheter ovanför grundvattenytan innehåller vanligen luft och kan buffra en del av tryck/volymsökningen. De faktorer som påverkar skadorna inkluderar mängd fryst vatten, exponeringsförhållanden, porstorlek och porositet, absorptionshastighet och vattenmättnadsgrad (Perera et al. 2005).

6.3 Kemiska processer

Cementstabiliserade muddermassor är inte i kemisk jämvikt med sin omgivning, men upplösning genom kemiska processer går i allmänhet långsamt, i jord i storleksordningen 4 cm på 20 år (Ikegami et al. 2005). Cementstrukturen är i huvudsak uppbyggd av kalciummineral och därför är hållfastheten kopplad till halten kalcium i materialet. Lakning av kalcium förändrar porstrukturen (Terashi 2002), vilket i sin tur påverkar den fortsatta lakningen av kalcium (Nakarai et al. 2006). När porerna är små, som inuti en välstabiliserad kropp, transporteras kalcium genom diffusion (eller kapillärt driven advektion) vilket är en relativt långsam process. När porerna blir större sker mycket transport genom betydligt snabbare advektion driven av gravitation. Det är den dominanta transportprocessen i icke-stabiliserad jord. Vattenflöde och advektiv transport längs kanten på ett s/s-behandlat område genererar en koncentrationsgradient och driver på diffusionen ut från det s/s-behandlade området. Sorption av kalcium till markpartiklar som finns i gränsskiktet till det s/s-behandlade området kan ha samma effekt (Nakarai et al. 2006).

Förutom de hydrauliska processerna och utlakningen av kalcium, så finns ett antal andra processer som kan påverka kalciumjonens mobilitet (Perera et al. 2005):

- C-S-H-gel och $\text{Ca}(\text{OH})_2$ i cementen kan reagera med vatten och koldioxid och bilda kalciumkarbonat (CaCO_3) (så kallad karbonatisering). Hastigheten beror på tillgång på koldioxid och vatten.

- Sulfater bryter ner cementpasta genom att Ca tas från C-S-H och $\text{Ca}(\text{OH})_2$, och faller ut det som gips/anhydrit, ettringit, thaumasit eller liknande. Detta ger volymändringar som kan förstöra strukturen och minska hållfastheten.
- Inträngande kloridjoner (Cl^-) kan leda till problem med korrosion på eventuella förstärkningar (järn). Hastigheten är främst beroende på hur snabbt kloridjonerna transporteras in i materialet. Vissa mineral som tricalciumaluminat och tetra-calcium-aluminoferrit försenar/hindrar transporten då de binder kloridjonerna. Observera att våt-torr cykler kan öka koncentrationen av kloridjoner vid torkning. Kloridsaltbildningar kan också ge volymförändringar.

6.4 Biologiska processer

Initialt minskar mängden mikroorganismer i stabiliserad/solidifierad jord genom den stora förändring av mikroorganismernas livsmiljö som stabiliseringen innebär (stor ändring i pH och uppvärmning genom härdningsprocesserna). Med tiden ökar potentialen för återkolonisering av mikroorganismer, förutsatt att det finns föda (vanligtvis organiskt material). Transport av bakterier och bakterieföda är beroende av permeabilitet och risk för effekter av biologisk nedbrytning finns främst på yttre ytor.

Vissa mikroorganismer kan nyttja sulfat som elektronacceptor vid nedbrytning av organiskt material, som då övergår till sulfid. Vid en syresättning kan sulfidjonerna oxideras av andra mikroorganismer till svavelsyra, som (kemiskt) kan bryta ner cementen.

Nitrifierande bakterier skaffar sig energi genom att oxidera oorganiska kväveföreningar (vanligtvis ammonium eller nitrit). Vid oxidationen bildas salpetersyra som kan attackera cementen. Attacken sker primärt på cementens yta i de fall de nyttjade kväveföreningarna finns utanför cementmatrisen. Reaktionen kräver tillgång på syre.

Biologiska nedbrytningsprocesser kan normalt anses som mycket långsamma i cementstabiliserade muddermassor. För att klargöra omfattningen av degenereringen av s/s-behandlade muddermassor krävs långtidsstudier (Larsson 2009). Studier av beständigheten i ett långtidsperspektiv (100 år) för s/s-behandlade muddermassor har ej gått att finna.

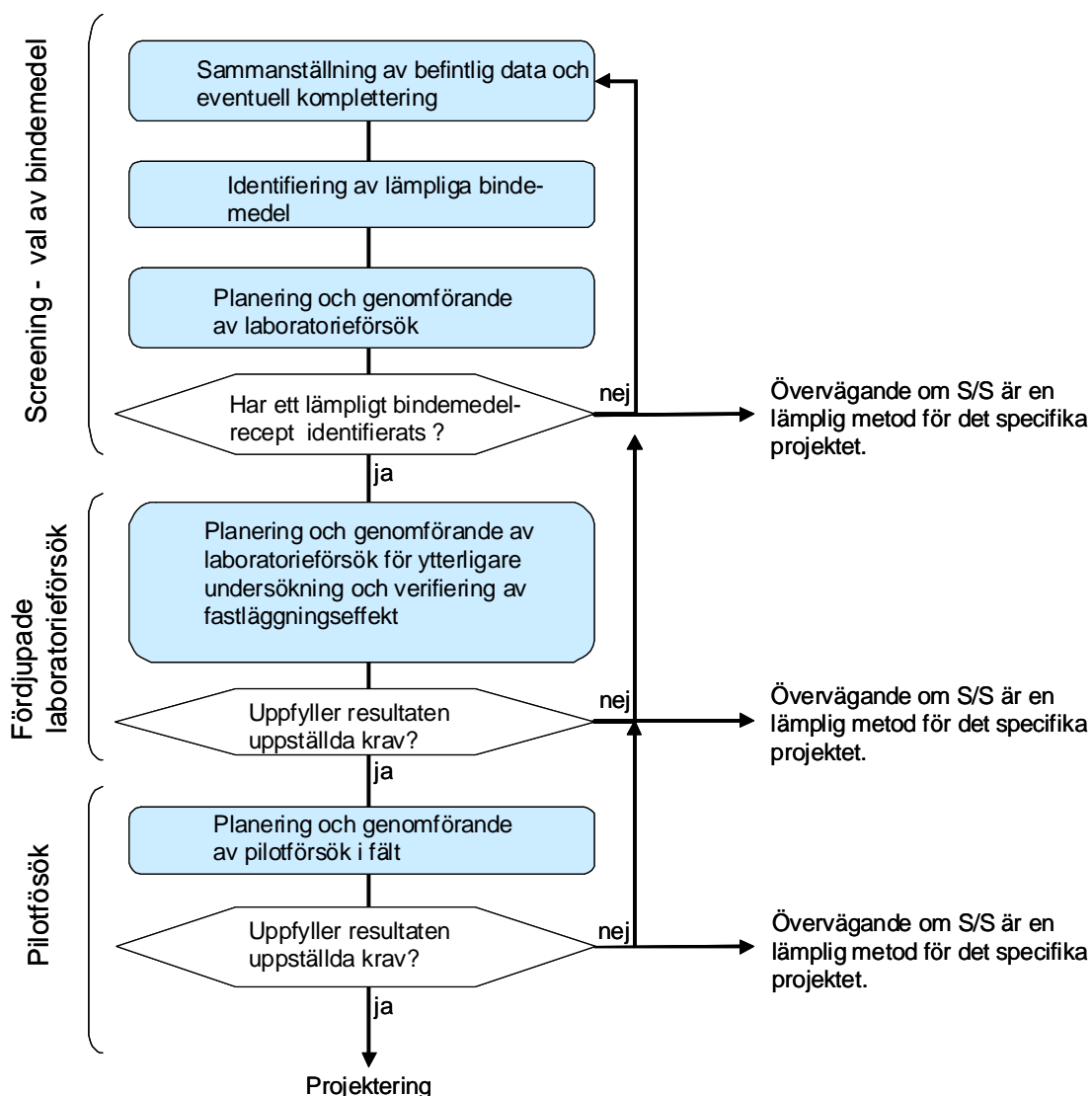
6.5 Sammanfattning

- Beständigheten styrs av mekaniska, kemiska och biologiska processer. Mekaniska processer leder ofta till sprickbildning, och därmed till ökad permeabilitet i stabiliserade muddermassor. Mobiliteten för föroreningar som är fysikalisk inkapslade påverkas direkt eftersom de blir lättare exponerade för vatten. Kemiska nedbrytningsprocesser går också fortare när vattengenomströmning genom de stabiliserade muddermassorna ökar.
- Utveckling av hållfasthet och permeabilitet med tiden påverkas av utlakningen av kalcium från cementmineral. Transport av vatten genom de stabiliserade muddermassorna är därför avgörande för hastigheten i de processer som bryter ner cement.
- Mätningar och undersökningar av långtidseffekter hos s/s-behandlade muddermassor saknas

7 LÄMPLIGHETSTEST

7.1 Översikt

I Figur 9 ges en generell beskrivning av processen för lämplighetstest av s/s-behandling av förorenade muddermassor. Processen består av tre huvuddelar: (i) screening för val av bindemedel och bindemedelsmängd, (ii) fördjupade laboratorieförsök för verifiering av effekt, (iii) pilotförsök för verifiering av effekt under fältförhållanden. Processen börjar med att befintlig data avseende föroreningsinnehåll och andra egenskaper sammanställs. Datamaterialet kompletteras med ytterligare tester (se 7.2).



Figur 9. Flödesschema för lämplighetstest av s/s metoden (efter(Bone et al. 2004))

De vita rutorna utgör steg i processen då resultat föreligger och en utvärdering av dessa sker. De undersökningar som då krävs finns beskrivet översiktligt i följande underkapitel. I kapitel 3 ges kortfattade rekommendationer med avseende på nödvändiga undersökningar som användare av s/s-metoden bör genomföra för bedömning av

erhållen effekt på utlakningsegenskaper samt även förslag på uppföljande kontrollundersökningar.

7.2 Screening för val av bindemedel och bindemedelsmängd

Denna del i processen består av:

- Karakterisering av muddermassorna med avseende på fysikaliska och kemiska egenskaper. Föroreningsinnehållet karakteriseras genom bestämning av totalhalt och lakbarhet. Det bör noteras att när det gäller metoder för att bestämma halten spår- och huvudelement i olika typer av fasta material, så ger det ofta inte ett mått på den *totala* halten av det analyserade ämnet i materialet, utan endast del av den totala halten. Beroende på det fasta materialets egenskaper, mineralogisk sammansättning, valet av syra samt syrans koncentration, energitillförsel (uppvärmning) och kornstorlek kommer provet att lösa sig mer eller mindre vid upp slutningen (Benz and Enell 2009).
- Inledande laboratorieförsök för val av bindemedel, bindemedelsmängd och förhållandet mellan bindemedelskomponenterna. Vanligtvis testas bindemedelsmängder inom intervallet 100 – 400 kg/m³ och olika förhållanden mellan ingående bindemedelskomponenter (Holm et al. 2009). En standardiserade metodik för optimering av bindemedel finns ej.
- Test av tryckhållfasthet och utlakningsegenskaper. Erforderlig tryckhållfasthet hos en provkropp av s/s-behandlade muddermassor ingående i en geokonstruktion är normalt 100-300 kPa (Holm et al. 2009). Utlakningsegenskaper testas för ett begränsat antal av bindemedelsrecept vilka gett acceptabla hållfastheter hos provkroppar efter 28 dygns härdning.
- Jämförelse av resultat med uppställda kriterier/kravspecifikation. Om inte resultatet uppfyller kraven tas beslut om att: (i) revidera val av bindemedel, bindemedelsmängd och förhållandet mellan bindemedelskomponenterna, alternativt (ii) överväga och eventuellt avfärda s/s-behandling som en lämplig metod för projektet.

I Tabell 5 nedan beskrivs en undersökningsmetod för att identifiera ett lämpligt bindemedelsrecept med avseende på fastläggning, vilka resultat som erhålls och hur dessa kan utvärderas.

Tabell 5. Undersökning för att identifiera ett lämpligt bindemedelsrecept med avseende på fastläggning

Syfte	<i>Identifiera ett lämpligt bindemedelsrecept med avseende på fastläggning</i>
Metod	<i>Skaktest SIS-EN 12457 alt ISO/TS 21268-2 (medger analys av organiska ämnen)</i>
Resultat	<i>Uppmätta koncentrationer för de analyserade elementen i eluatet vid ett specificerat L/S. Ofta uttrycks resultatet som ackumulerad utlakad mängd per kg torrsubstans av materialet (mg/kgTS)</i>
Utvärdering	<i>De uppmätta koncentrationerna kan tolkas som en uppskattning av porvattnets sammansättning i de stabiliserade muddermassorna vid jämvikt. De uppmätta koncentrationerna representerar därmed de maximala koncentrationer som kan förväntas i ett lakvatten från konstruktionen. Den eventuella reduktion av de utlakade mängderna vid jämförelse mellan de ursprungliga muddermassorna och de s/s behandlade muddermassorna beror på kemisk fixering eller fysikalisk adsorption (se kapitel 5.3)</i>

7.3 Fördjupade laboratorieförsök för verifiering av effekt

Denna del i processen består av:

- Planering och genomförande av ytterligare laboratorieförsök för undersökning och verifiering av (i) hållfasthet (t ex enaxliga tryckförsök över tid, upp till 365 dagar efter beredning av provkroppar), permeabilitet och andra undersökningar av geotekniska egenskaper och (ii) fastläggningseffekt, vilket kan undersökas genom lakteter, undersökningar av mineralogi och mikrostruktur samt geokemisk modellering.
- Jämförelse av resultat med uppställda kriterier/kravspecifikation. Om inte resultaten uppfyller kraven tas beslut om att: (i) revidera val av bindemedel, bindemedelsmängd och förhållandet mellan bindemedelskomponenterna, alternativt (ii) överväga och eventuellt avfärda s/s-behandling som en lämplig metod för projektet.

I Tabell 6-Tabell 8 nedan beskrivs undersökningsmetoder för att verifiera fastläggnings-effekt genom dynamisk lakttest för monoliter (fast provkropp), undersökningar av mineralogi och mikrostruktur samt geokemisk modellering

Tabell 6. Undersökning av fastläggning inkluderande inkapslingseffekt

Syfte	<i>Undersökning av fastläggningseffekt genom dynamisk laktest för monoliter</i>
Metod	<i>Dynamisk laktest för monoliter CEN/TS 15863/4 (ersätter NEN 7345). Alternativt kan CEN/TC351WG1 TS-2 (medger analys av organiska föreningar) användas, vilken är under utveckling.</i>
Resultat	<i>Uppmätta koncentrationer för de analyserade elementen i eluatet som funktion av tid. De uppmätta koncentrationerna uttrycks som utlakad mängd per ytenhet av provkroppen och per dygn(mg/m²d)</i>
Utvärdering	<i>Baserat på testresultaten kan man verifiera den effekt som fysikalisk inkapsling ger på utlakningshastigheten. Till skillnad mot skaktest SIS-EN 12457 och pH-statisk lakning SIS-CEN/TS 14997 är testen CEN/TS 15863/4 avsedd att mäta utlakningshastighet under icke-jämviktsförhållande. Icke jämviktsförhållande upprätthålls genom att byta ut lakvätskan vid bestämda tidsintervall (CEN/TS 1586) eller kontinuerligt (CEN/TS 15864). Det finns inget självklart sätt att översätta resultaten från ytutlakningstest till utlakning från stabiliserade muddermassor under fältförhållanden. Men utifrån diffusionsparametrar (från ytutlakningstest) och en uppskattning av porvattenkoncentrationer i stabiliserade muddermassor (från skaktest) kan masstransporten ut från den s/s-behandlade kroppen av muddermassor beräknas .</i>

Tabell 7. Undersökning av mineralogi och mikrostruktur

Syfte	Undersökning av fastläggningsseffekt genom undersökningar av mineralogi och mikrostruktur
Metod	Petrografiska metoder, Scanning Electron Microscopy (SEM), X-ray Diffractometry (XRD), X-ray absorption spectroscopy (XAS), eller extraktionsmetoder för bestämning av sulfidinnehåll, järn och aluminium (hydro)oxider.
Resultat	Uppgift om mineralogi, morfologi, speciering av föroreningar i den fasta fasen
Utvärdering	Resultaten ger svar på om fastläggningsseffekt beror på kemisk fixering eller fysikalisk adsorption (se kapitel 5.3) samt speciering (förekomstformer) av den fasta fasen. Värt att notera är att XRD endast ger information om kristallina faser, medan XAS går att applicera på såväl kristallina material, som amorfa faser, adsorberade och lösta joner. Med XAS erhålls också säkra bestämningar av elementens redox tillstånd. XAS använder synkrotronbaserat röntgenljus med mycket hög energi och i Sverige finns enbart en sådan anläggning tillgänglig (Max-lab vid Lunds universitet).

Tabell 8. Kemiska beräkningar (Geokemisk modellering)

Syfte	Undersökning av fastläggningsseffekt genom kemiska jämviktsberäkningar
Metod	Geokemisk modellering (Många olika mjukvaror finns att tillgå, t.ex Minteq, Phreeq-c, LeachXS, etc). Som indata kan krävas viss karakterisering av den fasta fasen (de stabiliserade muddermassorna) samt resultat från laktester utförda under förhållande som är nära kemisk jämvikt, exempelvis pH-statisk lakning SIS-CEN/TS 14997, skaktest SIS-EN 12457.
Resultat	Speciering av lakvatten samt indikation om vilka mekanismer som kontrollerar koncentrationen i lakvattnet.
Utvärdering	Utredning om fastläggningsseffekt beror på kemisk fixering eller fysikalisk adsorption (se kapitel 5.3) samt förekomstform (speciering) i den fasta fasen och i vätskefasen

7.4 Pilotförsök för verifiering av effekt under fältförhållanden.

Fältförsök görs för att verifiera geoteknisk och miljömässig funktion hos den planerade konstruktionen där de stabiliserade muddermassorna ingår.

- Verifieringen bör omfatta test både av geotekniska egenskaper och laknings-egenskaper hos det s/s behandlade muddermassorna. Detta görs genom provtagning av fast material och porvatten samt verifiering av konstruktionens geotekniska funktion.
- Jämförelse av resultat med uppställda kriterier/kravspecifikation. Om resultatet är positivt kan projektet gå vidare in i en projekteringsfas. Om inte resultaten uppfyller kraven övervägs att avfärda s/s-behandling som en lämplig metod för projektet.

Tabell 9. Verifiering av fastläggning under fältförhållanden

Syfte	<i>Verifiering av effekt under fältförhållanden</i>
Metod	<i>Provtagning av omgivande grund- och ytvatten, passiva provtagare, provtagning av porvatten och fastprovtagare av de stabiliserade muddermassorna (med efterföljande laktestning och geoteknisk testning)</i>
Resultat	<i>Uppmätta koncentrationer för de analyserade elementen i grund-,yt- och porvatten samt i eluat från laktest.</i>
Utvärdering	<i>Jämförelse med resultat från tester i laboratorie med uppställda kriterier/kravspecifikation.</i>

8 KUNSKAPSBEHOV

Det finns ett stort behov av mer kunskap om beständighet och långtidsegenskaper hos s/s-stabiliserade muddermassor med inriktning på:

- Påverkan på fastlagda föroreningar när kalcium lakas ur den stabiliserade strukturen.
- Långtidsbeteende då granulerad masugnsslagg och/eller cement används som bindemedel, vad gäller utlakning av såväl oorganiska som organiska föroreningar.
- En förbättrad mekanistisk förståelse av hur immobilisering av föroreningar sker och hur denna förändras över tiden.

Det finns också ett behov av mer kunskap om kemiska interferenser:

- Bl.a om hur tillsatser av svavel - och formen av tillsatt svavel (tex sulfat, organiska svavelföreningar sediment, svavel i granulerad masugnsslagg, svavel i bioflygaska) - påverkar fastläggningen av metallföroreningar.
- Det finns ett antal kända faktorer som påverkar hårdningen vid cementstabiliseringen. Det saknas dock kunskap för att kunna förutsäga interferensernas nettoresultat på den s/s-stabiliserade muddermassan.

Mer kunskap behövs också om hur resultat i laboratoriet kan översättas till förutsägelser om vad som händer i fält:

- Undersökning krävs om hur väl emissionen i fält kan förutsägas utifrån diffusionsparametrar (från ytutlakningstest) och porvattenhalter i stabiliserade muddermassor (från skaktest) bestämda på laboratoriet.

Det föreligger ett behov av att utarbeta standards:

- Standards för beredning av stabiliserad provkropp och bindemedelsoptimering bör utvecklas. I det arbetet bör olika bindemedels hårdningstider beaktas. Ett hållfasthetskrav som baseras på 28 dygns hårdning kan konkurrera ut de långsamhårdande bindemedlen (Ett långsamhårdande bindemedel kan innebära positiva effekter i utförandeskedet.)

9 REFERENSER

- Bendz, D. and A. Enell (2009). Metoder för haltbestämning av huvud- och spårelement och PAH i jord och avfall. Linköping, Statens Geotekniska Institut.
- Bone, B. D., L. H. Barnard, et al. (2004). Review of scientific literature on the use of stabilisation/solidification for the treatment of contaminated soil, solid waste and sludges, Environment Agency, UK.
- Bone, B. D., L. H. Barnard, et al. (2004). Guidance on the use of stabilisation/solidification for the treatment of contaminated soil Environment Agency, UK.
- Bricka and Jones (1993). An evaluation of factors affecting stabilization/solidification of heavy metal sludge Vicksburg, Mississippi US Army Engineer Waterways Experiment Station.
- Cartledge, F. K., L. G. Butler, et al. (1990). "Immobilization mechanisms in solidification stabilization of Cd and Pb salts using Portland-cement fixing agents." *Environmental Science & Technology* **24**(6): 867-873.
- Chen, Q. Y., M. Tyrer, et al. (2009). "Immobilisation of heavy metal in cement-based solidification/stabilisation: A review." *Waste Management* **29**(1): 390-403.
- Eijk, V. (2001). Hydration of cement mixtures containing contaminants - Design and application of the solidified product University of Twente, The Netherlands. **PhD**.
- Eriksson, K. and G. Holm (2010). Omgivningspåverkan i samband med fältförsöket i Granudden. Kontrollprogram stso-fältförsök, COWI.
- Fleri, M. A. and G. T. Whetstone (2007). "In situ stabilisation/solidification: Project lifecycle." *Journal of Hazardous Materials* **141**(2): 441-456.
- Grini, R. S. (2006). Årsrapport for 2005 - Pilotprosjektet i Trondheim havn, Rambøll Norge AS.
- Holm, G., D. Bendz, et al. (2007). Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor - Lämplighet och potential för svenska förhållanden, rapport 5696. Stockholm, Naturvårdsverket.
- Holm, G., S. Larsson, et al. (2009). "Geokonstruktioner av stabiliserade/solidifierade förorenade muddermassor." *Bygg & teknik* **1**: 46-51.
- Ikegami, M., T. Ichiba, et al. (2005). Long-term properties of cement treated soil 20 years after construction. *16th International conference on soil mechanics and geotechnical engineering*. Osaka. **3**: 1199-1202.
- Johansson, S.-E. (2009). Geokemiska reaktioner, STABCON internal communication to Göran Holm.
- Larsson, L. (2009). Thauwasit - Nedbrytning cement, SGI.
- Laugesen, J. (2007). Behaviour of solidified/stabilised contaminated sediments in confined disposal facilities (CDFs). *Civil and Transport Engineering*. Oslo, NTNU, Norwegian University of Science and Technology. **Ph.D**.
- Maijala, A., P. Lahtinen, et al. (2009). Geotechnical optimization of binder recipes, Ramboll Finland Oy.
- Møskeland, T., T. N. Lie, et al. (2003). Overvåking av mudring og deponering av forurenset sediment i Trondheim havn - fase 1.
- Nakarai, K., T. Ishida, et al. (2006). "Multi-scale physicochemical modeling of soil-cementitious material interaction." *Soils and Foundations* **46**(5): 653-663.

- Perera, A. S. R., A. Al-Tabbaa, et al. (2005). Part V: Long-term performance and environmental impact. Stabilisation/Solidification Treatment and Remediation. A. Al-Tabbaa and Stegemann, Taylor & Francis: 437-457.
- Shi, C. and R. Spence (2004). "Designing of cement-based formula for solidification/stabilization of hazardous, radioactive, and mixed wastes." Critical Reviews in Environmental Science and Technology **34**(4): 391-417.
- Sparrevik, M., F. Hernandez-Maritnez, et al. (2008). Bindemidler og metoder for stabilisering/ solidifisering av forurensede masser - State of the art report, NGI.
- Terashi, M. (2002). Long-term strength gain vs. deterioration of soils treated by lime and cement. International workshop on deep mixing. Tokyo: 39-57.
- Thomas, Jameson, et al. (1981). "The effect of lead nitrate on the early hydration of Portland cement." Cement Concrete Res. **11**(1): 143-153.

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
Geomaterial och Modellering

.....
David Bendz
Uppdragsledare

.....
Lennart Larsson
Granskare

BILAGA 1: PROJEKT DÄR STABILISERING/SOLIDIFIERING ANVÄNTS FÖR FÖRORENADE MASSOR I SVERIGE, NORGE OCH FINLAND

Tabellen i denna bilaga är uppdelad i kolumner med: allmän information, karakteristiken hos sedimenten / muddermassorna, laboratorietester som har utförts innan, under och efter genomförandet av stabiliseringen i fält. Endast lättillgänglig information redovisas i tabellen. Den specialintresserade läsaren får ta tabellen som utgångspunkt för att hitta källor till mer information. I den näst sista kolumnen finns referenserna till de dokument där tabellens uppgifter hämtades och i den sista kolumnen finns en hänvisning till källor som kan innehålla mer information (om en sådan källa påträffats).

	B	C	R	S	T	U	V	W	X	Y
	Plats	Projekt	Fyllningsmedel	mängd (kg/m ³)	inblandningsmetod	Kontroll under processen	kontrollprogramuppföljning - geoteknik	kontrollprogramuppföljning - kemi	Referens där information till tabellen hämtats	Mer information kan finnas här:
3										
4										
5										
6	Västervik	Öresundsviken	Cement	70	muddring, grovsorterades, avvattnades, stabiliserades m gräsmaskin, och deponerades	Processstrav: 30 kPa				
7	Stockholm	Hammarby Sjöstad	Cement och merit	125	In-situ pelarstabilisering med torr mixning	Turbiditet, sluddup, Tothalt, vattenhalt, org halt på sediment och stabiliserade massor.	Borrkärnor 1/2, 1, 3, 304, okollfrihetsmätning	NEN7345		
8	Stockholm	Västra Kungsholmen, KV Kojan	Kalk-cementpelare	11 000 st	In-situ pelare i sjöbotten					
9	Oxelösund hamn	Segeludden (STABCON)	Cement och merit	150	Masstablisering	Passiva provtagare utanför området, sligardinor, grunding	hällfäshet (CPT), trycksökning, permeabilitet, sättningar, portryck, temperatur, densitet, vattenhalt.	GV-35 d, 189 4, Porvattentprov (BAT) 28d, Borrtprov: skaktest, Passiva provtagare	www.stabcon.com/stabcon/rp/WP1WP2/fältförsk_slut	
10	Göteborg	Grändden (SMOCS, STABCON, Vattenfall)	Cement, merit, bioflygaska	150	Processstabilisering. Ex situ, blandning med skrov. Fyllt plåten läger för läger och från kanten	Vattenkört, densitet, Ca-halt, totalhalter föreningar, LOI, TOC i muddermassorna; grunding, vattentprov (fjäder, grundvattnen länder, porvatten i konstruktion), passiva provtagare (DGT, SPMD) utanför, buller, Laktester på uppbyggda prov.	Hällfäshet (både i upptagna prov och med CPT i konstruktion), permeabilitet (celltryckspermameter), bindemedelsmätning på upptaget prov (28, 90, 365d), temperatur (0-365d)och CPT i SS massorna. 3-5år: hällfäshet, permeabilitet.	Porvatten (BAT), EN12457, och ytut i havsvatten (mod NEN7345) upptagna prov (28, 90, 365d), grundvattenrör i SS massorna, GV rör, passiva provtagare utanför; 3-5år: laktest, vattentprov, passiva provtagare	(Eriksson och Holm, 2010)	
11										
12	Trondheim	hamn, Pier II Brattörn, fas 1	Cement och flygaska	120+60	Ex situ, i betongråg, flyttat till platsen efter 24h	Sedimentfallor, passiva provtagare, turbiditet mm	Nårigt bindemedel, tryckstyrka, jernstabilitet, vattennivå i deponi,	Totalhalt i sediment utanför	(Grinn, 2006; Laugesen, 2007; Sparrevik m.fl. 2008; Sparrevik och Kvernås, 2008)	http://www.ultima.fi/rapporter/askta
13	Trondheim	hamn, Pier II Brattörn, fas 2	Cement (och lite kalk)		SS blandningen på sluplatsen	Sedimentfallor, passiva provtagare, turbiditet mm utanför, passiva provtagare i vallen	Vattnivå i deponin, Färgtracér, fluoriserande tracer och modellering	Sedimentfallor, passiva provtagare utanför och i vallen, föroreningar i muslor och fågel	(Grinn, 2006; Laugesen, 2007)	http://www.ultima.fi/rapporter/askta
14	Hammarfest	Arktisk kultursenter (AKS)	Jord och FA cement	100	I grop för byggnadsgrunden		13 borrhål: titring för bindemedelsmätning	Porvatten i SS och utanför SS massor	(Jahren m.fl., 2009; Sparrevik och Kvernås, 2008)	t ex www.stabgrunn.no
15	Berum	Kalettangen/ Sandvika	Cement och merit 50/50	160	På plåte bakom betongpout	turbiditet, analys av vattenprov med passiva provtagare (SPMD och DGT) för metaller och organiska föroreningar, titring för mängd tillsatt bindemedel	Minst 2 övervakningsbunnar i konstruktionen, övervakning respient med passiva provtagare. Skaktest och diffusionsstest.		(Flare m.fl., 2009; Mäijälä m.fl., 2009; Sparrevik och Kvernås, 2008)	(Schanning, 2010 #47); plåtskalefforsk
16	Fredekshamn	Hamn	Cement	50	In situ				(Holm m.fl. 2007; Sparrevik m.fl. 2008)	Ramboll Finland Oy (project papers)
17	Hamina	Muddring av farvatten							(Port of Hamina Ltd, 2010)	
18	Helsingfors	Sörnäs strand	Cement	110	In situ masstablisering, 3m djup		Fältprov efter 1 månad, skjvohällfäshet, tryckhällfäshet	Efter 1 månad: EN 12457-3, NEN7343. Efter 2 år: tothalt metaller och organiska ämnen samt skaktest och kolonitest	(Eriksson m.fl. 2009; Holm m.fl. 2008; Mehlhäll et al. 2000, Jelske m.fl. 2008; Wälelund m.fl. 2005)	Scandicoonult 2003 i Sparrevik et al. 2005
19	Tavastehus								(Wälelund m.fl. 2005)	
20	Vuusari		Cement		Rörig blandnings utrustning	Hällfäshet, permeabilitet	Laktester		(Mäijälä m.fl. 2009; Sparrevik m.fl. 2008)	Helsingin City 2005; Mronah 2001
21	Nordöja - Vuosari Hamn		Cement	135	Masstablisering	Sonderingar efter 14, 28 och 90 d.	Miljöuppföljningar, Uppföljning av vattendrag, fiskläuna, vegetation, yt- och grundvatten		(Holm m.fl. 2007; Sparrevik m.fl. 2008)	www.vuosari.fi
22	Vantaa		Cement, samt kalk+cement	100-90	Masstablisering				(Sparrevik m.fl. 2008)	
23	Abo (Turku) hamn	Pauso invalling	Cement, slög-, flygaska	250	Processstabilisering för första gången i Finland totalhalter	Vattenhalt, densitet, Ca i sedimenten, Ca i slämmor. Prov i lab (28, 90d): tryckhällfäshet, permeabilitet (sof wall, back pressure), tothalt, NVN7347, Sedimentprov utanför - totalhalter	Laktester		(Eriksson m.fl. 2009; Niemi m.fl., 2009; STABLE, 2009)	
24	Marihamn	Marihamn, västra hamnen, kaj 6	Cement	110					(Dannström, 2011-01-14; Ålands miljöprovingsutskott, 2004-01-22)	

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	
	Projekt	Plats	Projekt	Entreprenör	Beställare	Konsult	Genombört	Syfte/konstruktion	Omfattning	vatten-kvot	org. halt	partikel-storlek	förening	Bindemedel	mängd (kg/m ³)	geotek test	kemi	
3	Karakteristiska sedimenten																	
4	Land																	
5	Sverige																	
3	Västervik	Österumsåsen	Västerby Sjövärd	Vägarverket Produktion	Västervik kommun	Envipro	2002-2003	Deponi i anslutning till området.	166 000 m ³				PCB, Hg, PAH	Byggs cement; byggs cement-merit; snabb cement.	50-150	Sjövärdshälsöhet		
6	Stockholm	Hammarby Sjövärd	NCC, Hercules	Stockholms stad	Stockholms stad	Tyéns, Kemakia, SUAB-Viatek	2003?	Stabilisering av sjöbotten för husbyggnad mm.	ca 1800 m ³ stabiliserad mängd	225%	gyltja		Hg, metaller, oljeföreningar	Snabb cement; snabb cement-merit	75-125	Tryckhållförmåga	NEN 7345	
7	Stockholm	Västra Kungsholmen, KV Kojan	Slanska				2007-2008	kalkcementpelare i sjöbotten					PAH					
8	Oxelösund hamn	Stegsholmen (STABCON)	Slanska	SSAB/Oxelösunds Hamn/STABCON	Ramboll		2009-färdiförsök	Hamnbyggnad, färdiförsök	300 m ³	217	15/7,3	lengig gröja	Pb, Zn, Hg, Cd, Sn, PAH, PCB	Cement, merit, aktivt kol	100-150	hållfast 150-200 kPa, permeabilitet 10 ⁻⁸ -10 ⁻¹⁰ m/s	EN12457, NEN7347, prCEN/TS15863	
9	Givle hamn	Granudden (SMOCS, STABCON, Vattenfall)	PEAB		Givle Hamn AB	COWI/Ramboll	2010 färdiförsök	Hamnbyggnad	10 000 m ³	450			metaller PAH, PCB, TBT	Cement/merit/biofygaska	150	Hållförmåga, permeabilitet	EN12457, NEN7347, prCEN/TS15863	
10	Norge																	
11	Tromsø	hamn, Pier II Bratøen, fas 1			Tromsø Hamn	Ramboll, DNV Consulting og Skanska,	2002-2003	muddring och användning	11 000 m ³	45	2	sligt sand, 11% lera	TBT, PAH, PCB (metaller)	Cement, FA cement, industricement, sulfat cement	75-150	Tryckhållförmåga (NS8015 Komos) 28d 90d; permeabilitet (Oedometer)	EN12457 LS10, acid volatils sulphide och extraherbara metaller	
12	Tromsø	hamn, Pier II Bratøen, fas 2			Tromsø Hamn	Ramboll, DNV Consulting og Skanska,	2004-2005	muddring och användning	10 000 m ³				Hg, Pb, Zn, TBT	Cement, mikrokisel, biofygaska, kalk	60-180	Tryckhållförmåga, permeabilitet	EN12457-2 (sligt o färsk vatten), NEN7345 pH ₄ , (tidal tank test efter pilotskalan var genomförd)	
13	Hammarfest	Akisk kulturcenter (AKS)			Hammarfest kommun		2006	byggegrund.	5000 m ³	22	6,8 TOC	Sand, 1% lera	PAH, TBT, Cu, Pb, Hg, PCB	Cement, industricement, sulfat cement, + kolfygaska, cement	75-150	Tryckhållförmåga (NS8015 Komos) 28d	EN12457 LS10, XRF, XRD, acid volatils sulphide and extraherbara metaller	
14	Berum	Kadetangen Sandvika			Berum kommun	Ramboll	2008-2009	Anläggning av kaj	3500 m ³	90-170%	6-14	sligt sand och lergilt	PCB, TBT, As, Cr, Ni, org ämnen PAH	Industri cement, FA cement, cement från last, kolfygaska, merit, gips, cement, FA cement, industricement, sulfat cement	75-150	Tryckhållförmåga (UCS NS8015) efter 28, 90, 360 d, permeabilitet (soft wall test, Oedometer), tryck, o, olja vatteninnehåll och temperaturer inflytande på hållförmåga	EN12457 LS10, acid volatils sulphide och extraherbara metaller	
15	Finland																	
16	Fredrikshamn	Hamn					1997	Containerfält, 3m stabiliserade massor ovanpå andra muddermassor	48 000 m ³			hamnsediment	okänd	Snabb cement	70			
17	Hamn	Muddring av farvatten					2008-2010	Grund för containerterminal	1 000 000 m ³									
18	Helsingfors	Sonräs strand					1998-2001	kaj/strandkonstruktion	5000 m ³ , 4500 m ²	60-140	leggatja		As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, PCB, öljä	Snabb cement, FTC, Ekomix	50-110	Tryckhållförmåga, permeabilitet		
19	Tavastehus							Strandsediment	6900 m ³									
20	Vuosaari						2000-2007	Deponi som blir rekreativområde	100 000 m ³			diverse järder från Helsingfors stad, inte rekreativområde	metaller					
21	Nordkyl - Vuosaari Hamn						2005-2007	användning i hamnkonstruktion.	500 000 m ³			njåk, muddrad lera	TBT (PCB, Me)					
22	Vantaa								50 000 m ²			torv, lera, slt	deponi					
23	Åbo (Turku) hamn	Pansio invallning					2008-2009	Hamnbyggnad (Pilo inom STABLE)	88000 m ³	152-252	6%	leggatja, lera	TBT (hydrocarbons, PCB, PAH, Cr, Cu)	Cement, masingslag, flygskä, + kalk, gips, Savor additive	50-250	Tryckhållförmåga 28, 90d, permeabilitet	totalhalt, NVN7347	
24	Mariehamn	Mariehamn, västra hamnen, kaj 6					2005	kaj 6	1700 m ³				Pb, Hg, PAH, PCB					
25																		

Referenser till Bilaga 1

- Beyer, F. och Larsson, S. (2008) "Skanskas Utveckling 2006-2008". Skanska Sverige AB.
- Dannström, G. (2011-01-14) "Hamnchef Mariehamns hamn" Personlig kommunikation.
- Eriksson, K. och Holm, G. (2010) "Omgivningspåverkan i samband med fältförsöket i Granudden. Kontrollprogram stso-fältförsök". COWI.
- Eriksson, K., Wilhelmsson, A., Peljto, A. och Holm, G. (2009) "Stabilisering och solidifiering av förorenade sediment från Stegeludden - Bemötande av Naturvårdsverkets yttrande". Ramböll Sverige AB, 61470619859 H:\gorhol\Gorhol-13915-Oxelösund Stegeludden MÖD\Rapporter\Bemötande av överklagan_MÖD_090417.pdf.
- Flore, A., Helland, A., Håøya, A.-O., Jahren, T. och Jensen, H. (2009) "Promenadebrygge ved Kadettangen, Bærum". Rambøll, Oppdragsnr 1060339, Rap003-Id03 http://www.stabilgrunn.no/uploads/kundefiler/Rap-003-Id_03-BaerPil-01_1.pdf.
- Grini, R. S. (2006) "Årsrapport for 2005 - Pilotprosjektet i Trondheim havn". Rambøll Norge AS <http://www.tih.no/rapporter-pilotprosjektet.aspx> <http://www.tih.no/uploads/dokumenter/utvikling/pilotprosjektet/Arssrapport+2005.pdf>.
- Holm, G., Bendz, D., Larsson, L., Leppänen, M., Mácsik, J., Pehrson, P., Rogbeck, Y. och Svedberg, B. (2007) "Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor - Lämplighet och potential för svenska förhållanden". Naturvårdsverket, 5696 www.naturvardsverket.se.
- Jahren, T., Tellefsen, T., Ytterdal, F., Helland, A. och Håøya, A.-O. (2009) "Miljøteknisk overvåkning 2007-2008 - STSO av forurenset masse og tildekking av sjøbunn ved arktisk kultursenter, Hammarfest". Ramböll, Prosjekt 1060339A. Rapport "M-Rap-004-id_03-HamAKSpil".
- Laugesen, J. (2007) "Behaviour of solidified/stabilised contaminated sediments in confined disposal facilities (CDFs)" Civil and Transport Engineering, Ph.D. NTNU, Norwegian University of Science and Technology, Oslo.
- Maijala, A., Forsman, J., Lahtinen, P., Leppänen, M., Helland, A., Håøya, A.-O. och Konieczny, M. (2009a) "Cement stabilization and solidification - STSO – Review of techniques and methods". Ramböll Norge AS, Rap001-Id01 http://www.stabilgrunn.no/uploads/kundefiler/Rap-001-Id_01-SoA-01.pdf.
- Maijala, A., Lahtinen, P. och Jyrävä, H. (2009b) "Geotechnical optimization of binder recipes". Ramböll Finland Oy, Oppdragsnr 1060339, Rap002-Id02 http://www.stabilgrunn.no/uploads/kundefiler/Rap-002-Id_02-BindMat-Baerum-01.pdf.
- Niemi, M. J., Lahtinen, P. och Autiola, M. (2009) "STABLE - Pilot 2008-2009 - Implementation and quality control". Ramböll. http://projektit.ramboll.fi/life/stable/images/Implementation_QualityControl_Pilot-2008-09.pdf.
- Palm Cousins, A., Wängberg, I., Ramström, C., Hermansson, C., Junedahl, E. och Brorström-Lundén, E. (2007) "Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. Del 2: Efter saneringen". IVL, B1705 <http://www.vastervik.se/upload/orserum/B1705.pdf>.
- Port of Hamina Ltd (2010) "Deepening of the fairway" <http://www.portofhamina.fi/index.php?id=128&language=7> Accessed 2010 15 november.
- Redlund, M. (2007). "Spännande ny teknik i Ulvsundasjön" Byggindustrin, 2007-04-16.
- Sparrevik, M., Hernandez-Maritnez, F., Eggen, A. och Espen, E. (2008) "Bindemidler og metoder for stabilisering/ solidifisering av forurensete masser - State of the art report". NGI http://www.stabilgrunn.no/uploads/kundefiler/20061257_1_rev0_%20final.pdf.
- Sparrevik, M. och Kvennås, M. (2008) "Development of binder and additions. Final report from phase 1, 2 and 3". NGI, 20061257-2 www.stabilgrunn.no.
- STABLE (2009) "Controlled Treatment of TBT-Contaminated Dredged Sediments for the Beneficial Use in Infrastructure Applications. Case: Aurajoki – Turku, Finland. Technical final report". EU-Life, Life06 ENV/FIN/000195 http://projektit.ramboll.fi/life/stable/images/Final_Technical_Report.pdf.
- Widelund, S., Svensson, P. L. och Jonsson, Å. (2003) "Ny metod att stabilisera förorenade sediment". Ålands miljöprövningsnämnd (2004-01-22) "Beslut MPN-03-31" http://www.miljohalsoskydd.ax/pdf/mpn/Beslut_Mariehamns_stad_Kaj_6_22012004.pdf.

