



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 14029

Examensarbete 30 hp  
Augusti 2014

# Nyttiggörande av stabiliserade/ solidifierade muddermassor ovan vattenytan

– En studie av sediment från hamnarna i  
Köping och Västerås

---

Lisa Öborn

## REFERAT

Nyttiggörande av stabiliserade/solidifierade muddermassor ovan vattenytan

– En studie av sediment från hamnarna i Köping och Västerås

*Lisa Öborn*

Muddringsprojekt är en global företeelse och görs av flera olika anledningar, till exempel för miljömässiga aspekter och för breddning av farleder. För att få en hållbar utveckling är det viktigt att finna bra lösningar på frågan hur förorenade sediment skall hanteras. I Mälaren kommer olika muddringsprojekt att genomföras för att bredda farleden från slussen i Södertälje till hamnarna i Köping och Västerås. Muddringsprojekten skall genomföras av Sjöfartsverket, Köpings kommun och Västerås stad. En metod för att omhänderta muddermassorna är att stabilisera/solidifiera dem genom att blanda i ett bindemedel bestående av en blandning av cement, masugnsslagg och aktivt kol och låta dem härda. Detta görs för att förbättra materialets geotekniska egenskaper samt för att immobilisera föroreningar.

Syftet med detta examensarbete var att undersöka om det går att använda krossade stabiliserade/solidifierade muddermassor ovan vattenytan till exempel i vägkonstruktioner alternativt som fyllnadsmaterial. Möjligheten för användandet av de stabiliserade/solidifierade materialet utvärderades genom att materialets geotekniska och miljömässiga egenskaper undersöktes.

Den miljöpåverkan som de stabiliserade/solidifierade materialet skulle kunna ha på den omgivning där de används har undersökts genom analyser av totala föroreningshalter samt koncentrationer vid lakning. Detta gjordes dels genom egna skakförsök och dels genom utvärdering av resultat från undersökningar som Statens geotekniska institutets (SGI) miljölaboratorium gjort. När det gäller materialets geotekniska egenskaper utvärderades resultat från undersökningar genomförda av SGI:s geotekniska laboratorium.

Stabiliseringen/solidifiering gjorde att de undersökta metallerna som förekommer som kationer immobiliserades, vilket ledde till att lakningen minskade. Däremot fungerade immobiliseringen inte för anjoner; om det skulle ha förekommit höga halter av toxiska anjoner som till exempel arsenik, vanadin och molybden skulle dessa ha lakats ut. Ur ett miljömässigt perspektiv skulle det gå bra att använda det undersökta materialet då koncentrationen i lakvätskan låg under de båda gränsvärden som används; gränsvärden för inert avfall och gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål. När det gäller hållfasthet uppfyllde materialet efter 28 dagars härdning inte kraven som ställs för användning i vägkonstruktion. Däremot hade materialets geotekniska egenskaper förbättrats jämfört med de obehandlade sedimenten.

**Nyckelord:** Muddermassor, stabilisering/solidifiering, PAH, TBT, tungmetaller, lakning

*Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet*

*Lennart Hjelm's väg 9*

*Box 7014*

*SE-750 07 Uppsala*

## ABSTRACT

Utilization of stabilized/solidified dredged sediments above the water surface  
- A study of sediments from the ports in Köping and Västerås

*Lisa Öborn*

Dredging is a global phenomenon carried out for several different reasons, e.g. environmental remediation and expansion of shipping lanes. A sustainable solution to the problem of how contaminated sediment should be handled is thus important to achieve a more sustainable development. Several dredging projects will be implemented in the lake Mälaren to widen the shipping lane from the lock in Södertälje to the ports of Köping and Västerås. The dredging will be carried out as a joint effort by the Swedish Maritime Administration, the City of Västerås and Köping municipality. One method used for treating dredged sediments is stabilization/solidification. This is carried out to improve the geotechnical properties of the material and to immobilize contaminants. The method works as follows: Sediments are dragged from the lake, mixed with a binding agent consisting of cement, granulated blastfurnace slag and active carbon and then left to harden.

The objective of this master thesis was to investigate the feasibility of using the stabilized/solidified material on land above the water surface. Examples of applications for the crushed material are in road construction or as fillers for vegetation surfaces. The stabilized/solidified material was evaluated with respect to environmental factors and geotechnical properties to determine if it was appropriate to use for these applications.

To investigate the potential impact of the stabilized/solidified material on the surrounding environment, analysis of total contamination content and leaching tests were evaluated. In this thesis, batch-leaching tests for metals were performed as well as evaluation of lab results from surveys conducted in the environmental laboratory at the Swedish Geotechnical Institute. The geotechnical properties of the material were evaluated based on results from experiments conducted by the geotechnical laboratory at the Swedish Geotechnical Institute.

The results from the treatment with stabilization/solidification showed that most of the studied metals were immobilized, and the leaching of these metals decreased. From an environmental perspective it would be feasible to use the material, as the results of the leaching test were below the limit values used in the assessment; limits for inert waste and limits for less than small risk ('mindre än ringa risk') in use of waste for construction purposes. In terms of the geotechnical features, after 28 days of hardening the material did not meet the requirements for use in road construction. However, the material's geotechnical properties such as strength had improved compared to the untreated sediments.

**Keywords:** Dredged sediments, stabilization/solidification, PAH, TBT, heavy metals, leaching

*Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences  
Lennart Hjelm's väg 9  
Box 7014  
SE-750 07 Uppsala*

## **FÖRORD**

Detta examensarbete utgör den avslutande delen av mina studier på Civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet motsvarar 30 högskolepoäng och har utförts under våren 2014. Examinator för examensarbetet var Fritjof Fagerlund, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. Examensarbetet har varit en del av Västerås stads och Köpings kommuns fältförsök för att utvärdera möjliga användningsområden för stabiliserade muddermassor. Handledare för examensarbetet var Erica Tallberg, Structor miljöteknik och Erik Jonsson, ÅF. Ämnesgranskare var Dan Berggren Kleja, Institutionen för mark och miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

Jag vill rikta ett varmt tack till mina handledare och min ämnesgranskare för ert stöd och vägledning. Tack till Regina och Cecilia på SGIs miljölaboratorium i Linköping för alla tips och svar på frågor kring det laborativa arbetet. Tack även till personalen vid laboratoriet på Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, för råd avseende det laborativa arbetet. Ett stort tack riktas till alla på Structor Miljöteknik som gjort min vistelse på kontoret i Västerås mycket lärorik och trevlig.

Avslutningsvis vill jag rikta ett hjärtligt tack till min familj och mina vänner för att ni alltid finns där när jag behöver er.

*Lisa Öborn*

Västerås, maj 2014

Copyright © Lisa Öborn och Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet

UPTEC W 14029, ISSN 1401-5765

Publicerat digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala 2014

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Muddringsprojekt är en globalt förekommande företeelse som görs av flera olika anledningar, där ibland att minska påverkan från föroreningar i bottensediment och för breddning och djupning av farleder. En stor del av sedimenten i svenska kust- och hamnområden är förorenade till följd av utsläpp från källor med mänsklig påverkan. Idag finns det uppskattningsvis 80 000 förorenade områden i Sverige, av dessa består cirka 200 till 300 områden av förorenade sediment. En lösning på frågan hur de förorenade sediment bäst kan tas om hand är viktig för att nå en hållbar utveckling.

I Mälaren skall olika muddringsprojekt genomföras för att bredda farleden från slussen i Södertälje till hamnarna i Köping och Västerås. Muddringsprojekten skall genomföras av Sjöfartsverket, Västerås stad och Köpings kommun. Muddringen skall genomföras för att göra det möjligt att ta in större och modernare fartyg. Detta för att minska både transportkostnader och de miljömässiga kostnaderna, då modernare fartyg generellt är miljövänligare eftersom det ställs större miljökrav på de fartyg som byggs idag än de som byggts tidigare. En ytterligare möjlig miljöeffekt i och med utbyggnaden av farleden skulle kunna vara att transporter som annars skulle gått på land, till exempel med lastbil, istället går till sjöss.

En metod för att ta hand om muddermassorna är att stabilisera/solidifiera dem. Detta görs genom att ett bindemedel bestående av en blandning av cement, masugnsslagg och aktivt kol blandas med sedimenten. Blandningen får härda under tryck för att förbättra materialets hållfasthet och miljömässiga egenskaper. Stabiliseringen bidrar till att minska miljöpåverkan från de förorenade sedimenten i och med att föroreningar binds till partiklar och blir mindre rörliga. Stabilisering kan också förbättra de geotekniska egenskaperna, till exempel öka materialets brighet. Solidifiering innebär att muddermassorna omvandlas till en solid kropp. Den solida kroppen har lägre genomsläpplighet och bättre geotekniska egenskaper, till exempel ökad hållfasthet och bärighet, än de obehandlade sedimenten. I denna studie har undersökts om det går att krossa de stabiliserade/solidifierade sedimenten och sedan använda materialet ovan vattenytan. Exempel på användningsområden är i vägkonstruktioner alternativt som fyllnadsmaterial.

För att undersöka hur det stabiliserade/solidifierade materialet påverkar miljön analyserades totala föroreningshalter, hur mycket föroreningar sedimenten innehöll samt lakbarheten, det vill säga hur benäget materialet är att släppa ifrån sig föroreningarna. Totalhalterna analyserades på ackrediterat laboratorium och lakbarheten undersöktes med skakförsök. Vid skakförsök skakas finfördelat material med lakvätska, i detta fall destillerat vatten och bäckvatten. Efter skakningen analyseras koncentrationen av olika ämnen i lakvätskan.

Behandlingen av de förorenade sedimenten med stabiliseringen/solidifiering gjorde att de flesta av de undersökta metallerna immobiliserades, vilket gjorde att lakbarheten och risken för spridning av föroreningar till omgivningen minskade. Det gick inte att se någon skillnad i lakbarhet då det stabiliserade/solidifierade materialet var i kontakt med destillerat vatten eller bäckvatten.

Ur ett miljömässigt perspektiv skulle det gå bra att använda materialet då koncentrationen av tungmetaller i lakvätskan låg under de båda gränsvärdena som användes, det vill säga gränsvärden för inert avfall och gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål. När det gäller hållfasthet uppfyllde materialet efter 28 dagars härdning inte kraven som ställs för användning i vägkonstruktion. Däremot har materialets hållfasthet förbättrats jämfört med de obehandlade sedimenten. Det är möjligt att hållfastheten

förbättras efter en längre härdningsperiod och även om inte hållfasthetskraven för skyddslager uppfylls så finns möjligheten att använda materialet i vägkonstruktionens underbyggnad eller som fyllningsmaterial till exempel i bullervallar.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT .....	i
ABSTRACT .....	ii
FÖRORD.....	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING.....	iv
INNEHÅLLSFÖRTECKNING .....	vi
1 INLEDNING.....	1
2 SYFTE.....	1
2.1 FRÅGESTÄLLNINGAR .....	2
2.2 HYPOTES .....	2
2.3 AVGRÄNSNINGAR .....	2
3 STABILISERING OCH SOLIDIFIERING AV SEDIMENT.....	2
3.1 BINDEMEDEL .....	3
3.1.1 Cement .....	3
3.1.2 Masugnsslagg, Merit .....	4
3.1.3 Aktivt kol.....	4
3.2 HÄRDNING.....	5
3.3 HÅLLFASTHET .....	5
3.4 ANVÄNDNING AV STABILISERADE/SOLIDIFIERADE MASSOR UNDER VATTENYTAN.....	5
4 MILJÖASPEKTER.....	6
4.1 FÖRORENINGAR.....	6
4.1.1 Metaller .....	6
4.1.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) .....	10
4.1.3 Tributyltenn (TBT).....	11
4.2 UTLAKNING.....	11
4.2.1 Fastläggning av metallföroreningar.....	12
4.2.2 Fastläggning av organiska föroreningar.....	12

4.2.3	Lakteter i laboratorium .....	13
4.2.4	Porvatten provtagare, BAT-provtagare .....	13
4.3	BEDÖMNINGSGRUNDER .....	14
4.3.1	Skyddsobjekt och exponeringsvägar .....	14
4.3.2	Rikt- och gränsvärden för totalhalter och utlakning.....	15
4.3.3	Klassning av sediment.....	18
4.3.4	Riktvärden för vatten.....	19
5	GEOTEKNIK.....	20
5.1	UPPBYGGNAD AV EN VÄG .....	20
5.1.1	Förstärkningslager.....	21
5.1.2	Skyddslager och underbyggnad .....	21
5.2	BETONGMATERIAL I VÄGKONSTRUKTION .....	22
5.3	GEOTEKNISKA UNDERSÖKNINGAR.....	22
5.3.1	Nötegenskaper .....	23
5.3.2	Enaxliga tryckförsök .....	23
5.4	BEDÖMNINGSGRUNDER .....	23
5.4.1	Krav på material i förstärkningslager .....	24
5.4.2	Krav på material i skyddslager .....	24
5.4.3	Krav på material i underbyggnad .....	25
5.4.4	Krav på fyllningsmaterial för vegetationsyta .....	25
6	MATERIAL OCH METOD.....	25
6.1	PLATSBESKRIVNING .....	25
6.1.1	Köpings hamn .....	26
6.1.2	Västerås hamn .....	27
6.2	FÄLTUNDERSÖKNINGAR.....	27
6.2.1	Inblandning av bindemedel .....	27
6.2.2	Porvattenprovtagning med BAT-provtagare.....	31



6.3	LABORTORIEEXPERIMENT.....	31
6.3.1	Beskrivning av material för skakförsök .....	32
6.3.2	Lakning.....	32
6.3.3	Visual MINTEQ.....	36
7	RESULTAT .....	37
7.1	GEOTEKNIKSKA UNDERSÖKNINGAR.....	37
7.2	MILJÖMÄSSIGA UNDERSÖKNINGAR .....	38
7.2.1	Obehandlade sediment .....	38
7.2.2	Porvatten.....	41
7.2.3	Lakning av sediment från Köping .....	41
7.2.4	Lakning av sediment från Västerås .....	44
7.2.5	Jämförelse mellan fält- och laboratoriebestämd lakbarhet.....	48
7.2.6	Lakning av organiskatenn föreningar från Västerås sediment .....	49
7.2.7	Kemisk jämviktsmodellering .....	50
8	DISKUSSION .....	50
8.1	FÄLTFÖRSÖK .....	51
8.2	GEOTEKNIK.....	51
8.3	OBEHANDLADE SEDIMENT .....	51
8.4	PORVATTEN .....	52
8.5	STABILISERADE/SOLIDIFIERADE SEDIMENT .....	52
8.5.1	Lakning av organiskatenn föreningar och aktivt kol.....	53
8.6	KEMISK JÄMVIKTSMODELLERING .....	54
8.7	FELKÄLLOR.....	55
9	SLUTSATS .....	55
10	REFERENSER.....	56
	BILAGA A – OBEHANDLADE SEDIMENT .....	a
	BILAGA B – BAT-PROVTAGNING .....	a

BILAGA C – SKAKTEST: INVÄGDA MÄNGDER, pH OCH ALKALINITET .....	a
BILAGA D – ANALYSRESULTAT FÖR KÖPING .....	a
BILAGA E – ANALYSRESULTAT FÖR VÄSTERÅS .....	a
BILAGA F – RESULTAT VISUAL MINTEQ .....	a

# 1 INLEDNING

Muddring av förorenade massor är en global företeelse och en lösning på frågan hur de ska hanteras är viktigt för att få en hållbar utveckling. I Mälaren skall olika muddringsprojekt genomföras för att bredda farleden från slussen i Södertälje till hamnarna i Köping och Västerås. Muddringsprojekten ska genomföras av Sjöfartsverket, Västerås stad och Köpings kommun. Syftet är att kunna ta in större och modernare fartyg för att minska transportkostnader och de miljömässiga kostnaderna. Detta då modernare fartyg är generellt miljövänligare eftersom det ställs större miljökrav på de fartyg som byggs idag än de som byggts tidigare (Sjöfartsverket, 2013b). Ytterligare en miljöaspekt är att utbyggnad av farleden eventuellt kan leda till att transporter som annars skulle gått på väg och järnväg istället går på sjöfart (Sjöfartsverket, 2013b).

En stor del av främst de ytliga sedimenten i kust och hamnområden är förorenade till följd av antropogen påverkan. Idag uppskattas att det finns cirka 80 000 förorenade områden i Sverige. Av dessa utgörs uppskattningsvis 200 till 300 av områden med förorenade sediment (Svedberg och Holm, 2007).

I och med muddringsprojekten kommer det att uppstå stora volymer förorenade muddringsmassor som innehåller bland annat PAH, TBT (tributyltenn) och tungmetaller. På grund av att muddermassorna innehåller föroreningar så strider det mot miljö kvalitetsmålet ”Giftfri miljö” att dumpa dem i Mälaren och de måste omhändertas på annat sätt. Det finns idag en metod för att stabilisera/solidifiera muddermassor som innebär att föroreningarna binds hårdare till materialet samt att de geotekniska egenskaperna förbättras. Massor som behandlats på detta sätt kan sedan användas för anläggning och konstruktion under vattenytan.

Då behovet av material för konstruktion under vattenytan är begränsat undersöks möjligheten att hitta nya sätt att använda muddermassorna ovan vattenytan som kan bidra till en hållbar utveckling. I fältförsök som genomförs av Västerås och Köpings kommun kommer tre olika användningsområden ovan vattenytan att utvärderas:

1. Skapa nya hårdgjorda ytor för industriändamål (monolit).
2. Använda massorna som förstärkningslager i samband med vägbyggnation (monolit).
3. Framställa ett lättfyllnadsmaterial som alternativ till t.ex. leca (krossat material).

I denna studie undersöktes huvudsakligen användningen av de stabiliserade/solidifierade muddermassorna i form av krossat material.

# 2 SYFTE

I detta examensarbete undersöktes stabiliserade/solidifierade muddermassor från hamnarna i Västerås och Köping. Syftet var att undersöka om det går att använda krossade stabiliserade/solidifierade muddermassor ovan vattenytan i vägkonstruktioner alternativt som fyllnadsmaterial, samt att i en litteraturstudie sammanställa bedömningsgrunder för utvärdering av materialet. För att möjliggöra användandet av de stabiliserade/solidifierade massorna utvärderades materialets geotekniska och miljömässiga egenskaper.

## 2.1 FRÅGESTÄLLNINGAR

1. Vilka bedömningsgrunder bör användas för att utvärdera det stabiliserade/solidifierade materialets miljömässiga och geotekniska egenskaper?
2. Uppfyller det krossade stabiliserade/solidifierade materialet de krav på hållfasthet och lakning som ställs för användning av materialet ovan vattenytan, till exempel i vägkonstruktion?
3. Vilken miljöpåverkan skulle användning av stabiliserade/solidifierade massor ha på den plats där användningen sker?
4. Skiljer sig lakning från materialet i kontakt med humöst bäckvatten (som ska representerar markvatten) kontra destillerat vatten?

## 2.2 HYPOTES

- Fältstabiliserade muddermassor kommer att kunna krossas likt ett betongmaterial.
- Det stabiliserade/solidifierade materialet kommer att kunna användas i vägkonstruktioner eller som fyllningsmaterial.
- Det stabiliserade/solidifierade materialet kommer att binda föroreningar bättre än obehandlade massor.
- Lakningen med bäckvatten kommer att skilja sig från lakningen med destillerat vatten.

## 2.3 AVGRÄNSNINGAR

Examensarbetet avgränsades till att endast undersöka användningen av krossade stabiliserade/solidifierade muddermassorna från hamnarna i Västerås och Köping ovan vattenytan. Fokus har legat på krossning och användning som fyllnadsmaterial, eller i vägkonstruktioner. De laborativa undersökningarna som genomförts inom ramen för examensarbetet begränsades till att materialet endast undersöktes med avseende på lakning av metaller. Den miljöfaktor som undersökts är exponering för bäckvatten med humussyror.

Dessutom utvärderades Statens geotekniska instituts (SGI) resultat från lakning av metaller och tennorganiska föreningar (TBT) från obehandlade sediment samt lakning av tennorganiska föreningar (TBT) från stabiliserade/solidifierade sediment. Miljöpåverkan utvärderades utifrån lakning och totalhalter i ursprungsmaterialet, det vill säga sedimenten innan iblandning av bindemedel. Utlakning från det stabiliserade materialet utvärderades utifrån gränsvärdena för inert avfall och för mindre än ringa risk vid användning för anläggningsändamål som presenteras i avsnitt 4.3.

Geotekniska aspekter utvärderades utifrån undersökningar genomförda av SGI. Dessa resultat utvärderades utifrån de krav som ställs på hållfasthet för användning av materialet i vägkonstruktion eller som fyllningsmaterial, se avsnitt 5.4.

## 3 STABILISERING OCH SOLIDIFIERING AV SEDIMENT

Det finns flera metoder för omhändertagande av muddermassor. I fallet med de båda hamnanläggningarna i Västerås och Köpings kommuner är sedimenten förorenade, vilket innebär att det främst finns två alternativ som är aktuella, deponering på land och stabilisering/solidifiering för användning i konstruktion ovan vattenytan. Deponering är generellt ett dyrare alternativ än stabilisering/solidifiering, bland annat på grund av transport-

och hanteringskostnader samt deponeringsavgifter (Magnusson et al., 2006). Stabilisering av massor kan göras på olika sätt, antingen som in-situ eller ex-situ stabilisering. Vid in-situ stabilisering behandlas massorna genom direkt iblandning av bindemedlet, utan att grävas upp (Bendz et al., 2011). Ex-situ stabilisering innebär att massorna tas upp innan de behandlas. Behandlingen kan genomföras antingen on-site, på plats, eller off-site, på en annan plats (Naturvårdsverket, 2007). Till exempel tillämpas ex-situ stabilisering/solidifiering vid fältförsöken i Västerås och Köpings hamn. Där muddras förorenade massor upp och blandas sedan med bindemedel i en mobil anläggning varefter de pumpas ut i bassänger för att härda.

För att minska miljöpåverkan från de förorenade massorna genomförs stabilisering för att binda föroreningar i en mindre mobil form. Stabilisering kan också förbättra de geotekniska egenskaperna, till exempel öka materialets bärighet (Bendz et al., 2011). Solidifiering innebär att muddermassorna omvandlas till en solid kropp. Den solida kroppen har lägre hydraulisk konduktivitet och bättre geotekniska egenskaper såsom ökad hållfasthet och bärighet än de obehandlade sedimenten.

En metod har tagits fram för stabilisering/solidifiering som gör det möjligt att använda förorenade muddermassor för anläggning och konstruktion under vattenytan. Utredning för att avgöra massornas lämplighet för solidifiering/solidifiering genomförs i följande tre steg: screening, fördjupade laboratorieförsök och pilotförsök (Bendz et al., 2011). Syftet med första steget, screening, är att komma fram till ett lämpligt bindemedelsrecept och bindemedelsmängd. Detta görs utifrån de egenskaper och föroreningar som sedimenten har. I steg två, fördjupade laboratorieförsök, undersöks och verifieras fastläggnings-effekten. I det tredje steget görs ett pilotförsök för att undersöka om resultaten även under fältförhållanden uppfyller de krav som finns (Bendz et al., 2011).

### **3.1 BINDEMEDEL**

Bindemedlets sammansättning är viktigt för det slutliga tekniska och miljömässiga resultatet (Holm och Suer, 2012). Syftet med stabilisering/solidifiering kan ur ett tekniskt perspektiv vara att förbättra materialets geotekniska egenskaper såsom hållfasthet. Från ett miljöperspektiv kan syftet vara att föroreningarna i materialet immobiliseras. Det finns flera faktorer som påverkar föroreningars mobilitet, exempelvis temperatur, pH, fuktighet och redoxpotential (Bone et al., 2004). Ett bindemedelsrecept väljs beroende på egenskaperna hos materialet som ska stabiliseras/solidifieras såsom densitet, blandbarhet, organisk halt, geotekniska egenskaper och risk för utlakning av olika ämnen. Bindemedel består ofta av cement, kalk, masugnsslagg och aska (Bone et al., 2004). Det är vanligt att en kombination av bindemedel används då detta gör att effekter för kemisk fixering och stabilisering, geotekniska egenskaper, med mera, kan optimeras (Svedberg och Holm, 2007).

I fältförsöken i hamnarna i Västerås och Köping används bindemedel bestående av cement, merit (masugnsslagg) och aktivt kol.

#### **3.1.1 Cement**

Cement är det vanligaste bindemedlet i Norden (Bendz et al., 2011). Råmaterialet som används i cement (portlandcement) utgörs främst av kalksten som tillsammans med lera eller sand mals till ett fint pulver (Nationalencyklopedin c). Cement tillverkas genom bränning då blandningen hettas upp till ca 1400 °C. I denna process bildas kalciumsilikat som är den viktigaste beståndsdel i portlandcement (Nationalencyklopedin c). När cementet blandas

med vatten sker en reaktion kallad hydratisering mellan kalciumsilikat och vatten där det bildas kalciumsilikathydrat (C-H-S-gel) enligt (Bendz et al., 2011):

Kalciumsilikat + vatten → kalciumsilikathydrat + kalciumhydroxid.

Kalciumsilikathydratgelen (C-H-S-gelen) bildas runt cementpartiklarna där den fungerar som ett klister som fyller tomrummen mellan partiklarna och binder dem samman.

Kalciumsilikathydrat är den komponenten i cement som är viktigast för materialets hållfasthet. Samtidigt som kalciumhydroxid bildas höjs pH-värdet i materialet (Nationalencyklopedin c).

### 3.1.2 Masugnsslagg, Merit

Merit är en typ av mald granulerad masugnsslagg, en restprodukt från stålindustrin som internationellt kallas ”ground granulated blastfurnace slag” (GGBS). När merit reagerar sker detta på ett liknande sätt som reaktionen för cement och resulterar i ungefär samma typ av reaktionsprodukter och hållfasthetsutveckling (Bendz et al., 2011). En skillnad är att hållfasthetsutvecklingen sker långsammare för merit än cement (Bendz et al., 2011).

Masugnsslagg har, på grund av att det innehåller sulfider, en sorptionsförmåga som gör att tungmetaller binds. Exempelvis har masugnsslagg som Merit och liknande produkter potentialen att binda ämnen som bly, kvicksilver, zink och kadmium (Svedberg och Holm, 2007). Dessutom kan merit sänka redoxpotentialen vilket i sin tur påverkar redoxkänsliga ämnen i massorna som till exempel järn, mangan och sulfat (Bendz et al., 2011).

### 3.1.3 Aktivt kol

Aktivt kol kan framställas från nästan vilket kolhaltigt material som helst och beroende på vilket material som används får det aktiva kolet olika tekniska egenskaper (Chemviron Carbon, 2014). Aktivt kol används bland annat för adsorption av vätskor eller gaser. Generellt kan sägas att aktivt kol på grund av en stor mängd fina porer har en mycket stor area per volym (Nationalencyklopedin b). Exempelvis används aktivt kol framställt av trä, torv och brunkol som råvaror till blekningsmedel medan aktivt kol framställt av kokosnötsskal eller rester från petroleumraffinering används till gasadsorberande produkter (Nationalencyklopedin b). Ytterligare en faktor som påverkar det aktiva kolets egenskaper och därmed tillämpning är partiklarnas form. Det finns huvudsakligen tre olika former; i) granulat: oregelbundet formade partiklar som används i vätske- och gastillämningar ii) pulver: pulveriserat kol som främst används i rökgasrening och vätskefastillämningar iii) pellets: cylindriska partiklar med hög mekanisk hållfasthet som används i tillämpningar i gasfas (Chemviron Carbon, 2014).

Aktivt kol har en förmåga att adsorbera ickepolära (hydrofoba) molekyler genom fysikalisk och kemisk adsorption. Vid fysikalisk adsorption binds molekyler fysiskt med Van der Waals krafter till materialet, här det aktiva kolet. Molekylerna är relativt svagt bundna och kan lätt desorberas. Kemisk adsorption är starkare än fysikalisk, vilket gör att desorption endast kan ske om energi tillförs. Adsorptionen förbättras med ökat tryck och minskad temperatur (Nationalencyklopedin b).

Viktiga faktorer som styr hur väl det aktiva kolet adsorberar är kolets specifika yta och dessutom påverkar porstrukturen. Porstorleksfördelning påverkar den specifika ytan på så sätt att med en stor andel mikroporer (< 2nm) följer en stor specifik yta (Ebie et al., 2001). På

grund av mikroporernas storlek kan endast små molekyler adsorberas i dem. Större molekyler adsorberas antingen på kolets yta, alternativt i de större porerna (Ebie et al., 2001). Att större föroreningar sätter sig på ytan eller i porerna kan göra så att porer inuti materialet blockeras för de små molekylerna, så den effektiva specifika ytan blir mindre. Det kan därför vara bra att vid val av aktivt kol inte bara ta hänsyn till specifik yta utan också porstorleksfördelningen (Ebie et al., 2001).

Genom att tillsätta aktivt kol i bindemedlet minskar biotillgängligheten av beständiga hydrofoba organiska föroreningar (Zimmerman et al., 2008). Exempelvis tillsätts aktivt kol till bindemedlet för att binda föroreningen tributyltenn (TBT) (Svedberg och Holm, 2007).

### **3.2 HÄRDNING**

Det finns ett antal faktorer som påverkar härdning av material som stabiliseras/solidifieras med cement, bland annat vattenhalt, temperatur, salter och föroreningar i materialet. Det finns ett antal ämnen som också kan reducera härdningshastigheten exempelvis zink-, tenn- och blyklorider, fosfater och florider (Bendz et al., 2011). Även halten organiskt material påverkar härdningen. Organiska komplex kan innehålla tungmetaller som frigörs vid höga pH. Metallerna kan fällas ut på cementkorn och bilda metallhydroxider, till exempel blyhydroxider som gör att cementkornen inte finns tillgängliga för härdningsreaktioner (Bendz et al., 2011). Dessutom påverkas även slutproduktens struktur, permeabilitet och hållfasthet av störning från vissa metaller (Bendz et al., 2011). Då organiskt material bryts ner gör detta att pH sjunker. Lågt pH kan göra att cementfaserna löses upp.

### **3.3 HÅLLFASTHET**

Vid stabilisering/solidifiering blir muddermassorna som behandlas fastare. I och med det minskar risken för deformation när materialet utsätts för belastning (Naturvårdsverket, 2007). De mekaniska processerna leder ofta till sprickbildning i materialet. Detta påverkar de föroreningar som är fysikaliskt inkapslade då de i större utsträckning utsätts för vatten (Bendz et al., 2011). På frostfritt djup samt under vattenytan är de mekaniska processerna mindre viktiga men vid tillämpning ovan vattenytan och ovan frostfritt djup har de större effekt.

Då vatten i det stabiliserade/solidifierade materialets porsystem fryser till is sker en volymökning som utsätter det omgivande materialet för ökat tryck (Bendz et al., 2011). När isen smälter minskar volymen och vattnet kan omfördelas i materialet. Vid nästa frystillfälle utsätts materialet igen för ökat tryck och fler sprickor bildas. Faktorer som påverkar sprickbildningen är bland andra mängd fryst vatten, porstorlek och porositet, absorptionshastighet och vattenmättnadsgrad. Eftersom håligheter ovan grundvattenytan kan vara fyllda av både vatten och luft blir ofta tryckökningen inte lika stor som vid frysning av porer som endast innehåller vatten (Bendz et al., 2011).

### **3.4 ANVÄNDNING AV STABILISERADE/SOLIDIFIERADE MASSOR UNDER VATTENYTAN**

Genom att använda stabilisering/solidifiering möjliggörs användning av förorenade muddermassor vid byggnationer. En monolit bestående av stabiliserade/solidifierade muddermassor kan användas i geokonstruktioner vid ny-, ut eller ombyggnad av hamnområden förutsatt att den uppfyller de geotekniska och miljömässiga krav som ställs (Holm et al., 2010). Geokonstruktioner används ofta i kajer, pিরer och vid förstärkning av terminalytor. En schematisk skiss över hur en monolit av stabiliserade/solidifierade massor

kan användas i en hamnkonstruktion visas i Figur 1. Monoliten ska ha god hållfasthet och låg hydraulisk konduktivitet (Holm et al., 2009).



Figur 1. Skiss över en hamnkonstruktion med en geokonstruktion med stabiliserade/solidifierade muddermassor (Holm et al., 2011)

## 4 MILJÖASPEKTER

Det övergripande syftet med muddringsprojekten i Västerås och Köping är inte direkt miljörelaterat då projekten genomförs för att bredda farleden. Ändå medför de sannolikt positiva miljöeffekter i och med att förorenade sediment avlägsnas vilket kan minska belastningen. Detta då risken för spridning av föroreningar minskar samt att negativ påverkan som föroreningarna i sediment har på natur och djurliv i dess omgivning minskar.

Det är främst mänskliga aktiviteter som ger upphov till att föroreningarna ansamlas i bottensediment. Föroreningarna har olika källor men det kan generellt sägas att utsläppskällor i kontakt med Mälaren är (Jacobson, 2006):

- Sjöfart som genererar utsläpp till luft och vatten.
- Användning av kemikalier, till exempel giftiga båtottenfärger.
- Diffusa källor i närområdet (avrinningsområdet).
- Utsläpp från avloppsreningsverk.
- Utsläpp från industrier.

Miljöaspekter som bör tas hänsyn till vid användning av förorenade stabiliserade/solidifierade muddermassor är risker för läckage av olika föroreningar. Föroreningarna som riskerar att läcka ut kan komma antingen från sedimenten eller bindemedlet. I avsnittet nedan presenteras några föroreningsgrupper och föroreningar som finns i sedimenten i Västerås och Köping och hur de kan lakas ur, samt bedömningsgrunder för potentiell miljöpåverkan.

### 4.1 FÖRORENINGAR

#### 4.1.1 Metaller

Ofta talas det i förorenings-sammanhang om tungmetaller och de miljöproblem som dessa orsakar, men det finns även lätta metaller som är särskilt miljöfarliga. Tungmetaller definieras ofta som metaller med en densitet som är högre än  $5 \text{ g/cm}^3$  (Eriksson et al., 2011). Flera av dessa metaller är essentiella näringsämnen som är viktiga beståndsdelar i till exempel



enzymer och biomolekyler. Detta är en grupp ämnen som är livsnödvändiga i låga koncentrationer men blir toxiska i högre koncentrationer (Eriksson et al., 2011).

### Arsenik (As)

Arsenik är en halvmetall som kan förekomma naturligt i grund- och ytvatten på grund av att arsenik vittrar ut från mineral där det är naturligt förekommande (Gustafsson et al., 2010). I Sverige är det dock oftast i låga koncentrationer, betydligt lägre än EUs gränsvärde på 10 µg/l. Arsenik förekommer i två olika redoxformer, femvärd (As(V)) och trevärd (As(III)). As(V) bildar arsenat ( $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ) som förekommer i syrerika miljöer. As(III) som bildar arsenit ( $\text{H}_2\text{AsO}_3$ ) kan finnas i anaeroba miljöer (reducerade förhållanden) eller vid låga pH-värden (Berggren Kleja et al., 2006).

Arsenikföreningar har haft många användningsområden till exempel som bekämpningsmedel, som färgämnen och i specialglas (Sterner, 2009). Andra antropogena källor till arsenik är gruvor och träimpregnering (Gustafsson et al., 2010). De toxiska effekterna av arsenik på människor är komplexa. As(III) kan oxideras i kroppen av enzymer till As(V) och man tror att det beror på att arsenik binder till och därmed hämmar ett tiotal enzym i kroppen (Sterner, 2009).

### Barium (Ba)

Barium har en kemi som liknar den för kalcium (Berggren Kleja et al., 2006). Bariumjonen ( $\text{Ba}^{2+}$ ) som är den dominerande formen i vatten adsorberar ofta till lerpartiklar och humusämnen (Berggren Kleja et al., 2006). Vid högt pH blir adsorptionen till humus särskilt stor. Vid höga sulfatkoncentrationer kan barium fällas ut som barit ( $\text{BaSO}_4$ ) (Berggren Kleja et al., 2006).

Barium har flera användningsområden och ingår i bland annat i färger, glas, tegel och keramik. Höga koncentrationer kan leda till skador på njurar och hjärta samt andningssvårigheter, men barium är däremot inte cancerogent (Berggren Kleja et al., 2006).

### Bly (Pb)

Bly ingår i flera produkter som används i vardagen, bland annat i färger, batterier, glas och blyhagel. Blyglans ( $\text{PbS}$ ) är det vanligaste blymineralet men även kalifältspat och skiffer kan innehålla bly (Eriksson et al., 2011). Lösligt bly förekommer främst i jonform som  $\text{Pb}^{2+}$ , blyjonen binds mycket starkt till både humusämnen och oxidtyper i marken. I vatten förekommer bly som  $\text{Pb}^{2+}$  och i komplex med löst organiskt material (DOC), störst andel förekommer i regel i komplex med DOC (Berggren Kleja et al., 2006). På grund av blyets förmåga att blida humuskomplex anrikas det ofta i markens humusrika horisonter (Eriksson et al., 2011). Transport av bly sker vanligen som lösta humuskomplex eller kolloidalt bundet till oxider och humusämnen (Berggren Kleja et al., 2006).

Bly tillhör inte de essentiella näringsämnena och är toxiskt för allt liv; såväl växter, djur, mikroorganismer som människor. Organiskt bly tas lätt upp i kroppen och diffunderar till såväl hjärna som foster. Oorganiskt bly tas upp i lungor och mag-tarmkanalen eftersom det kan passera som kalcium (Sterner, 2009). Bly som tagits upp i kroppen utsöndras via njurar och lever eller fördelas till skelettet, bly har inga toxiska effekter på skelettet (Sterner, 2009). Vid exponering kan bly ge skador på nervsystemet och orsaka koncentrationsproblem (Berggren Kleja et al., 2006). Andra toxiska effekter är högt blodtryck samt att risken för hjärt- och kärlsjukdomar ökar. Små barn och foster är speciellt känsliga (Berggren Kleja et al., 2006).

### Kadmium (Cd)

Kadmium används i bland annat batterier, legeringar och pigment (Sterner, 2009). Dessutom kommer en stor del av utsläppen från gruvdrift och metallindustri där kadmium är en biprodukt (Eriksson et al., 2011). I marken binds kadmium till järn- och aluminiumoxider samt komplexbinds till organiskt material (Berggren Kleja et al., 2006). I jämförelse med andra tungmetaller binds kadmium relativt svagt i marken och kan ses som utbytbar bundet. Lösligheten är starkt beroende av pH och vid lågt pH kan så mycket som 40 % betraktas som utbytbar (Eriksson et al., 2011). Vid högt pH och i anaeroba miljöer binds kadmium starkt i marken detta eftersom kadmium fälls med karbonat. Kadmium fälls ut som sulfider under reducerande förhållanden (Berggren Kleja et al., 2006).

Kadmium är toxiskt för djur och människor då det bioackumuleras i däggdjur samt har påverkan på enzyms funktion. För marina organismer är kadmium starkt toxiskt redan vid låga koncentrationer, exempelvis hämmas algers tillväxt redan vid koncentrationer på 1 µg/l (Sterner, 2009).

### Koppar (Cu)

Koppar är viktigt industriellt där det bland annat används till elektronisk utrustning. I marken förekommer koppar oftast i tvåvärd oxidationsform ( $\text{Cu}^{2+}$ ). Koppar har låg löslighet vilket betyder att metallen oftare förekommer komplexbundet än i löst form (Eriksson et al., 2011). Vid reducerande förhållanden bildar koppar svårösliga sulfider (Berggren Kleja et al., 2006). Koppar binds starkt till oxider (järn-, aluminium- och manganoxider) men framför allt organiskt material (Berggren Kleja et al., 2006). Den mycket starka bindningen till humusämnen är karakteristisk för koppars markkemi och hur mycket koppar som kan bindas i marken styrs i regel av halten organiskt material. Transporten av koppar i mark och vatten sker till stor del som lösta humuskomplex (Berggren Kleja et al., 2006).

Koppar är även ett essentiellt näringsämne för både växter och djur som behövs för vissa enzymer i låga halter (Berggren Kleja et al., 2006). Exempelvis är koppar nödvändigt för att få en väl fungerande protein- och kolhydratmetabolism (Eriksson et al., 2011). I höga halter kan koppar vara toxiskt och för människor ha negativ påverkan på blod och lever (Sterner 2009). Den vanligaste effekten av exponering av för höga halter av koppar är att tarmfloran slås ut. Detta eftersom bakterier är mycket känsliga mot koppar (Sterner, 2009). Kopparsulfat används som bekämpningsmedel (Sterner, 2009).

### Krom (Cr)

Krom används framför allt i legeringar, exempelvis består rostfritt stål till 8-10 % av krom. Dessutom används krom för ytbehandling och garvning av läder och som bekämpningsmedel (Berggren Kleja et al., 2006; Sterner, 2009). Den vanligaste oxidationsformen är trevärt krom ( $\text{Cr(III)}$ ) (Sterner, 2009). Denna form tas upp dåligt i kroppen vilket gör att den har relativt låg akuttoxicitet. Däremot tas sexvärt krom ( $\text{Cr(VI)}$ ) lättare upp av kroppen, väl inne i kroppen reduceras  $\text{Cr(VI)}$  till  $\text{Cr(III)}$  som sedan kan bindas till proteiner och DNA (cancerframkallande) (Sterner, 2009). Dessutom är  $\text{Cr(VI)}$  starkt allergiframkallande (Sterner 2009).

Krom förekommer som  $\text{Cr(III)}$  vid lågt pH och under anaeroba förhållanden (Berggren Kleja et al., 2006).  $\text{Cr(III)}$  har låg löslighet och binds starkt i marken genom att bilda komplex med organiskt material och fälls även ut med järnoxider (Berggren Kleja et al., 2006). Däremot är krom relativt lättlösligt när det förekommer som kromat ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ), det vill säga vid högt pH och i torra jordar (Berggren Kleja et al., 2006). Den toxiska formen  $\text{Cr(VI)}$  är dock ovanlig i marken (Eriksson et al., 2011). I vatten är den vanligaste formen kromat ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) samt olika

Cr(III) komplex. Under de förhållanden som råder i Sverige reduceras kromat efter en tid till Cr(III) (Berggren Kleja et al., 2006).

#### Kvicksilver (Hg)

Idag används kvicksilver i bland annat lampor och lysrör samt i amalgamplomber, tidigare har det även använts som bekämpningsmedel, i elektroniskutrustning och i kvicksilvertermometrar. I mark binds huvuddelen av kvicksilver mycket starkt till organiskt material. Majoriteten av kvicksilvertransporten i marken samt från marken till vattendrag sker som transport av lösta humuskomplex (Berggren Kleja et al., 2006).

Människokroppen kan ta upp flera olika former av kvicksilver, mest effektivt tas kvicksilverånga och organiskt kvicksilver upp i luftvägarna (Sterner, 2009). Kvicksilver kan spridas till hela kroppen och kan även passera blod-hjärn-barriären, om kvicksilvret oxideras i hjärnan kan det inte ta sig därifrån (Sterner, 2009).

#### Nickel (Ni)

Nickel är en av de mest använda metallerna med en världsproduktion på ca 1 miljon ton/år (Sterner, 2009). Nickel förekommer i många legeringar och används även för ytbehandling (Berggren Kleja et al., 2006). Exempel på föremål i vardagen som innehåller nickel är; smycken, spännen, nycklar och mynt (Sterner, 2009).

I vatten förekommer nickel främst i jonform ( $\text{Ni}^{2+}$ ) samt i olika komplex med  $\text{Ni}^{2+}$ , till exempel med DOC och karbonat. I marken komplexbinds nickel till organiskt material och till oxider (Berggren Kleja et al., 2006). Vid låga pH är nickel relativt lösligt i markmiljön. Vid höga pH däremot binds metallen starkt till markpartiklar och blir därmed svårslöslig (Berggren Kleja et al. 2006).

Vid höga koncentrationer är nickel toxiskt för djur. För människor är det vanligaste problemen kontaktallergi och nickeleksem (Berggren Kleja et al., 2006). Nickelkarbonyl ( $\text{Ni}(\text{CO})_4$ ) är en starkt toxisk form av nickel som är både flyktig och lipofil och därmed snabbt kan adsorberas i kroppen via lungorna (Sterner, 2009).

#### Zink (Zn)

Zink är en metall som används i stora mängder i det moderna samhället. Den årliga produktionen ligger på ca 10 miljoner ton (Berggren Kleja et al., 2006). I stadsmiljö är de största källorna för spridning av zink lakvatten från förzinkade metallkonstruktioner, till exempel vägräcken och lyktstolpar, samt partiklar från bildäck (Berggren Kleja et al., 2006).

I naturen är huvuddelen av det zink som finns bundet i bland annat silikatmineral och järnoxider (Eriksson et al., 2011). I marken förekommer zink i tvåvärd form ( $\text{Zn}^{2+}$ ). Vid höga pH-värden komplexbinds  $\text{Zn}^{2+}$  till organiskt material i marken. Vid låga pH är  $\text{Zn}^{2+}$  istället huvudsakligen elektrostarkt adsorberad till lerpartiklar och organiskt material (Berggren Kleja et al., 2006). Lösighet och tillgänglighet för växter är beroende av pH och avtar med stigande pH-värden (Eriksson et al., 2011).

Zink är ett essentiellt ämne för djur och växter (Gustafsson et al., 2010). Generellt sett har zink en låg toxisk effekt på däggdjur (Berggren Kleja et al., 2006). Vid mycket höga koncentrationer kan zink dock vara giftigt (Gustafsson et al., 2010).

### Molybden (Mo)

Kemiskt är molybden inte särskilt reaktivt då det är beständigt i luft och vatten vid vanlig rumstemperatur (Nationalencyklopedin g). Molybden används bland annat i katalysatorer, färgpigment och flam- och rökdämpare (Nationalencyklopedin g). I markvattnet förekommer molybden som anjonen molybdat ( $\text{HMoO}_4^-/\text{MoO}_4^{2-}$ ). I samband med hantering av vissa alkalina material, till exempel alkalina förbränningsaskor, kan problem med höga koncentrationer av molybden uppstå (Gustafsson et al., 2010)

Molybden är ett essentiellt näringsämne för gröna växter, bakterier och svampar och det ingår i flera enzym, vid molybdenbrist hämmas kvävefixering (Gustafsson et al., 2010). Om molybden förekommer i höga koncentrationer blir det toxiskt på grund av att upptaget av koppar motverkas i både djur och växter (Nationalencyklopedin g). Detta eftersom det bildas svårösliga komplex (Cu-Mo-S utfällningar) till exempel i djurens mage vilket gör att de inte kan tillgodogöra sig Cu som mikronäringsämne (Gustafsson et al., 2010).

### Vanadin (V)

Antropogent tillförs vanadin främst från förbränning av vanadinhaltiga fossila bränslen. Lokalt kan vanadin även spridas från stålindustrin (Gustafsson och Johnsson, 2009). I kemiska föreningar kan vanadin ha olika oxidationstal, mellan -1 och +5 (Nationalencyklopedin h).

I naturen förekommer vanadin som vanadin (III), vanadyl och vanadat (Gustafsson och Johnsson, 2009). Vanadin är relativt lösligt och biotillgängligt (Gustafsson och Johnsson, 2009) och har ingen känd biologisk funktion hos människa eller djur (Nationalencyklopedin h). För vissa alger och andra organismer är vanadin ett nödvändigt grundämne i mycket låga koncentrationer. I högre koncentration blir vanadin toxiskt, detta eftersom det hämmar vissa ATP-hydrolyserande enzymer med transportfunktion (Nationalencyklopedin h).

#### **4.1.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)**

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är en grupp organiska ämnen som består av två eller flera sammanfogade bensenringar. PAH bildas som en oönskad biprodukt vid ofullständig förbränning av organsikt material som till exempel olja, stenkol och andra fossila bränslen (IPCS, 1998). Andra källor till PAH är slitage av bildäck och vägmateriäl, tobaksrök, vedeldning, grillade och rökta livsmedel samt träimpregnering med kreosot (Sterner, 2009; Kemikalieinspektionen, 2011b). En stor del av PAH sprids i luften men hamnar vanligen i vattenmiljön till slut (Kemikalieinspektionen, 2011b). En egenskap som PAH har är att de är hydrofoba och ju fler bensenringar ämnet består av desto lägre blir vattenlösligheten (Naturvårdsverket, 2008). Detta gör att PAH i vattenmiljöer främst binds till partiklar som transporteras till sedimenten. Nedbrytning av PAH sker främst genom oxidation men de är relativt stabila vilket gör att de kan bli långlivade i sedimenten (Sterner, 2009).

Ämnena i gruppen PAH har flera olika skadliga effekter på levande organismer. De toxiska effekterna och graden av skadlighet varierar beroende på vilket ämne det är. De kan vara cancerframkallande, ge skador på DNA, vara direkt giftiga eller ha en kombination av flera av dessa effekter (Transportstyrelsen). Exempelvis är de PAH som finns i tobaksrök kända för att orsaka cancer. I naturen förekommer vanligen en blandning av PAH, hur sammansättningen av ämnen ser ut beror på källa och på grund av detta är det svårt att säga något generellt om toxiciteten (IPCS, 1998). Det har dock i flera studier visats att höga halter PAH i bottensedimenten har negativa effekter på de fiskar som lever i vattendraget

(Transportstyrelsen). Då fiskar exponeras för PAH påverkas bland annat deras tillväxt, reproduktion, simnings- och andningsförmåga, man har även sett hudskador och tumörer i levern (IPCS, 1998).

### 4.1.3 Tributyltenn (TBT)

Tributyltenn (TBT) är en organisk tennförening som består av en tennatom bunden till tre butylgrupper (Naturvårdsverket, 2008). TBT tillhör gruppen biocider (livsdödare). Biocidprodukter är kemiska eller biologiska bekämpningsmedel som används för att skydda till exempel människor eller annan egendom mot växter, djur eller mikroorganismer (Kemikalieinspektionen, 2012). Ursprungligen togs TBT fram för att bekämpa snäckfeber, bilharzia (Bengtsson och Cato, 2011). Sedan 1960-talet har TBT använts som tillsats i båtbottnfärger för att hämma påväxt av havstulpaner och alger (Bengtsson och Cato, 2011). Ett förbud mot TBT i båtbottnfärger på fritidsbåtar infördes i Sverige 1989 (Eklund, 2010). Sedan 2008 finns även ett globalt förbud mot användning båtbottnfärg med TBT på både fritidsbåtar och handelsfartyg (Eklund, 2010). Trots att användningen av biocidprodukter med TBT upphört (Kemikalieinspektionen, 2011a) finns det fortfarande höga halter framför allt i sediment i närheten av hamnar. Det bero dels på att TBT är mycket beständig och dels på att många äldre båtar fortfarande har kvar gamla underliggande färglager som innehåller TBT (Eklund, 2010).

TBT har även använts för andra tillämpningar så som konserveringsmedel för läder, gummi och plast, desinfektion av burkförpackade produkter och träskyddsmedel (Naturvårdsverket, 2008). Den främsta spridningsvägen för TBT till vattenmiljön är från båtbottnfärger men det sker även läckage från till exempel plast- och gummiprodukter (Naturvårdsverket, 2008). Redan vid låga koncentrationer kan TBT orsaka problem och ha en negativ inverkan på miljön (Bengtsson och Cato, 2011). Exempelvis kan koncentrationer på några nanogram TBT per liter vatten orsaka störningar som imposex hos snäckor, vilket innebär att honsnäckor börjar utveckla manliga könsorgan. Detta sker på grund av att TBT blockerar omvandlingen av testosteron till östrogen (Nationalencyklopedin e).

## 4.2 UTLAKNING

En positiv effekt på omgivningen vid användning av stabilisering/solidifierings-metoden är minskad lakbarhet och genomsläpplighet, vilket i sin tur betyder minskad utlakning och även minskad biotillgänglighet av föroreningar. Detta innebär även minskad påverkan via ett flertal andra exponeringsvägar (Svedberg och Holm, 2007). Utlakning av en substans styrs av tillgänglighet, minerallöslighet och sorption. Den av dessa processer som är långsammast är den som styr utlakningshastigheten (Bendz et al., 2011). Exempelvis är utlakning tillgänglighetsstyrd om det är den totala mängden av en substans som begränsar koncentrationen av denna substans i vätskefasen. I ett stabiliserat/solidifierat material kommer tillgängligheten inte att vara begränsande för utlakningen av föroreningar (Svedberg och Holm, 2007). Om det däremot är lösligheten av mineral där föroreningen ingår som är den begränsade faktorn så är processen minerallöslighetsstyrd. I många fall styrs löslighet och sorption av pH, redoxpotential och förekomst av organiskt material, både partikulärt och löst (Bendz et al., 2011).

I ett stabiliserat/solidifierat material kan utlakningen begränsas genom att minerallösligheten minskas. Exempelvis så kan kalciumhydroxiden i cement tillsammans med många metaller fällas ut i svårlösliga komplex (Svedberg och Holm, 2007).

Även kinetiken hos de kemiska reaktionerna och fysikaliska processerna styr hur mycket av en substans som finns i porvattnet (Bendz et al., 2011). Under sådana förhållanden är det kemisk och/eller fysikalisk icke-jämvikt som råder. Kemisk icke-jämvikt styr kinetiken hos upplösnings- och utfällningsreaktioner samt sorptionsprocesser (Bendz et al., 2011). Vid fysikalisk icke jämvikt uppstår koncentrationsgradienter mellan olika delar av materialet, vilket betyder att tillgängligheten i vissa regioner av porvolymen blir begränsad. Detta kan bero på att materialets heterogenitet gör att flödet genom det inte är uniformt (Bendz et al., 2011).

#### **4.2.1 Fastläggning av metallföroreningar**

Vid stabilisering/solidifiering kan metalljoner immobiliseras genom olika mekanismer såsom kemisk fixering, fysikalisk adsorption och fysikalisk inkapsling.

Kemisk fixering kan delas in i tre olika delar, dessa är utfällning av separata mineralfaser, samutfällning med cementprodukter och kemisk adsorption (Bendz et al., 2011). Vid kemisk fixering av föroreningar i material som stabiliseras/solidifieras med cement sker en kemisk interaktion mellan hydreringsprodukter från cementen och föroreningarna (Shi och Spence, 2004). Många metaller har en låg löslighet vid höga pH-värden (ca pH 9-11), detta på grund av att de faller ut som metallhydroxider (Shi och Spence 2004). Exempelvis så kan kalciumhydroxiden i cement tillsammans med många metaller fällas ut i hydroxidkomplex (Svedberg och Holm, 2007).

Fysikalisk adsorption av föroreningar innebär att joner binder elektrostatiskt till en laddad yta, till exempel kalciumsilikathydrat som är en hydreringsprodukt från cement (Svedberg och Holm, 2007). Kalciumsilikathydrat har stor yta som på grund av en negativ nettoladdning kan adsorbera en stor mängd katjoner (Shi och Spence, 2004). I sedimenten kan det även finnas laddade ytor såsom lermineral, oxidtytor och humusämnen som elektrostatiskt kan binda joner (Broberg, 2009).

Fysikalisk inkapsling av föroreningar i materialet kan ske genom en minskning av materialets permeabilitet (Shi och Spence, 2004). Då materialet är tätare blir transportvägarna längre och trängre. Detta gör att vatten och koldioxid transporteras långsamt genom materialet vilket i sin tur leder till att åldringsprocessen i materialet går långsamt (Bendz et al., 2011).

Sprickor i materialet kan uppstå av olika anledningar. När det bildas sprickor ökar permeabiliteten vilket gör att materialet åldras snabbare. De processer som sker när materialet åldras är till exempel att kalciumhydroxid kan lösas upp och pH sjunka (Bendz et al., 2011). Detta kan i sin tur leda till att metaller frigörs från metallhydroxidutfällningar och dessutom påverkas sorption av pH och den ökade jonstyrkan i porvattnet (Bendz et al., 2011). Den fysikaliska inkapslingen beror alltså av både egenskaperna hos de hydratiserade produkterna samt materialets densitet och fysikaliska struktur (Shi och Spence, 2004).

#### **4.2.2 Fastläggning av organiska föroreningar**

Organiska föroreningar kan både brytas ned och fastläggas i cementmatrisen. Detta sker bland annat genom bildning av organiska salter, hydrolys, absorption, reduktion och oxidation (Bone et al., 2004). Receptet på bindemedlet anpassas för att binda de föroreningar som finns i massorna, exempelvis fås en ökad fastläggning av PAH och PCB om aktivt kol tillsätts i bindemedlet (Bendz et al., 2011). För många organiska ämnen styrs förmågan att adsorberas av hydrofob interaktion med omgivningen (Broberg, 2009). Hydrofoba (icke-polära)

molekyler löser sig inte i ett polärt lösningsmedel så som vatten och de drivs då till att adsorberas på andra icke-polära ytor (Broberg, 2009).

Hydrolys är kemiska reaktioner där bindningar i till exempel organiska föreningar spjälkas med hjälp av vatten (Bone et al., 2004). Av en organisk metallförening bildas metallhydroxider efter hydrolys. Hur benägen en bindning är att spjälkas styrs av bindningens polaritet och styrka (Nationalencyklopedin d). Ett antal organiska föreningar har förmåga att bilda salter, dessa salter har lägre löslighet än vad föreningarna har i form av organiska syra (Bone et al., 2004).

#### 4.2.3 Lakteter i laboratorium

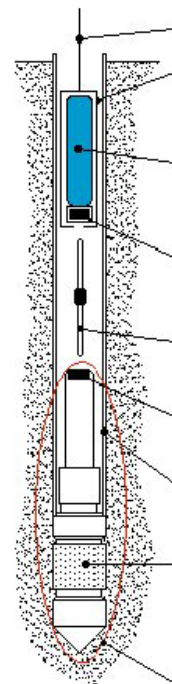
Laktest används för att beskriva utlakningen av föroreningar från det fasta materialet till vätskefas och kan användas för att simulera naturliga utlakningsprocesser. De naturliga utlakningsprocesserna påverkas av den lokala hydrologin, till exempel egenskaper i avrinningsområdet, infiltrationshastighet, med mera. Då det naturliga systemet är komplext är det svårt att återspegla alla naturliga processer när laktest görs i laboratorium. Det finns olika varianter av laktest, i en del undersöks lakning från en monolit och i en del från krossat material. I laboratorium genomförs ofta standardiserade laktest för att möjliggöra jämförelse mellan olika studier (Broberg, 2009).

I detta examensarbete genomfördes två-steps lakförsök med krossat material för två L/S (Liquid/Solid)-kvoter, L/S 3 och L/S 7 (kumulativt L/S 10). L/S-kvoten beskriver andelen vätska i förhållande till fast material, lakning vid till exempel L/S 3 innebär att provet innehåller tre gånger så mycket vätska som fast material. Metoden för skakförsök beskrivs ytterligare i avsnittet 6.3 nedan.

#### 4.2.4 Porvattenprovtagare, BAT-provtagare

För att få indikationer på utlakning ifrån en stabiliserad/solidifierad kropp i fält kan porvattenprover tas. Sedan analyseras dessa med avseende på de föroreningar som är av intresse. Med denna metod kan koncentrationer av olika föroreningar i porvattnet bestämmas.

En vattenprovtagare med en BAT-filterspets kan användas för provtagning av porvatten men också för provtagning av grundvatten och porgaser. BAT-provtagaren är den vanligaste piezometerprovtagaren i Sverige (SGF, 2004). Provtagaren består av tre olika delar; en permanent installerad filterspets, en provbehållare och en dubbeländig kanyl (SGF, 2004). De provtagningsbehållare som används är försedda med ett gummilock (membran), röret visas i blått i Figur 2. Efter provtagningsbehållaren sitter en dubbel kanyl som tränger in igenom membranen (gummilocken) på vardera sidan. På ena sidan tränger kanylen in i provtagningsbehållaren och på andra sidan i filterspetsen (SGF, 2004). Provtagningsbehållaren är tillverkad i glas och är från början steril och vakuumsatt. På grund av vakuudet kommer den vätska som finns i spetsen att sugas in i provtagningsbehållaren (SGF, 2004).



Figur 2. Schematisk bild av en provtagare med BAT-filterspets

## 4.3 BEDÖMNINGSGRUNDER

När det konstaterats i vilken utsträckning de stabiliserade/solidifierade massorna släpper ifrån sig föroreningar genom till exempel laktester i laboratorium återstår frågan; vilka halter som kan anses skadliga för människa och miljö? I detta avsnitt presenteras hur människa och miljö kan exponeras för föroreningarna vid de aktuella tillämpningarna samt en sammanställning av olika sätt att bedöma utlakade koncentrationer och totalhalter.

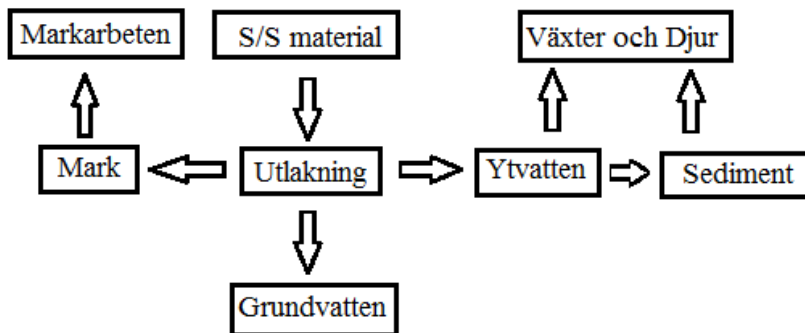
### 4.3.1 Skyddsobjekt och exponeringsvägar

I Naturvårdsverkets rapport ”Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning” (2009) beskrivs fyra kategorier av skyddsobjekt som generellt tas hänsyn till; människor, markmiljö, grundvatten och ytvatten. Beroende på platsspecifika förhållanden har de objekten olika stor betydelse och kan skyddas på olika sätt (Naturvårdsverket, 2009). För skydd av människor som vistas på området kartläggs hur de exponeras direkt eller indirekt (Naturvårdsverket, 2009). För markmiljö anger riktvärdena under vilken föroreningshalt markecosystemet förväntas kunna utföra de funktioner som önskas vid den tänkta markanvändningen (Naturvårdsverket, 2009). När det gäller däggdjur och fåglar ska dessa skyddas så att 75 % av arterna inte påverkas (Naturvårdsverket, 2009). Grundvatten delas upp i tre kategorier; exponeringen till människor som använder grundvatten som dricksvatten, halter som kan uppstå i vattnet nedströms området och halter i vattnet uppströms området (Naturvårdsverket, 2009). För ytvatten baseras haltkriterier främst på risken för miljöeffekter och för metaller på eventuell avvikelse från bakgrundshalter. För de flesta ämnen är kriterierna lägre för ytvatten än för grundvatten vilket medför skydd för människors hälsa i samband med användning av ytvatten som dricksvatten (Naturvårdsverket, 2009).

Vilka skyddsobjekt som bör tas hänsyn till och hur dessa påverkas i fallet med användning av stabiliserade/solidifierade förorenade muddermassor beror bland annat på hur och var materialet används. Tillämpningar som kan bli aktuella för det krossade stabiliserade/solidifierade materialet är som förstärkningslager eller banklager i vägar samt i bullervallar och parkeringsytor. Vid alla dessa tillämpningar är det tänkt att krossmaterialet ska vara övertäckt. Detta innebär bland annat att det inte kommer att utsättas för solljus eller temperaturvariationer i någon stor utsträckning. Vid de flesta av dessa tillämpningar kommer det övertäckande materialet inte att släppa igenom vatten, undantaget är byggnation av bullervallar, då vatten kommer att kunna infiltrera genom det överliggande materialet och vidare igenom krossmaterialet.

Risken för direktexponering för människor kan anses liten då materialet väl är på plats i konstruktion eftersom det är övertäckt. Däremot finns risk för exponering under byggnation, till exempel för de som arbetar på platsen genom direkt intag av jord, hudupptag och inandning av damm. Utlakning av föroreningar till ytvatten och/eller grundvatten skulle kunna innebära exponering via dricksvatten för både människa och djur (Figur 3).





Figur 3. Spridningsvägar vid utlakning av föroreningar ur de stabiliserade sedimenten.

#### 4.3.2 Rikt- och gränsvärden för totalhalter och utlakning

Det finns inga generella riktvärden för utlakning ur stabiliserade/solidifierade sediment eller jord. Det finns inte heller några riktvärden vid användning av sediment ovan vattenytan. Därför har olika bedömningsgrunder som skulle kunna vara relevanta vid utvärdering av stabiliserade/solidifierade sediment sammanställts i detta avsnitt..

Naturvårdsverket har tagit fram bakgrundshalter i mark och riktlinjer för användning av avfall i anläggningsarbeten. Det finns även gränsvärden för att klassa avfall som läggs på deponi samt riktvärden för halter i förorenade områden. I avsnittet nedan presenteras en sammanställning av bakgrundshalter, rikt- och gränsvärden som skulle kunna användas som bedömningsgrunder för att utvärdera miljömässiga aspekter för stabiliserade/solidifierade sediment. Ytterligare presenteras gränsvärden från Norge och Nederländerna för deponering av sediment.

I detta examensarbete utvärderades utlakning av metaller ur det stabiliserade/solidifierade materialet mot två gränsvärden; för inert avfall och för mindre än ringa risk vid användning för anläggningsändamål. Totalhalter av organiska föreningar i sedimenten utvärderades för PAH mot bakgrundshalter i mark och för TBT mot gränsvärden för deponering.

##### Bakgrundshalter i mark

Halterna som anges som bakgrundsvärde i mark är hämtade från Naturvårdsverkets rapport 4640 "Bakgrundshalter i mark" (1997). De baseras på 205 prover från både morän- och sedimentjordar som tagits 1993 och 1995 i 19 olika svenska städer (Naturvårdsverket, 1997). I Tabell 1 redovisas bakgrundsvärden som tagits fram med ICP-AES eller ICP-MS utrustning, utlakningen har gjorts med kungsvatten (Naturvårdsverket, 1997).

**Tabell 1. Bakgrundshalter. Percentilvärden för tätortsprovtagning av ytliga moräner (mg/kg TS) (Naturvårdsverket, 1997)**

Ämne	Enhet	10:e percentil	50:e percentil	90:e percentil
As	mg/kg TS	2	5	13
Pb	mg/kg TS	12	36	88
Cd	mg/kg TS	0,13	0,27	0,70
Co	mg/kg TS	1	5	8
Cr	mg/kg TS	12	22	39
Cu	mg/kg TS	5	20	42
Hg	mg/kg TS	Under detektionsgränsen	0,05	0,18
Ni	mg/kg TS	4	12	21
V	mg/kg TS	20	36	55
Zn	mg/kg TS	27	82	145

För identifiering av bakgrundshalter av organiska ämnen har 50 prover från tätorter analyserats. Nedan redovisas bakgrundshalter för PAH (Tabell 2).

**Tabell 2. Bakgrundshalter PAH i jordprover från tätorter (mg/kg TS) (Naturvårdsverket, 1997)**

Ämne	Enhet	25:e percentil	50:e percentil	90:e percentil
Summa PAH (16 st)	mg/kg TS	0,12	0,56	5,21
Carcinogena PAH	mg/kg TS	0,06	0,32	2,54
Övriga PAH	mg/kg TS	0,06	0,27	2,67

#### Gränsvärden för användning av avfall i anläggningsarbeten

Naturvårdsverket har tagit fram en handbok för användning av avfall i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket, 2010). I handboken anges två olika nivåer för 13 olika ämnesgrupper/ämnen (As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PAH-L, PAH-M och PAH-H) som används för att klassa avfallet. Det finns tre olika riskklasser; mindre än ringa föroreningsrisk (Tabell 3), ringa föroreningsrisk och mer än ringa föroreningsrisk. För att använda materialet som tillhör respektive klass så stiger kraven från ingen anmälan till anmälan eller tillstånd. Beroende på i vilket område anläggningen sker kan extra hänsyn behöva tas, till exempel vid användning i vattenskyddsområden eller Natura 2000 områden (Naturvårdsverket, 2010).

**Tabell 3. Nivåer för mindre än ringa risk (Naturvårdsverket, 2010)**

Ämne	Enhet	Halter	Utlakning vid L/S 10
As	mg/kg TS	10	0,09
Pb	mg/kg TS	20	0,2
Cd	mg/kg TS	0,2	0,02
Cu	mg/kg TS	40	0,8
Cr	mg/kg TS	40	1
Hg	mg/kg TS	0,1	0,01
Ni	mg/kg TS	35	0,4
Zn	mg/kg TS	120	4
Cl <sup>-</sup>	mg/kg TS	-	130
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/kg TS	-	200
PAH-L	mg/kg TS	0,6	-
PAH-M	mg/kg TS	2	-
PAH-H	mg/kg TS	0,5	-

För att avfallet ska kunna användas i anläggningsarbetet krävs det att det fyller en funktion i anläggningsändamålet. Om så inte är fallet blir det istället fråga om bortskaffande av avfall

och då kan nivåerna från handboken för användning av avfall i anläggningsarbeten inte användas (Naturvårdsverket, 2010).

För bundet material är det inte lämpligt att använda de nivåer för mindre än ringa risk eller deponitäckning som anges av Naturvårdsverket (2010). Detta på grund av att de förutsättningar som ligger till grund för bedömningen avser obundet material. Det betyder att nivåerna som anges inte är direkt tillämpbara för stabiliserat/solidifierat material. Värdena kan dock ge vägledning om vilken utlakning och vilka halter som är rimliga att acceptera ur ett riskperspektiv.

#### Gränsvärden för deponering

Det finns olika typer av deponier som delas in efter den typ av avfall som de tar emot. Avfallet delas in i tre olika klasser; farligt avfall, icke farligt avfall och inert avfall, med hjälp av bland annat gränsvärden för utlakning av följande ämnen; As, Br, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, DOC och totalhalter av organiska parametrar så som TOC, PCB och PAH (Tabell 4). Kriterier och gränsvärden återfinns i Naturvårdsverkets föreskrift om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS, 2010).

**Tabell 4. Gränsvärden för utlakning från inert avfall, icke farligt avfall och farligt avfall (NSF, 2010)**

Ämne	Enhet	Inert avfall, utlakning vid L/S 10	Icke farligt avfall, utlakning vid L/S 10	Farligt avfall, utlakning vid L/S 10
As	mg/kg TS	0,5	2	25
Ba	mg/kg TS	20	100	300
Cd	mg/kg TS	0,04	1	5
Cr (tot)	mg/kg TS	0,5	10	70
Cu	mg/kg TS	2	50	100
Hg	mg/kg TS	0,01	0,2	2
Mo	mg/kg TS	0,5	10	30
Ni	mg/kg TS	0,4	10	40
Pb	mg/kg TS	0,5	10	50
Zn	mg/kg TS	4	50	200
Cl	mg/kg TS	800	15 000	25 000
F	mg/kg TS	10	150	500
SO <sub>4</sub>	mg/kg TS	1000	20 000	50 000
DOC	mg/kg TS	500	800	1000
Summa PAH (16 st)	mg/kg TS	50		
Cancerogena PAH	mg/kg TS	10		
Övriga PAH	mg/kg TS	40		

Kriterierna och gränsvärdena är framtagna för avfall som ska deponeras, vilket innebär att de inte direkt kan tillämpas i fallet med användning av stabiliserade/solidifierade muddermassor från Köping och Västerås.

#### Gränsvärden för deponering av sediment till havs

I Sverige finns inga gränsvärden för deponering av sediment till havs. I Tabell 5 presenteras de gränsvärden för totalhalter i sediment som används i Nederländerna.

**Tabell 5. Gränsvärden för deponering till havs, Nederländerna (Holm och Larsson, 2013a)**

Ämne	Enhet	Gränsvärde för deponering
As	mg/kg TS	29
Cd	mg/kg TS	4
Cr	mg/kg TS	120
Cu	mg/kg TS	60
Hg	mg/kg TS	1,2
Ni	mg/kg TS	45
Pb	mg/kg TS	110
Zn	mg/kg TS	362

### Gränsvärden för tributyltenn

För TBT finns inga svenska rikt- och gränsvärden. Naturvårdsverket har i rapporten: Sammanställning av gränsvärden och underlaget för tributyltenn (TBT) i ett urval av länder (2009 b) gjort en sammanställning av gränsvärden från länder med klimat och problem som liknar Sveriges. Nedan presenteras riktvärden som används i Nederländerna och Norge (Tabell 6).

Nederländerna har olika riktlinjer för TBT som delas in efter miljö. De två miljötyperna är Nordsjösektorn och insjö, skärgård och hamnar. Riktvärdena baseras på ekotoxikologi, sedimentkemi, sedimentkvalitet, ekonomi och praktiska grunder. I riktvärdena finns två olika nivåer med vilkas hjälp sedimenten delas in i tre föroreningsklasser. Även de norska riktvärdena för TBT är indelade i tre föroreningsklasser men med andra koncentrationsintervall.

Sediment med halter under nivå 1 klassas som obetydligt förorenade. Dessa sediment kan dumpas i havet utan några vidare undersökningar eller restriktioner (Naturvårdsverket, 2009 b). För sediment med halter i intervallet mellan gränsvärdena krävs vidare ekotoxikologiska undersökningar för att utreda biologisk inverkan. Sediment med halter över nivå 2 klassas som förorenade och får inte dumpas (Naturvårdsverket, 2009 b).

**Tabell 6. Nederländernas och Norges gränsvärden för halter av TBT i sediment (Naturvårdsverket, 2009 b)**

	Enhet	Nivå 1	Nivå 2
Nederländerna: Nordsjösektor	µg/kg TS	< 0,007	> 115
Nederländerna: insjö, skärgård och hamnar	µg/kg TS	< 0,007	> 250
Norge	µg/kg TS	< 35	> 100

### **4.3.3 Klassning av sediment**

För bedömning av de rena sedimenten har Naturvårdsverket utvecklat ett klassningssystem som presenteras i rapporten "Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Kust och hav" (1999). Klassningen görs på två olika sätt, dels genom bedömning av tillståndet för PAH och dels genom bedömning av avvikelse för metaller.

Metaller förekommer naturligt i havs- och sjövattnen och sediment. Vilka halter som är naturliga beror på flera olika faktorer bland annat berggrund, sedimenttyp, mineralogi med mera (Naturvårdsverket, 1999). Genom antropogena utsläpp till luft och spridning över stora ytor har halterna av vissa metaller generellt ökat bland annat i sediment (Naturvårdsverket, 1999). Dessutom kan utsläpp från punktkällor, till exempel direkt till vatten, ge upphov till kraftigt förhöjda halter av vissa metaller. För metaller klassas sedimenten med

avvikelseklassning i fem olika grupper från klass 1, ingen/obetydlig avvikelse, till klass 5, mycket stor avvikelse (

Tabell 7).

**Tabell 7. Avvikelseklassning av ytsediment enligt svensk standard, totalhalter i mg/kg TS (Naturvårdsverket, 1999)**

Ämne	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
As	≤ 1,0	1,0–1,7	1,7–2,8	2,8–4,5	> 4,5
Cd	≤ 1,0	1,0–2,5	2,5–6,0	6,0–15	> 15
Co	≤ 1,0	1,0–1,7	1,7–2,9	2,9–5,0	> 5,0
Cr*	≤ 1,0	1,0–1,2	1,2–1,5	1,5–1,8	> 1,8
Cu	≤ 1,0	1,0–2,0	2,0–3,3	3,3–5,3	> 5,3
Hg	≤ 1,0	1,0–3,0	3,0–10	10–25	> 25
Ni*	≤ 1,0	1,0–1,5	1,5–2,2	2,2–3,3	> 3,3
Pb	≤ 1,0	1,0–1,6	1,6–2,6	2,6–4,4	> 4,4
Zn	≤ 1,0	1,0–1,5	1,5–2,4	2,4–4,2	> 4,2

Gränsen mellan klass 4 och 5 motsvarar 95 percentilen (\*= 99 percentilen).

För organiska miljögifter klassas tillståndet i sediment i fem olika klasser från klass 1, ingen halt, upp till klass 5, mycket hög halt (Tabell 8).

**Tabell 8. Klassning av tillstånd i sediment för PAH i µg/kg TS (Naturvårdsverket, 1999)**

Ämne	Klass 1 Ingen halt (µg/kg TS)	Klass 2 Låg halt (µg/kg TS)	Klass 3 Medelhög halt (µg/kg TS)	Klass 4 Hög halt (µg/kg TS)	Klass 5 Mycket hög halt (µg/kg TS)
Fenantren	0	0-10	10-30	30-100	>100
Antracen	0	0-2	2-08	8-30	>30
Flouranten	0	0-20	20-80	80-270	>270
Pyren	0	0-12	12-50	50-200	>200
Bens(a)antracen	0	0-10	10-35	35-110	>110
Chrysen	0	0-13	13-50	50-180	>180
Bens(b)fluoranten	0	0-50	50-150	150-400	>400
Bens(k)fluoranten	0	0-20	20-50	50-160	>160
Bens(a)pyren	0	0-20	20-60	60-180	>180
Bens(ghi)perylen	0	0-30	30-100	100-350	>350
Indeno(cd)pyren	0	0-50	50-170	170-600	>600
Summa id 11 PAH	0	0-280	280-800	800-2500	>2500

#### 4.3.4 Riktvärden för vatten

SGU har i sin rapport Bedömningsgrunder för grundvatten (2013) delat in klassificeringen av kemisk status för grundvatten i fem klasser; klass 1: mycket låg halt, klass 2: låg halt, klass 3: måttlig halt, klass 4 hög halt och klass 5 mycket hög halt. Klassificeringen bygger på miljökvalitetsnormer som fastställs utifrån EUs grundvattendirektiv (Tabell 9, SGU, 2013).

Bedömningsgrunderna har anpassats efter både Livsmedelsverkets gränsvärden och Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten (SGU, 2013). Detta har gjorts så att de halter som överskrider rikt- och gränsvärden klassas som mycket hög halt (klass 5). Jämförelse har gjorts mellan uppmätta halter och gränsvärden för hög halt och mycket hög halt (Tabell 9; SGU, 2013).

I detta examensarbete har koncentrationer av metaller i porvattenprover från de stabiliserade/solidifierade ytorna utvärderats mot gränsvärden och bakgrundshalter i Tabell 9.

**Tabell 9. Gränsvärden för hög halt, mycket hög halt (gränsvärden för tjänligt dricksvatten) samt bakgrundshalter i mellansvenska sänkan, region E i SGU (2013)**

Ämne	Enhet	Hög halt	Mycket hög halt	Bakgrundshalt
Ca	mg/l	60	100	
Fe	mg/l	0,5	1	0,04
K	mg/l	12	50	2,3
Mg	mg/l	10	30	5,5
Na	mg/l	50	100	11,7
Al	mg/l	0,1	0,5	0,004
As	µg/l	5	10	0,02
Cd	µg/l	1	5	0
Cr	µg/l	10	50	0,55
Cu	mg/l	1	2	0
Hg	µg/l	0,05	1	
Mn	mg/l	0,3	0,4	0,012
Ni	µg/l	10	20	0,62
Pb	µg/l	2	10	0,1
Zn	mg/l	0,1	1	0,005

## 5 GEOTEKNIK

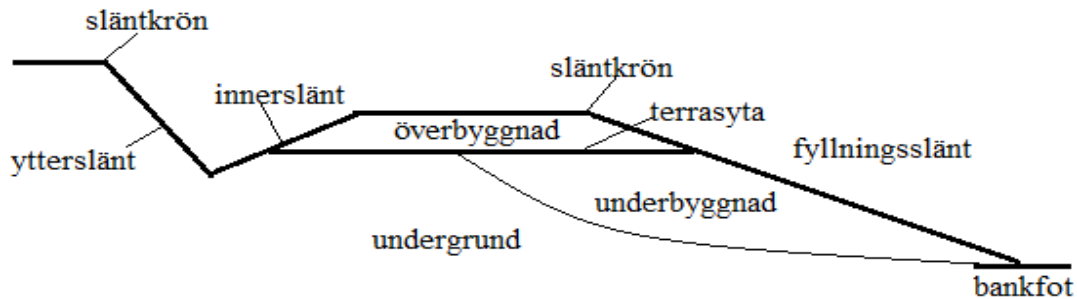
För att det skall vara möjligt att använda ett material såsom krossade stabiliserade/solidifierade sediment i en vägkonstruktion måste det uppfylla vissa krav. En vägkonstruktion byggs upp av flera olika lager. Det ställs krav på vilka tekniska egenskaper materialet i respektive väglager bör ha. I avsnittet nedan presenteras generell uppbyggnad av en väg samt vilka krav som ställs på materialet i några av lagren.

### 5.1 UPPBYGGNAD AV EN VÄG

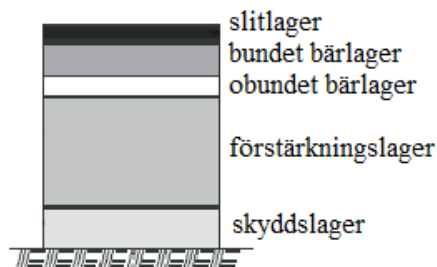
En vägkonstruktion byggs upp av olika lager (Figur 4). Lagren skall både låta vatten dräneras och stå emot trycket från fordon på vägen. I en väggropp ingår undergrund, diken, avvattningsanordningar och slänter (Trafikverket, 2011b). Väggroppen består av en överbyggnad av bland annat slitlager, bärlager och förstärkningslager (Figur 5) och en underbyggnad som främst består av tillförda jord- och bergmassor (Trafikverket, 2011b). Överbyggnadens huvudsakliga uppgift är ta emot den belastning som orsakas av trafik och se till så att denna fördelas på ett bra sätt till undergrunden som oftast har mindre bärkraft. Under- och överbyggnaden skiljs åt med en terrassyta (Figur 4) (Trafikverket, 2011b).

En viktig del för att säkerställa bärigheten på den färdiga vägkonstruktionen är packning av de obundna lagren, det vill säga lagren från och med obundet bärlager och neråt (Figur 5). Med

bärighet menas den högsta enstaka eller ackumulerad lasten som kan accepteras med hänsyn till uppkomst av sprickor eller deformationer (Trafikverket, 2011b). Förutom att säkerställa tillräcklig bärighet syftar packningen även till att minska vattengenomsläppligheten och eftersättningar samt att öka fyllningsmaterialets stabilitet (Hon, 2010).



Figur 4. Generell uppbyggnad av en vägkonstruktion (efter figur 1.4-1 från Trafikverket, 2011b).



Figur 5. Generell uppbyggnad för överbyggnad, (efter figur 1.4-3 från Trafikverket, 2011b).

Användningsområden som skulle kunna vara aktuella för det material som undersöktes i detta examensarbete är i överbyggnaden som förstärkningslager och skyddslager, alternativt som fyllning i underbyggnaden. Rapporten kommer att fokusera på dessa lager.

### 5.1.1 Förstärkningslager

Förstärkningslagret ligger under obundet bärlager (Figur 5). Vanligen består förstärkningslagret av grus, bergkross eller sprängsten (Hon, 2010). Lagrets huvuduppgift är att ta emot och reducera belastning från det obundna bärlagret och sprida ut trycket för att minimera deformation i underbygganden (Hon, 2010). Ytterligare egenskaper som materialet i förstärkningslagret bör ha är att det ska vara frostbeständigt samt att det ska dränera överskottsvatten till avvattningsystemet (Hon, 2010).

### 5.1.2 Skyddslager och underbyggnad

Skyddslagret kallas det undre förstärkningslager i Allmän material- och arbetsbeskrivning för anläggning, AMA. Detta lager läggs på underbygganden och har som syfte dels att minska tjällyftningar och dels att fungera som ett materialskiljande lager mellan underbyggnaden och förstärkningslagret (Hon, 2010).

Underbyggnad är det materialet som ligger underst i vägkonstruktionen (Figur 4). Terrassen är ytan överst på undergrunden/underbygganden och på terrassytan byggs överbyggnaden

med bland annat skyddslager och förstärkningslager. På material som ligger underst i konstruktionen ställs inte lika höga krav som på material i lager högre upp.

## 5.2 BETONGMATERIAL I VÄGKONSTRUKTION

Utvecklingen går mot att mer miljöhänsyn tas vid vägbyggnad. Detta genom att så mycket som möjligt av material som redan finns på plats ska förädlas och användas i konstruktionen, vilket gör att energiförbrukning begränsas samt att uttag av naturresurser minskar (Nationalencyklopedin f). Krav på återanvändning av avfall, till exempel från bygg- och industrisektorn, leder till att även förädlad avfall kommer att användas i vägkonstruktioner (Nationalencyklopedin f). Trafikverkets rapport TRVKB Alternativa material (2011a) innehåller krav på material, utförande och kontroll för konstruktion av vägar byggda med masugnsslagg, krossad betong eller asfaltgranulat (Trafikverket, 2011a). För att kunna använda återvunnet betongmaterial, som är den typ av material som liknar de stabiliserade/solidifierade muddermassorna, måste materialet uppfylla vissa krav. Betongen delas in fyra olika kvalitetsklasser beroende på dess innehåll och kvalitet (Tabell 10) (Trafikverket, 2011a).

**Tabell 10. Klassificering av renhet i krossad betong (Vägverket, 2004)**

Kvalitetsklass	Renhet			
	Mängd betong, minst (vikt %)	Tillåten mängd tegel, max (vikt %)	Tillåten mängd lättbetong, max (vikt %)	Tillåten mängd övrigt, max (vikt %)
1	100	0	0	0
2	95	5	1	0,5
3	80	20	5	2
4	50	50	50	10

När det gäller renhet kan stabiliserade/solidifierade massor klassas som ren betong, vilket innebär att materialet uppfyller högsta kvalitetsklassen med avseende på renhet. Däremot kommer de stabiliserade/solidifierade massorna ha låg kvalitet, eftersom det är sediment som använts som ballast i betongen. De kvalitetskrav som ställs på nötegenskaper och hållfasthet redovisas i Tabell 11 (Trafikverket, 2011a). Materialet ska uppfylla ett av värdena i tabellen för att tillhöra respektive klass. Olika krav ställs på materialet beroende på var i vägkonstruktionen det skall användas. Vilka krav som ställs för användning i respektive lager redovisas i Avsnitt 5.4, Bedömningsgrunder.

**Tabell 11. Krav på betongkvalitet och nötegenskaper, ett av nedanstående värden ska uppfyllas (Trafikverket 2011a)**

Krossad betong Klass	Betongkvalitet	
	Micro-Deval	Tryckhållfasthet kärnor (MPa)
1	$\leq 25$	$\geq 30$
2	$\leq 35$	$\geq 20$
3	$\leq 50$	$\geq 10$
4	$>50$	$<10$

## 5.3 GEOTEKNISKA UNDERSÖKNINGAR

Geotekniska undersökningar för att bestämma hållfasthet och nötegenskaper genomförs generellt för att kunna klassa materialet kvalitetsmässigt enligt kraven i Tabell 11. Detta för att kunna utvärdera möjligheten att använda materialet som fyllnadsmaterial, skyddslager eller förstärkningslager i vägkonstruktioner. Nötegenskaper för krossad material och hållfasthet i en



kärna är relaterade till varandra så att en betong med hög tryckhållfasthet ger att den krossade betongen har ett lågt micro-Devalvärde (Vägverket, 2004).

### 5.3.1 Nötegenskaper

Micro-Devalmetoden används för att mäta hur motståndigt ett krossat material är mot nötning. Metoden utvecklades i Frankrike under 1960-talet med syftet att bestämma kvaliteten hos kärnbörat berg (Stenlid, 2000). På senare tid har metoden kommit att användas för att bestämma nötningsegenskaper på ballast (Stenlid, 2000). Att ytor, kanter och hörn nöts beror på en kombination av mikrointrängningar och avnötning av utstickande ojämnheter och korn (Liikamaa och Sundqvist, 2007).



**Figur 6. Maskin som används vid användning av Micro-Devalmetoden för bestämning av nötegenskaper (Nycander, 2014).**

Vid provberedning siktas det krossade materialet för att få fram de fraktioner som ska undersökas. Materialet som ska användas tvättas och torkas innan det placeras i provmaskinen (Figur 6). Nötningen uppstår då ballastprovet tillsammans med stålkulor roteras i trumman som roterar horisontellt under ett definierat antal varv vid en definierad hastighet. Efter detta torkas provet och material mindre än 1,6 mm siktas bort. Micro-Devalvärdet anger mängden material mindre än 1,6 mm som bildats vid provningen i viktprocent (Stenlid, 2000). Nednötning av obundet material förväntas vara störst i början och minska i takt med att fler kontaktpunkter uppstår (Liikamaa och Sundqvist, 2007).

### 5.3.2 Enaxliga tryckförsök

Enaxliga tryckförsök genomförs för att undersöka hållfasthet av en kärna (Figur 7). Metoden går ut på att mäta upp den trycklast som krävs för att provet skall gå i brott. Denna variabel kan användas för att räkna ut tryck- och skjuvhållfasthet (Trafikverket, 2011a).



**Figur 7. Uppställning för enaxligt tryckförsök på SGI i Linköping.**

## 5.4 BEDÖMNINGSGRUNDER

Utöver de miljömässiga krav som ställs för att användning av materialet ska vara möjligt, måste också vissa tekniska krav uppfyllas. I bedömningsgrunderna nedan beskrivs de geotekniska krav som materialet måste uppfylla för att kunna användas i underbyggnad, skyddslager respektive förstärkningslager. Generellt kan sägas att ju högre upp i konstruktionen materialet ska användas desto högre kvalitetskrav måste det uppfylla. Förutom krav på materialets egenskaper ställs krav på packning och det färdiga lagret. Inom ramen för detta examensarbete behandlas endast de krav som ställs på materialet i respektive lager.

I trafikverkets/vägverkets rapporter ” TRVKB 10 Alternativa material: Trafikverkets Krav Beskrivningstexter för alternativa material i vägkonstruktioner” (2011) och ” Allmän teknisk beskrivning: Krossad betong i vägkonstruktioner” (2004) redovisas krav som ställs på kvalitetsklass enligt Tabell 10 och Tabell 11 samt krav på kornstorleksfördelning och nötegenskaper.

#### 5.4.1 Krav på material i förstärkningslager

För material som används i förstärkningslagret i belagda vägar ställs krav på kvalitetsklass, kornstorleksfördelning och nötegenskaper (Trafikverket, 2011a). För detta lager ställs dessutom krav på materialet i den färdiga lagerytan. För att läsa mer om dessa krav hänvisas läsaren till Trafikverket (2011a).

För användning i förstärkningslager skall materialet uppfylla kvalitetsklass 1 eller 2. Här ställs högre krav på kornstorleksfördelningen än vid användning i skyddslager och underbyggnad (Trafikverket, 2011a). Kornstorleksfördelning ska bestämmas genom torrsiktning med föregående tvätt enligt en standardiserad metod (SS-EN 933-1) (Trafikverket, 2011a).

Överbyggnadens typer delas in i tre huvudgrupper: styva, flexibla och halvflexibla överbyggnader. I styva överbyggnader består slitlagret av betong (Trafikverket, 2011b). Flexibla överbyggnader har en asfaltbeläggning som kan innehålla bitumen med olika egenskaper (Trafikverket, 2011b). Bitumen är ett ämne med bindande förmåga som framställs ur petroleumprodukter och används i asfaltbeläggningar. Halvflexibla överbyggnader är en kombination av de två ovan nämnda (Trafikverket, 2011b).

Här presenteras de krav som ställs på förstärkningslager till flexibla konstruktioner. Materialet ska uppfylla krav på kornstorleksfördelning enligt Tabell 12. Kornstorleksfördelningen skall ligga mellan normalt undre värde och normalt övre värde och får även vara i en av de yttre zonerna (antingen högsta eller lägsta värde). Övre kornstorleksgräns ska deklarerats och den får inte överstiga halva lagertjockleken.

**Tabell 12. Krav på kornstorlek för förstärkningslager till flexibla konstruktioner (Trafikverket, 2011a)**

Sikt (mm)	0,063	0,25	1	4	16	31,5	45	63	90	125	180
Högsta övre värde	7	14	22	64	90	98					
Normalt övre värde	6	10	16	32	54	78					
Normalt undre värde				10	26	42	50				
Lägsta undre värde				2	14	28	35	43	80	90	100

För nötegenskaper ska materialet minst uppfylla kraven för kategorin micro-Devalvärdet 25 (Trafikverket, 2011a). Om materialet under byggskedet trafikeras med tunga fordon med en totalvikt över 3,5 ton mer än enstaka gånger kan micro-Devalvärdet uppgå till 35 (Trafikverket, 2011a).

#### 5.4.2 Krav på material i skyddslager

För användning av krossad betong i skyddslager till belagda vägar, även kallat undre förstärkningslager i AMA, måste materialet uppfylla kraven för kvalitetsklass 3 (Trafikverket, 2011a). När det gäller kornstorleksfördelning ska sortering deklarerats och vara minst 0/16 (Trafikverket, 2011a). Som övre gräns för kornstorleken gäller att storleken inte får överskrida halva lagertjockleken. Även halten fint material ska deklarerats och får inte överskrida kraven för UF<sub>12</sub> (12%) (Trafikverket, 2011a).

För nötegenskaper ska materialet minst uppfylla kraven för micro-Devalvärdet 40 (Trafikverket 2011a). Om materialet under byggskedet trafikeras med tunga fordon med en totalvikt över 3,5 ton mer än enstaka gånger kan micro-Devalvärdet uppgå till 50 (Trafikverket 2011a).

### **5.4.3 Krav på material i underbyggnad**

För användning i underbyggnad och fyllning måste materialet uppfylla kraven för kvalitetsklass 4 (Trafikverket, 2011a). När det gäller kornstorleksfördelning ska sortering deklarerats och vara minst 0 – 16 mm (Trafikverket, 2011a). För kornstorlek finns det en övre gräns, att maxstorleken inte får överskrida 2/3 av lagrets tjocklek (Trafikverket, 2011a). Även halten finmaterial ska deklarerats och den får inte överskrida kraven för UF<sub>15</sub> (15 %) (Trafikverket, 2011a). UF-halten anger gränsen för största finmaterialhalten, med finmaterial menas det material som passerar en 0,063 mm sikt (Trafikverket, 2011a). För användning i underbyggnad får materialet som mest innehålla 15 % finmaterial.

### **5.4.4 Krav på fyllningsmaterial för vegetationsyta**

Fyllningsmaterial som ska användas för vegetationsytor får inte innehålla ämnen som är skadliga för växterna, dessutom ska terrassytan vara fri från löst material som är större än 100 mm (AMA, 2008).

## **6 MATERIAL OCH METOD**

I detta avsnitt ges först en platsbeskrivning för de två hamnarna, Västerås och Köping, där fältförsöken genomfördes. Därefter följer avsnittet fältundersökningar, där den metod som användes vid fältstabilisering av muddermassor samt vattenprovtagning i fält beskrivs. Inom ramen för detta examensarbete genomfördes även laboratorieundersökningar, skakförsök med två olika lakvätskor, destillerat vatten och bäckvatten. Ytterligare gjordes kemisk jämviktsmodellering för två utvalda ämnen, molybden och vanadin, för att studera vilka mineral som styr lösligheten.

Dessutom utvärderades resultat från SGIs laboratorieundersökningar för hållfasthet och utlakning. SGI har undersökt hållfasthet med enaxliga tryckförsök och utlakning genom tvåstegs skakförsök. De resultat som utvärderades i detta examensarbete är dels för utlakning av metaller och TBT ur obehandlade sediment och dels för utlakning av TBT ur stabiliserade/solidifierade sediment.

### **6.1 PLATSBESKRIVNING**

Mälaren har haft och har fortfarande en viktig roll i samhället. Framförallt på grund av sitt geografiskt strategiska läge har både Köping och Västerås tidigt varit viktiga för handeln i Mälardalen (Figur 8). Hamnarna i både Köping och Västerås har en gammal historia och fanns på plats redan under medeltiden (Mälarhamnar, 2013a). 2001 slogs hamnarna i Västerås och Köping ihop till ett gemensamt bolag, Mälarhamnar AB, som ägs av Köpings kommun och Västerås stad (Mälarhamnar, 2013a).



**Figur 8. Karta över Mälaren med Västerås och Köpings hamn markerade med röda prickar (Eniro.se).**

Hamnen i Västerås är äldre än själva staden, platsen där Svartån mynnar ut i Mälaren var under medeltiden en välbesökt marknadsplats (Mälarhus, 2013a), men det dröjde innan Västerås blev den mest betydande hamnstaden vid västra Mälaren. Under medeltiden skeppades järn från västra Bergslagen främst från hamnarna i Köping och Arboga (Mälarhus, 2013a).

Köping blev tidigt ett handelscentrum, detta på grund av sitt läge i Mälarens innersta vik samt i korsningen av två historiska vägar (Mälarhus, 2013a). Den öst-västliga kungsvägen och den nord-sydliga gamla allfarvägen i riktning från Bergslagen (Mälarhus, 2013a). Hamnen i Köping blev en naturlig omlastningsplats för produkter från jordbruk och smedjor i Mälarhus (Mälarhus, 2013a).

År 1819 slutfördes byggnationen av Södertälje kanal vilket innebar att Mälaren fick en förbindelse med Östersjön (Mälarhus, 2013a). Transporterna på Mälaren har ökat under industrialiseringen genom en ökning av godstransporter (Jacobson, 2006) och 2010 togs ett beslut att bygga ut slussen i Södertälje för att öka kapaciteten (Mälarhus, 2013). Dessutom skall olika muddringsprojekt genomföras i Mälaren för att bredda farleden från slussen i Södertälje till Köping och Västerås (Mälarhus, 2013a). Muddringsprojekten ska genomföras av Sjöfartsverket, Västerås Stad och Köpings kommun med syftet att göra det möjligt att ta in större och modernare fartyg. Detta för att minska transportkostnader och de miljömässiga kostnaderna då modernare fartyg är generellt miljövänligare eftersom det ställs större miljökrav på de fartyg som byggs idag än de som byggts tidigare (Sjöfartsverket, 2013b). Ytterligare en möjlig miljöaspekt att är utbyggnad av farleden eventuellt kan leda till att transporter som annars skulle gått på väg och järnväg istället går på sjöfart (Sjöfartsverket, 2013b). I dagsläget är maxlasten som ett tankfartyg i Mälaren kan frakta 5 800 ton, detta motsvarar cirka 200 tankbilar (Sjöfartsverket, 2013a). I och med muddringsprojektet för utbyggnad av farleden samt utbyggnaden av slussen i Södertälje kommer tankfartyg på 9 100 ton att kunna tas in vilket skulle motsvara cirka 300 tankbilar (Sjöfartsverket, 2013a).

### **6.1.1 Köpings hamn**

Hamnen i Köping är belägen i Mälarens innersta västra vik, där Köpingsån mynnar ut i Galten. Hamnen består av en industri- och handelshamn samt en oljehamn (Sjöbris et al.,

2001). Marknadsområdet för Köpings hamn är främst de lokala industrierna (Sjöbris et al., 2001). Importen består främst av råvaror till den lokala konstgödsel- och cementindustrin och exporten består till största del av produkter från de lokala industrierna (Sjöbris et al., 2001). I dagsläget har Köpings hamn tillstånd att bedriva verksamhet för maximalt 750 fartygsanlöp per år och för godshantering upp till 1,5 miljoner ton per år (Mälarhamnar, 2013b).

Sedimenten som användes i fältförsöken i Köping var tagna från vändplanen i hamnområdet.

### **6.1.2 Västerås hamn**

Västerås hamn ligger i västra delen av Mälaren vid Västeråsfjärdens nordvästra strand. Idag består hamnen av en oljehamn och en konventionell handelshamn (Sjöbris et al., 2001). Importvaror till hamnen är främst olja, kol, biobränsle, skrot och cement (Sjöbris et al., 2001). Exporten från hamnen består främst av stål- och skogsprodukter samt spannmål (Sjöbris et al., 2001). Marknadsområde för hamnen är flera av länen i regionen; Västmanlands, Dalarnas, Uppsala, Örebro, Gävleborgs och de östra delarna av Värmlands län med betoning på Bergslagen och Dalarna (Sjöbris et al., 2001). Hamnen i Västerås har tillstånd att bedriva verksamhet med maximalt 1 300 fartygsanlöp per år och godshantering upp till 3,3 miljoner ton per år (Mälarhamnar, 2013a).

De sediment som användes i fältförsöket var tagna från hela hamnområdet, det vill säga dels från oljehamnen men också från den konventionella hamnen. Detta för att få med de typer av föroreningar som finns i hela området.

## **6.2 FÄLTUNDERSÖKNINGAR**

På uppdrag av Västerås Stad och Köpings Kommun genomfördes muddring i hamnarna i respektive stad. Sedimenten som togs upp vid muddringen användes i fältförsök där de stabiliserades/solidifierades enligt metoden som beskrivs i Avsnitt 3. Fältförsöken genomfördes för att kunna utvärdera bland annat metod, bindemedelsrecept och den stabiliserade/solidifierade produktens hållfasthet och utlakning av föroreningar.

### **6.2.1 Inblandning av bindemedel**

Muddring, inblandningen av bindemedel i muddermassorna och fördelning i bassänger skedde på liknande sätt i båda fältförsöken. I det första steget blandades muddermassorna om ordentligt för att få en så homogen massa som möjligt, vatten tillsattes i både Köping och Västerås för att få en pumpbar blandning (Figur 9). I Köping tillsattes endast vatten från Mälaren. I Västerås användes vatten från Mälaren och dessutom tillsattes dagvatten från det sista steget i Mälarenergis dagvattenrening.



**Figur 9. Homogenisering av muddermassor genom blandning med gallerskopa innan de pumpades till blandningsanläggningen. Bild från fältförsöket i Västerås till vänster och från Köping till höger.**

Massorna pumpades upp till blandningsstationen för inblandning av bindemedel, varefter blandningen fördelades till bassängerna (Figur 10). Två stycken bassänger som vardera rymde cirka 30 m<sup>3</sup> hade förberetts på båda platser (Figur 11; Figur 12). Bassängerna förseddes med en tät duk i botten och var konstruerad så att 30 m<sup>3</sup> fördelades i ett 1 meter tjockt lager. Blandningen genomfördes i flera omgångar då all muddermassa som krävdes för att fylla bassängerna inte rymdes i blandningsstationen på samma gång.

Recepten för bindemedlet samt mängden tillsatt bindemedel togs fram av SGI utifrån resultat från tidigare genomförda undersökningar. Recepten skiljde sig åt mellan de båda platserna. I Västerås tillsattes 150 kg bindemedel per m<sup>3</sup> blöta sediment, bindemedlet består av 30 % cement och 70 % merit med en tillsats av 1,5 % aktivt kol. I Köping tillsattes 200 kg bindemedel per m<sup>3</sup> blöta sediment, detta bindemedel innehöll 30 % cement och 70 % merit med en tillsats av 2 % aktivt kol.



**Figur 10. Till vänster, blandade massor pumpades ut i ena bassängen i Västerås. I bakgrunden ses den gröna blandningsstationen där de homogeniserade muddermassorna och bindemedlet blandades. Till höger, pumpen sänks ner i de homogeniserade muddermassorna för att pumpas upp till blandningsstationen.**



**Figur 11. Fyllda bassänger i Köping. Bassängen längst bak benämndes K1 Öst och bassängen längst fram i bild benämns K2 Väst.**



**Figur 12. Bassänger i Västerås. Bassängen längst fram i bild benämndes V1 Öst och bassängen längst bak benämndes V2 Väst.**

När materialet stabiliserats tillräckligt lades en överlast bestående av 1 meter krossmaterial på bassängerna (Figur 13). Trycket från överlasten motsvarade 18 kPa. Pålastning genomfördes 13/1 2014 i Köping och 17/1 2014 i Västerås. Nolltidpunkten sattes som den tidpunkt då överlasten lades på bassängerna, det vill säga 13/1 2014 i Köping och 17/1 2014 i Västerås.

Inom detta examensarbete utvärderades data från SGI för prover som togs 28 dagar efter nolltidpunkten samt från skaktester som genomfördes av studenten.



**Figur 13. En av bassängerna i Västerås med 1 meter krossmaterial som överlast, detta ska motsvara 18 kPa.**



## 6.2.2 Porvattenprovtagning med BAT-provtagare

Porvattenprover togs ur de stabiliserade/solidifierade ytorna med BAT-provtagare (beskrivs i Avsnitt 4.2.4; Figur 14). Porvattenproverna togs 17/2-18/2 2014. När vattenprovet tagits upp fördes de över från provtagningsbehållaren i glas till en plastbehållare innan de skickades iväg för analys. Detta för att undvika att glasbehållaren släpper eventuella metaller till provet. I Köping togs prover i tre provpunkter, en från bassäng K1 öst och två från bassäng K2 väst (Figur 11). I Västerås togs prover i fyra punkter, två punkter i vardera bassängen, V1 Öst och V2 Väst (Figur 12).

Vattenproverna skickades till ackrediterat laboratorium (ALS) där två olika analyser av grundämnen i förorenat vatten genomfördes. Den ena analysen var utan uppslutning (V3A), denna gjordes med vattenprov som filtrerats genom 0,45 µm för att bestämma koncentrationen av lösta ämnen i provet. Resultaten från analys utan uppslutning (V3A) ger en bild av vilka halter av respektive ämne som var tillgängliga i provet. Den andra analysen gjordes med uppslutning (V3B). Vid analys med uppslutning tas både den lösta fasen och partiklar med, därför filtreras inte dessa prover. Resultaten från analys med uppslutning (V3B) beskriver totalhalten av respektive ämnen i provet.



Figur 14. Provtagare i fält med provtagningsbehållare i glas i mitten och dubbeländig kanyl till höger.

## 6.3 LABORTORIEEXPERIMENT

För att undersöka hur materialet påverkas av några miljöfaktorer genomfördes olika typer av laktester. Syftet med laktesten var att undersöka hur de stabiliserade/solidifierade massorna kan reagera i kontakt men markmiljön.

### 6.3.1 Beskrivning av material för skakförsök

Skakförsöken genomfördes med material som lagrats utomhus under tryck till 4/4 2014, det vill säga 80 dagar i Köping och 76 dagar i Västerås.

De stabiliserade massorna från Västerås var ett poröst material som var ljusgrått i ytan och svart längre ner (Figur 15). Materialet föll lätt sönder och hade ingen typisk lerkaraktär, vid rullning av material frigjordes vatten och det blev som lös lera, gyttjelera.

Det stabiliserade materialet från Köping var också ett poröst blandat material som var ljusgrått i ytan och svart längre ner. Materialet från Köping var hårdare än det från Västerås men även detta material gick att finfördela för hand. Materialet hade ingen typisk lerkaraktär och vid rullning av material frigjordes vatten så att det blev som lös lera, gyttjelera.



Figur 15. Det stabiliserade materialet som används för skak försöken.

### 6.3.2 Lakning

Tvåstegs skaktester genomfördes huvudsakligen i tre moment; provberedning, dosering och filtrering. Till att börja med bestämdes de stabiliserade massornas vattenkvot för att kunna beräkna mängd prov och lakvätska som behövdes för de olika L/S kvoterna.

I detta examensarbete genomfördes två olika skaktest med stabiliserade sediment enligt en modifierad version av standarden för tvåstegs skaktest i Svensk standard (SS-EN 1257-3), karaktärisering av avfall. Metoden anpassades efter förutsättningarna och frågeställningarna för examensarbetet. Avsteg från standarden gjordes på flera punkter bland annat när det gällde de massor av prov och volymer av lakvätskor som vägdes in, L/S-kvoterna vid respektive steg och användning av bäckvatten som lakvätska. Avstegen från standarden och varför de gjordes beskrivs mer längre ner i stycket.

I det ena skaktestet användes destillerat vatten och i det andra användes humöst bäckvatten som lakvätska. Försöken genomfördes i triplikat vilket gav totalt 12 skaktest för Köping respektive Västerås. Skaktesterna genomfördes på laboratorium på SLU i Uppsala, lakvätskan analyserades direkt med avseende på pH och alkalinitet. Dessutom skickades prover till ALS för analyser av DOC (löst organiskt material) och metaller.

#### Vattenkvot

För att bestämma vattenkvoten vägdes cirka 30-50g blött prov upp i aluminiumformar (Figur 16). Proverna torkades till konstant vikt i 105°C. Det torra provet läts svalna till rumstemperatur innan det vägdes igen och därefter beräknades vattenkvot och TS-halt (torr substans) enligt ekvationerna 1 och 2.

Beräkning av vattenkvot:

$$\frac{m_{\text{blött prov}} - m_{\text{tort prov}}}{m_{\text{tort prov}}} \quad (1)$$

Beräkning av TS-halt:

$$\frac{m_{\text{tort prov}}}{m_{\text{blött prov}}} \quad (2)$$



Figur 16. Bestämning av vattenkvot, de blöta proverna torkades i 105 °C till konstant vikt. Till vänster i bild prov från Köping och till höger prov från Västerås.

### Skakförsök

#### *Provberedning*

Första momentet i genomförandet av skakförsöken var provberedning. Till att börja med krossades/finfördelades de stabiliserade massorna till en storlek på 4 mm eller mindre i plastbackar. Proverna homogeniserades i ett prov för Västerås och ett för Köping (Figur 17).

För vardera Köping och Västerås togs 6 olika delar ut, tre för skakning med bäckvatten och tre för skakning med destillerat vatten (Tabell 13).

**Tabell 13. Antal skaktest**

	Dest. vatten	Bäckvatten
Västerås	3	3
Köping	3	3



Figur 17. Provberedning, homogeniserat prov.

#### *Dosering – mängder för skakförsök*

Massor av prov och volymer av lakvätskor som vägdes in anpassades efter den utrustning som fanns tillgänglig så att båda stegen kunde skakas i 1 liters flaskor.

L/S-kvoterna ska enligt standarden vara L/S 2 för steg 1 och L/S 8 för steg 2, detta frångicks då det stabiliserade materialet från början hade en L/S-kvot som var högre än L/S 2. Istället användes L/S 3 vid första steget och L/S 7 vid andra steget.

Blött prov som motsvarar 90 g torrt prov vägdes upp, mängden blött prov och lakvätska att väga in beräknades enligt ekvationerna nedan, invägda mängder redovisas i Bilaga C. Prov och lakvätska placerades i plastflaskor för skakning, flaskorna klarar även av att centrifugeras.

Beräkning av mängd blött ( $m_{\text{blött prov}}$ ) prov att väga in:

$$(vattenkvot + 1) \cdot m_{\text{torrt prov}} = m_{\text{blött prov}} \quad (3)$$

Mängd vatten i det blöta provet ( $m_{\text{vatten i prov}}$ ):

$$m_{\text{blött prov}} - m_{\text{torrt prov}} = m_{\text{vatten i prov}} \quad (4)$$

Mängd vatten att väga in för L/S 3 ( $m_{\text{vatten för L/S 3}}$ ):

$$3 \cdot m_{\text{torrt prov}} - m_{\text{vatten i prov}} = m_{\text{vatten för L/S 3}} \quad (5)$$

Mängd vatten att väga in för L/S 7, kumulativt L/S 10 ( $m_{\text{vatten för L/S 7}}$ ):

$$7 \cdot m_{\text{torrt prov}} = m_{\text{vatten för L/S 7}} \quad (6)$$

#### Skakning

I det första steget i tvåstegs skaktestet skakades prov med L/S 3 i 6 timmar i en skakapparat (Figur 18). I andra steget tillsattes lakvätska till L/S 7 i provbehållaren, detta innebär att en kumulativ L/S kvot på ca 10 erhöles. Provet skakades sedan i ytterligare 18 timmar.

Efter varje stegs skakning centrifugerades proverna i ca 4 000 G, 15 min (Figur 18). Efter centrifugering togs prov upp ur flaskorna med pipett/spruta varpå en del filtrerades direkt i lab. och en del skickades till analys ofiltrerade (Tabell 14). Filtring genom 0,45µm gjordes för prov som skickas till ALS för metallanalyser utan uppslutning (V3a), denna typ av analys gjordes för L/S 3 samt för L/S 7. För utlakning vid L/S 7 gjordes även analyser med uppslutning (V3b). Detta eftersom det inte gick att få ut tillräckligt med lakvätska för båda analyserna vid L/S 3. För lakvätskan mättes pH och alkalinitet, prover skickades även till ALS för DOC analys.

**Tabell 14. Analyser som genomfördes efter varje steg**

ALS paket	Analys	Provkärl	Min. volym	Provtyp
V-3a	Metaller utan uppslutning	125 ml plastflaska	30 ml	vatten
V-3b (endast L/S 7)	Metaller efter uppslutning	125 ml plastflaska	30 ml	vatten
DOC	DOC	150 ml plastflaska	20 ml	vatten
Analys direkt i lab.	pH och alkalinitet		20-30 ml	



Figur 18. Till vänster: skakapparat som användes vid tvåstegs skakförsök. Till höger: proven centrifugerades för att kunna ta ut vatten för analyser. Flaskan till vänster innan centrifugering och flaskan till höger efter centrifugering.

### Beräkning av kumulativ lakning

Den mängd av respektive undersökt metall som lakats ut, den ackumulerade lakningen, beräknades enligt svensk standard för tvåstegs skaktest (SS-EN 12457-3). Utlakning vid L/S 3 beräknades enligt ekvationen nedan:

$$A_3 = C_3 \left( \frac{L_3}{M_D} + \frac{MC}{100} \right) \quad (7)$$

$$MC = 100 * (M_w - M_D) / M_D \quad (8)$$

$A_3$ =lakning i mg/(kg TS)

$C_3$ =konc i lakvätskan i mg/l

$L_3$ =massa tillsatt lakvätska i steg 1

$M_D$ =massa torrt prov

$M_w$ =massa blött prov

Index 3 står för lakning vid L/S 3

Den kumulativa lakningen efter andra stegets lakning beräknades enligt ekvationen nedan.

Den mängd vatten som togs ut för analyser vid L/S 3 ( $VE_1$ ) uppskattades till 70 ml per prov.

$$A_{kumulativ} = C_3 \left( \frac{VE_1}{M_D} \right) + C_7 \left[ \frac{(L_3 + L_7 - VE_1)}{M_D} + \frac{MC}{100} \right] \quad (9)$$

$VE_1$  = volym vatten som tagits ut i första steget

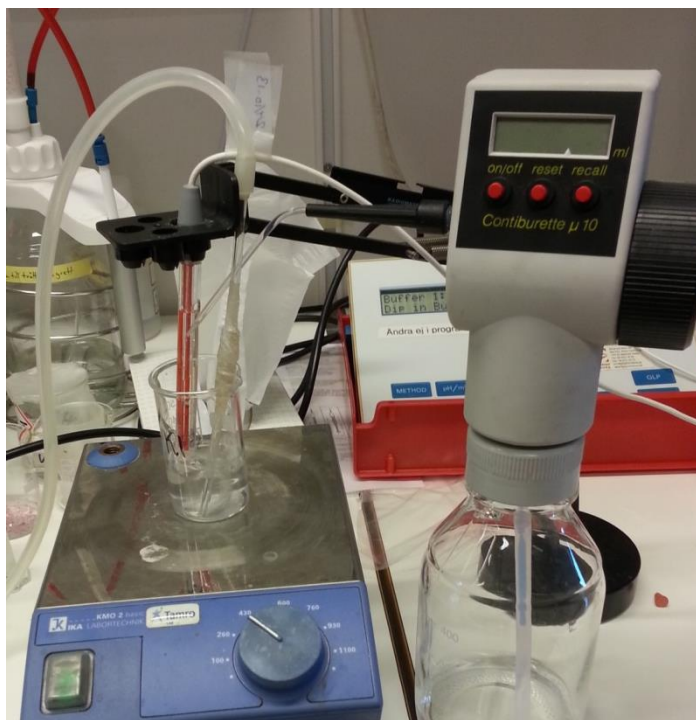
$L_7$  = volym tillsatt lakvätska i steg 2

### Alkalinitetstitrering och pH mätning

Cirka 20-30 ml prov mättes upp för alkalinitetstitrering, innan titreringen påbörjades mättes provets pH med pH-meter.

Till provet tillsattes saltsyra med koncentration 0,1 mol/liter ( $C_{HCl} = 0,1$  M). Under hela försöket bubblades provet med syntetisk luft (luft utan  $CO_2$ ) och blandades om med magnetomrörare, försöksuppställningen visas i Figur 19. Under titreringen mättes pH kontinuerligt och när provet nått pH 5,6 noterades den tillsatta mängden saltsyra och alkalinitet beräknades enligt ekvation 10 nedan.

$$Alk \text{ (mol ekv/liter)} = \frac{C_{HCl} - V_{HCl}}{V_{Prov}} \quad (10)$$



Figur 19. Uppställning för mätning av pH och alkalinitetstitrering. Saltsyra, 0,1 mol/l, tillsätts till provet tills dess att det nått pH 5,6. pH mäts kontinuerligt med pH-meter. Under hela mätningen bubblas provet med syntetisk luft (luft utan  $CO_2$ ) och blandas om med magnetomrörare.

### 6.3.3 Kemisk jämvikts modellering i Visual MINTEQ

För att förstå vilka mineralfaser som är styrande för fastläggning och utlakning av anjoner i det stabiliserade/solidifierade materialet genomfördes kemisk jämviktsmodellering. För den kemisk jämviktsmodelleringen användes visual MINTEQ (tillgänglig för nedladdning på <http://ww2.lwr.kth.se/English/Oursoftware/vminteq/>) för att undersöka lösligheten av två utvalda ämnen, molybden och vanadin. Valet av just dessa ämnen gjordes utifrån resultaten från analyserna av lakvattnet från skakförsöken, det vill säga att lakningen var större efter stabilisering/solidifiering än för obehandlade sediment. Modelleringen gjordes för att undersöka vilka former av molybden och vanadin som finns i lösningarna, samt möjliga jämvikter med potentiella mineralfaser. Minerallösligheter undersöktes med hjälp av så kallat mättnadsindex. Mättnadsindex (SI: saturation index) beräknades enligt ekvationen nedan:

$$SI = \log IAP - \log K_s \quad (10)$$

Där IAP är jonaktivitetsprodukt (IAP: ion activity product), beräknad utifrån stökiometrin och  $K_s$  är temperatur korrigerade löslighetskonstanter. Då mättnadsindex är större än noll är lösningen övermättad och när mättnadsindex är mindre än noll är lösningen undermättad. Om mättnadsindex är noll är lösningen i jämvikt med avseende på den mineralen.

Som indata till modelleringen användes de uppmätta pH, alkalinitet, DOC och koncentrationerna av de joner som mest bidrar till laddning i lösningen. De joner som togs med i modelleringen förutom molybden och vanadin var; barium, kalcium, kalium och natrium (Tabell 15). Skakförsöken genomfördes i ett slutet system, vilket betyder att systemet inte står i jämvikt med atmosfären, vilket har tagits med i beräkningarna.

**Tabell 15. Komponenter som används för beräkningar i Visual MINTEQ**

Indata	Enhet
Alkalinitet	meq/l
pH	
Ba <sup>2+</sup>	mmol/l
Ca <sup>2+</sup>	mmol/l
DOC (SHM)	mg/l
Na <sup>+</sup>	mmol/l
Mo (VI)	mmol/l
K <sup>+</sup>	mmol/l
V (V)	mmol/l

## 7 RESULTAT

### 7.1 GEOTEKNISKA UNDERSÖKNINGAR

I detta avsnitt presenteras resultat från analyser utförda av SGI's jordlaboratorium i Linköping. För att bestämma tryck- och skjuvhållfasthet i detta försök använde SGI enaxliga tryckförsök, som beskrivs i avsnitt 5.3.2. Resultaten för hållfasthet från tryckförsöken med fältstabiliserat material presenteras i Tabell 16. Vid jämförelse med resultat för motsvarande laboriestabiliserade material (Tabell 17) kan skillnader mellan fält- och labbstabiliserade massor noteras. För samtliga prover är skillnaden i vattenkvot stor, den högre vattenkvoten medför även lägre densitet. Störst är skillnaden för Västerås där det fältstabiliserade materialet har en vattenkvot som är ca 100 % högre än det labbstabiliserade. För muddermassorna från Köping uppmättes i princip samma hållfasthet för fält- och labbstabiliserade massor.

**Tabell 16. Resultat från undersökningar utförda med fältstabiliserat material 28 dagar efter nolltidpunkten (SGI's jordlaboratorium)**

Prov	Densitet (ton/m <sup>3</sup> )	Vattenkvot (%)	Tryckhållfasthet (kPa)	Kommentarer
Köping				
Prov 1	1,29	180	64	
Prov 2	1,28	170	74	
Västerås				
Prov 1	1,30	171	44	
Prov 2	1,26	178	96	
Prov 3	(1,24)	206	26	Ojämn provyta. Detta prov anses vara avvikande

Resultat från fältstabiliserat material (Tabell 16) bedömdes utifrån de krav som ställs för användning i vägkonstruktioner (Tabell 11). Det kan konstateras att de stabiliserade muddermassorna endast uppfyllde kraven för tryckhållfasthet som ställs på betongkvalitetsklass 4.

Resultaten för hållfasthet för det fältstabiliserade materialet (Tabell 16) jämfördes med motsvarande laboriestabiliserade prover (Tabell 17). För Köping var hållfastheten för fält- och laboriestabiliserade massor relativt lika. För proverna från Västerås var skillnaderna i hållfasthet större, både vad gäller variationen mellan de fältstabiliserade proverna och skillnaden mellan fält- och laboriestabiliserade massor.

**Tabell 17. Resultat från motsvarande laboratoriestabiliserade sediment genomförda av SGI i steg 1. I kolumnen bindemedel står ak för aktivt kol (Holm och Larsson, 2013a, Holm och Larsson, 2013b).**

Prov	Densitet (ton/m <sup>3</sup> )	Vattenkvot (%)	Tryckhållfasthet (kPa)	Bindemedel
Köping				
Prov 1	1,37	111	76	200kg/m <sup>3</sup> 2 % ak
Prov 2	1,38	112	76	200kg/m <sup>3</sup> 2 % ak
Västerås				
Prov 1A	1,53	69	220	150 kg/m <sup>3</sup> (inget ak)
Prov 2A	1,52	71	224	150 kg/m <sup>3</sup> (inget ak)
Prov 1B	1,47	77	282	150 kg/m <sup>3</sup> (inget ak)
Prov 2B	1,14	78	282	150 kg/m <sup>3</sup> (inget ak)

## 7.2 MILJÖMÄSSIGA UNDERSÖKNINGAR

### 7.2.1 Obehandlade sediment

På SGIs miljölaboratorier genomfördes undersökningar för att bestämma totalhalter och lakning för de obehandlade sediment som användes i fältförsöken. Samtliga resultat från dessa undersökningar redovisas i Bilaga A. Dessa halter beskriver det utgångsmaterial som användes vid fältstabiliseringen.

Resultaten från undersökningen av de obehandlade sedimenten jämfördes med bedömningsgrunder för klassning av sediment samt med gränsvärden för inert avfall och mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål, som beskrivs i avsnitt 4.3.2 och 4.3.3. Då det inte finns några svenska gränsvärden för TBT utvärderas dessa halter mot gränsvärden från Nederländerna och Norge.

#### Metaller

Vid utvärdering av lakning mot gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning för anläggnings ändamål och gränsvärden för inert avfall låg de obehandlade sedimenten under gränsvärdena för lakning (Tabell 18). Detta gäller både sedimenten från Köping och Västerås.

**Tabell 18. Lakning av metaller från obehandlade sediment. Jämförelse med gränsvärden för inert avfall och mindre än ringa risk vid användning för anläggningsändamål.**

Ämne	Enhet	Obehandlade sediment Köping	Obehandlade sediment Västerås	Gräns för mindre än ringa risk	Gräns för inert avfall
Al	mg/kg TS	3,1	1,5	-	-
As	mg/kg TS	0,015	0,037	0,09	0,5
Ba	mg/kg TS	0,36	1	-	20
Ca	mg/kg TS	17	215	-	-
Cd	mg/kg TS	<0,0006	<0,0040	0,02	0,04
Co	mg/kg TS	0,019	0,14	-	-
Cr	mg/kg TS	0,006	<0,005	1	0,5
Cu	mg/kg TS	<0,02	<0,021	0,8	2
DOC	mg/kg TS	57,5	32	-	500
Fe	mg/kg TS	6,9	5,3	-	-
Hg	mg/kg TS	<0,0003	<0,0002	0,01	0,01
K	mg/kg TS	26,2	92,8	-	-



Mg	mg/kg TS	8,8	102	-	-
Mn	mg/kg TS	8,2	60,5	-	-
Mo	mg/kg TS	<0,006	0,017	-	0,5
Na	mg/kg TS	104	226	-	-
Ni	mg/kg TS	0,012	0,23	0,4	0,4
Pb	mg/kg TS	0,0055	0,006	0,2	0,5
V	mg/kg TS	0,0072	0,011	-	-
Zn	mg/kg TS	0,096	2,2	4	4

Totalhalter av metaller i sedimenten utvärderades mot gränsvärden för totalhalter för mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål (Tabell 19).

**Tabell 19. Totalhalter av metaller (mg/kg TS) i sediment utvärderat mot gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning för anläggningsändamål. De fetmarkerade siffrorna visar de halter som över gränsvärdet.**

Ämne	Enhet	Köping	Västerås	Gränsvärde för mindre än ringa risk (Tot. halter)
As	mg/kg TS	3,78	5	10
Ba	mg/kg TS	149	117	-
Cd	mg/kg TS	<b>0,203</b>	<b>1,32</b>	0,2
Co	mg/kg TS	18,3	15,1	-
Cr	mg/kg TS	<b>46,4</b>	<b>53,8</b>	40
Cu	mg/kg TS	23,7	<b>108</b>	40
Hg	mg/kg TS	<0,2	<0,2	0,1
Ni	mg/kg TS	29,9	<b>38,9</b>	35
Pb	mg/kg TS	<b>25,1</b>	<b>105</b>	20
V	mg/kg TS	55,4	59,3	-
Zn	mg/kg TS	116	<b>432</b>	120

De obehandlade sedimenten bedömdes även utifrån Naturvårdsverkets avvikelseklassning (Tabell 20). Utvärderingen visade på mycket stor avvikelse för sedimenten för de flesta metaller.

**Tabell 20. Halter av metaller i obehandlade sediment, indelade enligt Naturvårdsverkets avvikelseklassning för sediment, vit: ingen/obetydlig avvikelse, ljusgrå: liten avvikelse, mellangrå: medelstor avvikelse, mörkgrå: stor avvikelse och svart: mycket stor avvikelse.**

Ämne	Enhet	Köping	Västerås
As	mg/kg TS	3,78	<b>5</b>
Cd	mg/kg TS	0,203	1,32
Co	mg/kg TS	<b>18,3</b>	<b>15,1</b>
Cr*	mg/kg TS	<b>46,4</b>	<b>53,8</b>
Cu	mg/kg TS	<b>23,7</b>	<b>108</b>
Hg	mg/kg TS	<0,2	<0,2
Ni*	mg/kg TS	<b>29,9</b>	<b>38,9</b>
Pb	mg/kg TS	<b>25,1</b>	<b>105</b>
Zn	mg/kg TS	<b>116</b>	<b>432</b>

### Polyaromatiska kolväten (PAH), Köping

Utvärdering av PAH i obehandlade sediment gjordes endast för sedimenten från Köping, detta eftersom sedimenten från Västerås inte analyserades med avseende på PAH. Utvärderingen gjordes genom jämförelse med naturvårdsverkets tillståndsklasser för sediment (Tabell 21). För de flesta PAH låg halterna under detektionsgränsen, vilket gör att en klassning inte är möjlig. För att kunna klassa de obehandlade sedimenten med avseende på PAH krävs en analysmetod med lägre detektionsgränser. Summan av id 11 PAH beräknades utifrån de PAH som har halter över detektionsgränsen.

**Tabell 21. Halter av PAH i obehandlade sediment från Köping, indelade enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser för sediment, vit: ingen halt, ljusgrå: låga halter, mellangrå: medelhöga halter, mörkgrå: höga halter och mörkgrå och fetstil: mycket höga halter.**

Ämne	Enhet	Prov K1	Prov K2
Fenantren	µg/kg TS	<100	<100
Antracen	µg/kg TS	<100	<100
Flouranten	µg/kg TS	<100	<100
Pyren	µg/kg TS	<100	<100
Bens(a)antracen	µg/kg TS	89	71
Chrysen	µg/kg TS	<50	<50
Bens(b)fluoranten	µg/kg TS	61	<50
Bens(k)fluoranten	µg/kg TS	<50	<50
Bens(a)pyren	µg/kg TS	<50	<50
Bens(ghi)perylene	µg/kg TS	<100	<100
Indeno(cd)pyren	µg/kg TS	<50	<50
Summa id 11 PAH	µg/kg TS	150	71

Vid jämförelse av halter PAH i sedimenten mot bakgrundshalter samt gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning för anläggningsändamål kan konstateras att sedimenten i samtliga fall låg under gränsvärdena för mindre än ringa risk (Tabell 22). Dessutom låg gränsvärdet för cancerogena PAH under bakgrundshalten, för övriga bakgrundshalter ligger detektionsgränsen över bakgrundshalten.

**Tabell 22. Halten PAH i obehandlade sedimentprov från Köping utvärderade mot bakgrundshalter**

Ämne	Enhet	Prov K1	Prov K2	Bakgrundshalt
PAH, summa 16	mg/kgTS	<1.3	<1.3	
PAH, summa cancerogena	mg/kgTS	0,15	0,071	
PAH, summa övriga	mg/kgTS	<0.5	<0.5	
PAH, summa L	mg/kgTS	<0.15	<0.15	0,6
PAH, summa M	mg/kgTS	<0.25	<0.25	2
PAH, summa H	mg/kgTS	0,15	0,071	0,5

### Tributyltenn (TBT)

Halterna TBT i de obehandlade sedimenten jämfördes med de gränsvärden från Norge och Nederländerna som presenteras i avsnitt 4.3.2 (Tabell 23). Vid jämförelse med gränsvärden från Nederländerna låg TBT halterna för både Köping och Västerås mellan nivå 1 och 2. Vid jämförelse med de Norska gränsvärdena låg halterna för Köpings sedimenten under nivå 1 vilket innebär att de klassas som obetydligt förorenade och att det utan vidare undersökningar går att dumpa sedimenten till sjöss, dock tyder resultat från tidigare undersökningar av Köpings sediment på högre halter av TBT. Sedimenten från Västerås låg mellan de norska gränsvärdena för nivå 1 och 2.

**Tabell 23. Halt TBT från Köping och Västerås**

Ämne, Plats	Enhet	Halt TBT
Tributyltenn, Köping	µg/kg TS	1,08
Tributyltenn, Västerås	µg/kg TS	68,5

### 7.2.2 Porvatten

Analysresultaten för porvattenproverna (BAT provtagare) varierar mellan de båda platserna, Köping och Västerås, vilket var väntat eftersom stabiliseringen är gjord med olika sediment och föroreningsinnehåll, se samtliga resultat i Bilaga B. Det var även variation mellan bassängerna på samma plats samt mellan provpunkterna i samma bassäng. Detta kan bero på att sedimentsammansättningen inte är identisk i de båda bassängerna och att sedimenten i vardera bassängen inte var homogena.

Jämförelsen har gjorts mellan analysresultaten och de rikt- och gränsvärden för vatten som beskrivs i avsnitt 4.3.4. Jämförelsen genomfördes både för resultat från analys av filtrerade prover utan uppslutning och för prover analyserade med uppslutning, se avsnitt 6.2.2. Utvärderingen av resultaten visade att de flesta tungmetaller i hög grad är bundna till partiklar, se Bilaga B för fullständig utvärdering.

### 7.2.3 Lakning av sediment från Köping

Resultaten från skakförsöken utvärderades dels genom jämförelse mot riktvärden för inert avfall och mot riktvärden för mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål. Vid jämförelsen kan det konstateras att halterna av samtliga ämnen i de stabiliserade/solidifierade sedimenten från Köping låg under båda gränsvärdena (Tabell 24 och Tabell 25). Samtliga analysresultat från Köping redovisas i Bilaga D.

**Tabell 24. Jämförelse mellan lakning med destillerat vatten och bäckvatten ur stabiliserade/solidifierade sediment från Köping och gränsvärden för inert avfall, de grönmarkerade cellerna visar värden under detektionsgränsen.**

Ämne	Enhet	Dest	Bäck	Gräns för inert avfall
As	mg/kg TS	<0,01	<0,01	0,50
Ba	mg/kg TS	3,86	3,34	20
Cd	mg/kg TS	<0,0005	<0,0005	0,04
Cr	mg/kg TS	<0,005	<0,005	0,50
Cu	mg/kg TS	<0,01	<0,01	2,00
Hg	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	0,01
Mo	mg/kg TS	0,22	0,25	0,50
Ni	mg/kg TS	0,01	0,01	0,40
Pb	mg/kg TS	<0,002	<0,002	0,50
Zn	mg/kg TS	<0,02	<0,02	4,00

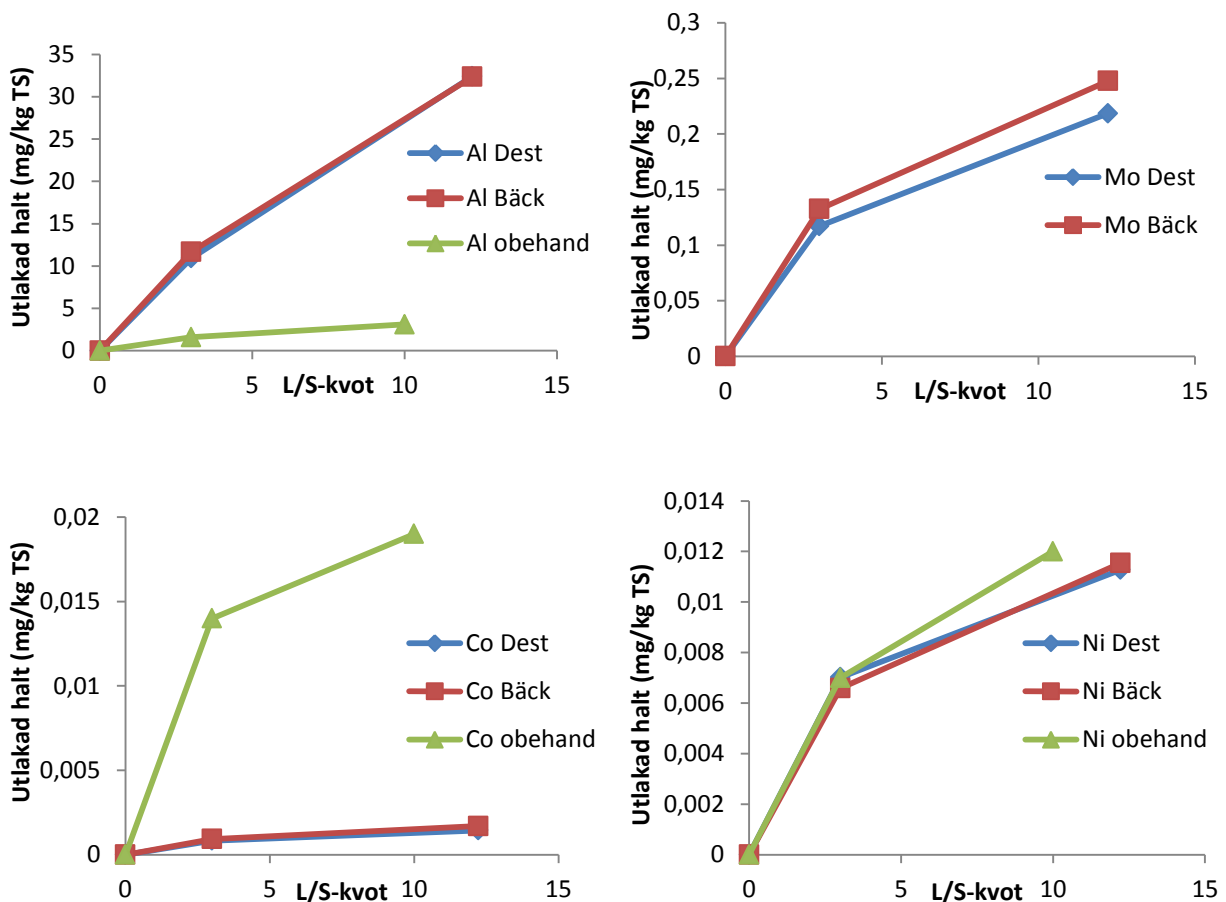
**Tabell 25. Jämförelse mellan lakning med destillerat vatten och bäckvatten ur stabiliserade/solidifierade sediment från Köping och gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning av anfall för anläggningsändamål, de grönmarkerade cellerna visar värden under detektionsgränsen.**

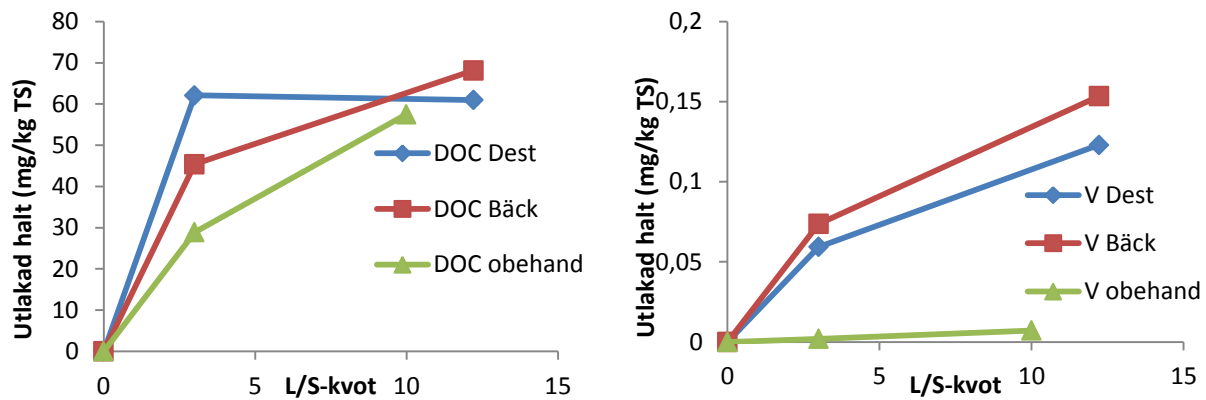
Ämne	Enhet	Dest	Bäck	Gräns för mindre än ringa risk
As	mg/kg TS	<0,01	<0,01	0,09
Cd	mg/kg TS	<0,0005	<0,0005	0,02
Cr	mg/kg TS	<0,005	<0,005	1

Cu	mg/kg TS	<0,01	<0,01	0,8
Hg	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	0,01
Ni	mg/kg TS	0,011	0,012	0,4
Pb	mg/kg TS	<0,002	<0,002	0,2
Zn	mg/kg TS	<0,02	<0,02	4

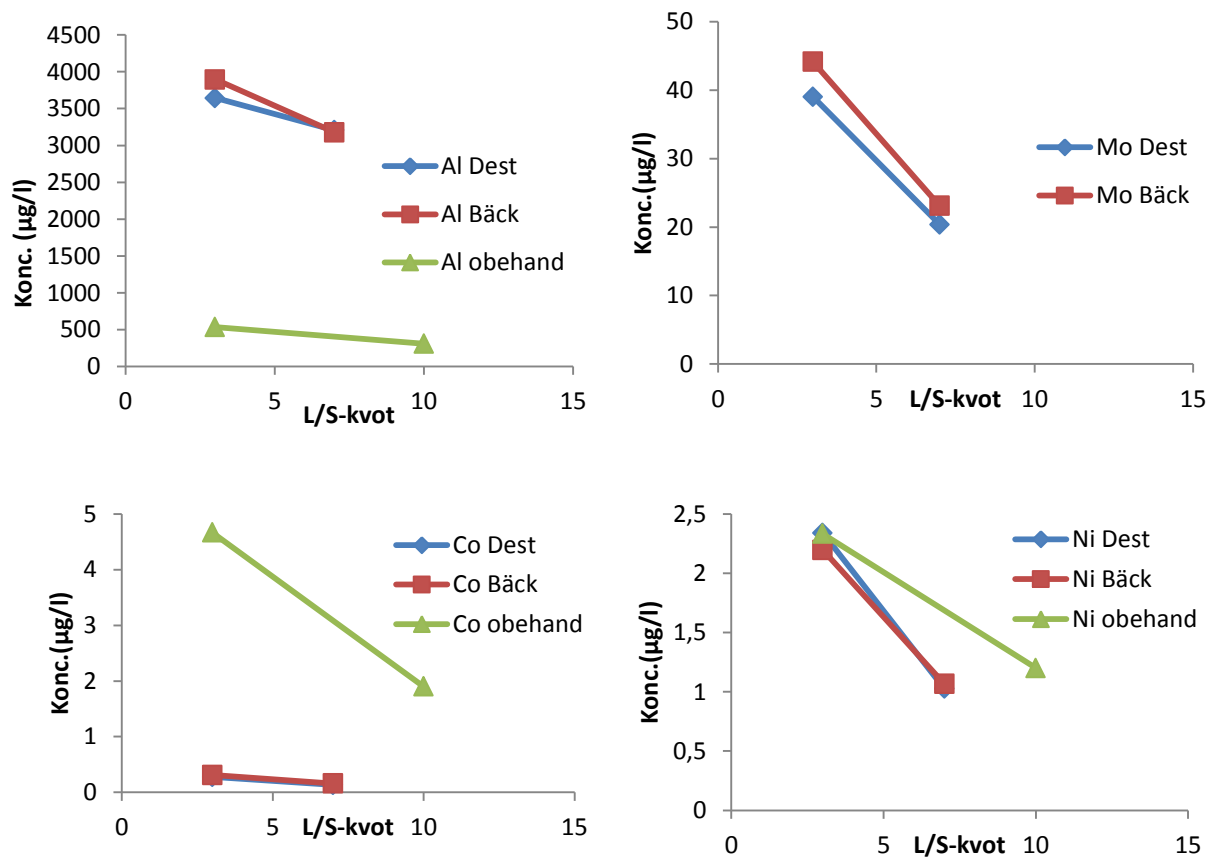
För att utvärdera hur metoden med stabilisering/solidifiering påverkar lakning av metaller jämfördes mängden som lakades ur obehandlade sediment och stabiliserade/solidifierade sediment. Dessutom jämfördes lakning ur stabiliserade/solidifierade sediment med destillerat vatten som lakvätska och bäckvatten som lakvätska. Lakningen för några utvalda ämnen, aluminium (Al), molybden (Mo), kobolt (Co), nickel (Ni) och vanadin (V), har valts ut att redovisas grafiskt. Dels med utlakad mängd som en funktion av L/S kvot (Figur 20) och dels med koncentration i lakvätska som en funktion av L/S (Figur 21). I graferna plottas mängderna från andra steget i lakningen med L/S 12,2, detta är den kumulativa L/S-kvot som proverna skakades i.

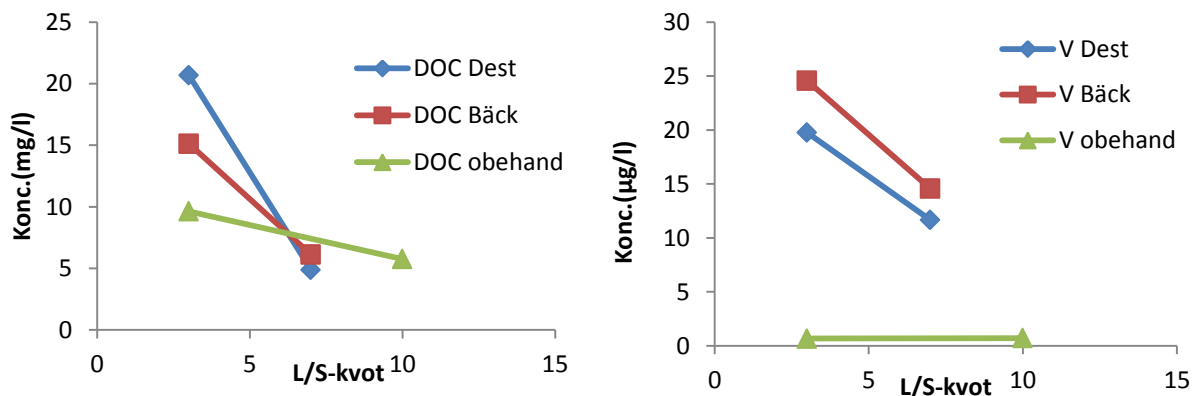
Resultaten från lakförsöken med de olika lakvätskorna, destillerat vatten och bäckvatten, uppvisade liknande resultat. Däremot skiljer sig dessa resultat från lakningen från de obehandlade sedimenten. För aluminium, molybden och vanadin lakades en större mängd ut efter stabiliseringen/solidifieringen jämfört med från de obehandlade sedimenten. För kobolt minskar lakbarheten i och med att massorna stabiliseras/solidifieras och för nickel är lakningen ungefär den samma för obehandlade och stabiliserade/solidifierade sediment.





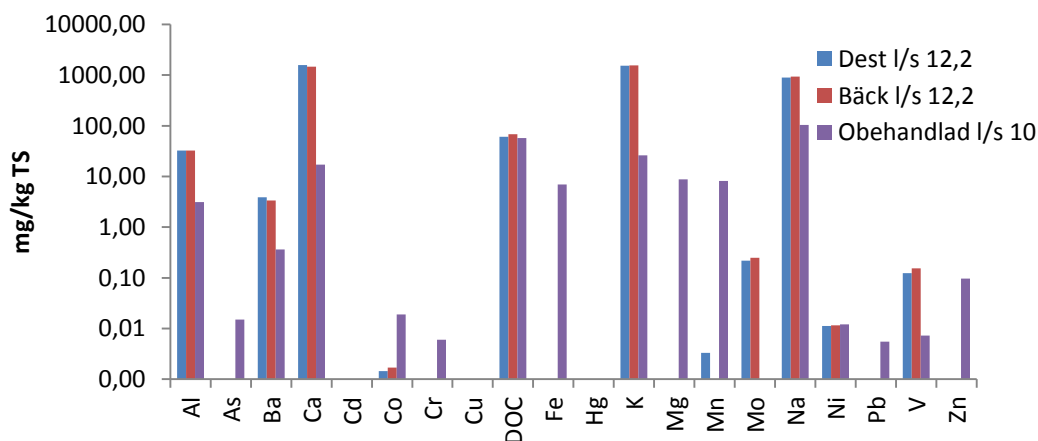
Figur 20. Beräknad kumulativ lakning i mg/kg TS av aluminium (Al), molybden (Mo), kobolt (Co), nickel (Ni), löst organiska kol (DOC) och vanadin (V) från Köpings sediment. I graferna redovisas lakning från stabiliserade/solidifierade sediment med avjonat vatten och bäckvatten samt lakning från obehandlade sediment med avjonat vatten. För molybden (Mo) var halten vid lakningen ur obehandlade sediment under detektionsgränsen.





Figur 21. Koncentrationer av aluminium (Al), molybden (Mo), kobolt (Co), nickel (Ni), löst organiska kol (DOC) och Vanadin (V) i lakväska från skakförsök med Köpings sediment.

Ytterligare en jämförelse mellan lakningen från obehandlade och stabiliserade/solidifierade massor redovisas i Figur 22, för de fall där staplar saknas var de uppmätta halterna under detektionsgränsen. Som nämns ovan var lakningen för vissa ämnen högre efter stabilisering/solidifiering, för nickel var lakningen i princip samma för obehandlade sediment som för stabiliserade/solidifierade. För flertalet ämnen: arsenik (As), kobolt (Co), krom (Cr), järn (Fe), magnesium (Mg), mangan (Mn), bly (Pb) och zink (Zn), har lakbarheten minskat i och med stabiliserings/solidifieringsbehandlingen.



Figur 22. Jämförelse mellan lakning ur obehandlade sediment och stabiliserade/solidifierade sediment vid L/S 12,2. De stabiliserade/solidifierade sedimenten lakas med bäckvatten (Bäck) och med destillerat vatten (Dest).

#### 7.2.4 Lakning av sediment från Västerås

Resultaten från skakförsöken utvärderas dels genom jämförelse mot riktvärden för inert avfall och mot riktvärden för mindre än ringa riska vid användning av avfall för anläggningsändamål. Jämförelsen visar att halterna av samtliga ämnen ligger under gränsvärdena för mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål (Tabell 27). Däremot överskrider halterna för molybden gränsvärdet för inert avfall, både vid lakning med destillerat vatten och med bäckvatten. För övriga ämnen uppfyller de stabiliserade massorna gränserna som ställs för att de ska klassas som inert avfall (Tabell 26). Samtliga analysresultat från Västerås redovisas i Bilaga E.

**Tabell 26. Jämförelse mellan lakning med destillerat vatten och bäckvatten ur stabiliserade/solidifierade sediment från Västerås och gränsvärden för inert avfall. De fetmarkerade siffrorna visar de halter som är över gränsvärdet, de grönmarkerade cellerna med <-tecken visar värden under detektionsgränsen.**

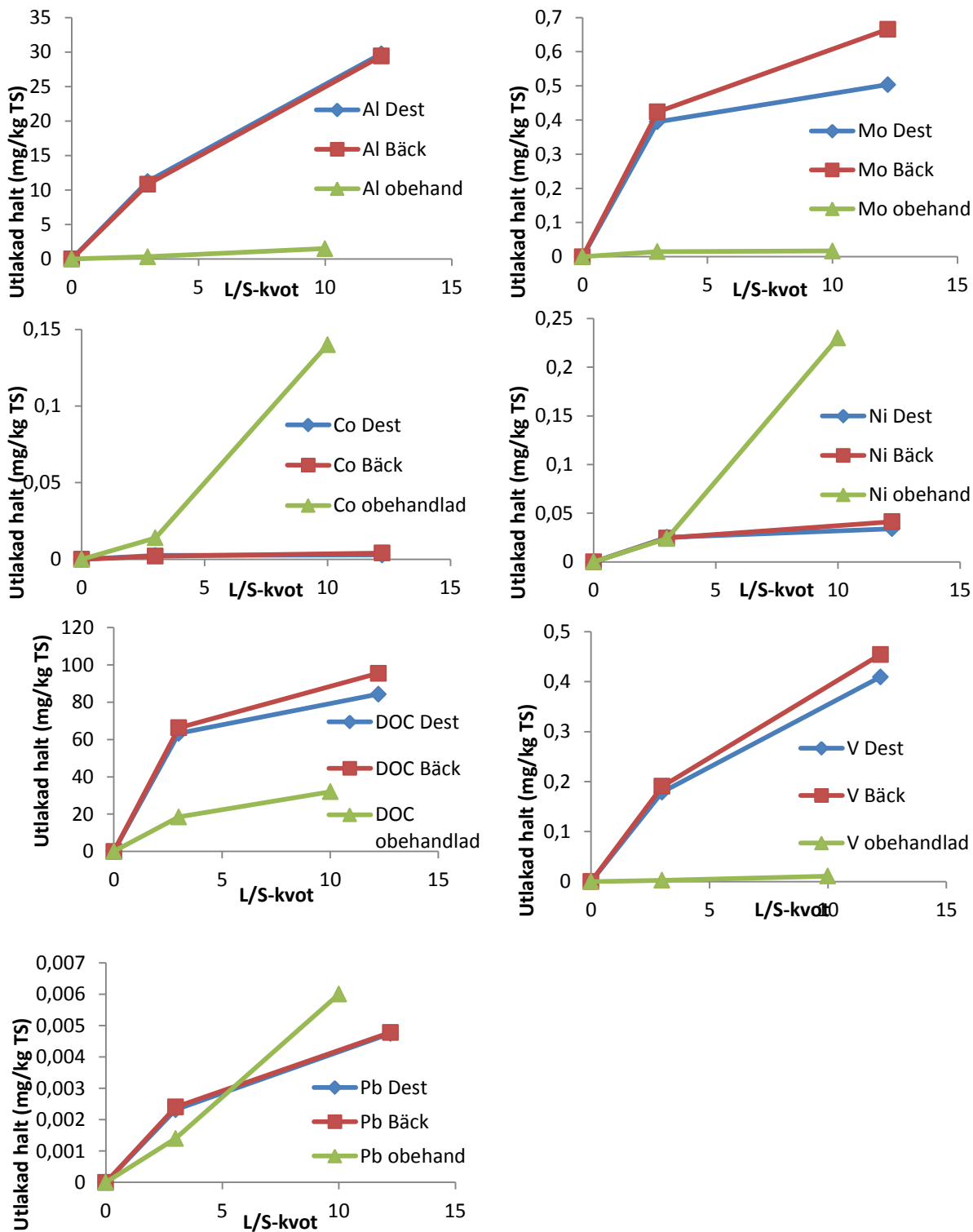
Ämne	Enhet	Dest	Bäck	Inert avfall
As	mg/kg TS	<0,01	<0,01	0,5
Ba	mg/kg TS	1,64	1,74	20
Cd	mg/kg TS	<0,0005	<0,0005	0,04
Cr	mg/kg TS	0,0084	0,0121	0,5
Cu	mg/kg TS	0,114	0,161	2
Hg	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	0,01
Mo	mg/kg TS	<b>0,504</b>	<b>0,666</b>	0,5
Ni	mg/kg TS	0,0342	0,0413	0,4
Pb	mg/kg TS	0,00475	0,00478	0,5
Zn	mg/kg TS	<0,02	<0,02	4

**Tabell 27. Jämförelse mellan lakning med destillerat vatten och bäckvatten ur stabiliserade/solidifierade sediment från Västerås och gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning av anfall för anläggningsändamål, de grönmarkerade cellerna med <-tecken visar värden under detektionsgränsen.**

Ämne	Enhet	Dest	Bäck	Gränsvärde för mindre än ringa risk
As	mg/kg TS	<0,01	<0,01	0,09
Cd	mg/kg TS	<0,0005	<0,0005	0,02
Cr	mg/kg TS	0,008401	0,01208	1
Cu	mg/kg TS	0,114198	0,16132	0,8
Hg	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	0,01
Ni	mg/kg TS	0,034171	0,04134	0,4
Pb	mg/kg TS	0,004746	0,00478	0,2
Zn	mg/kg TS	<0,02	<0,02	4

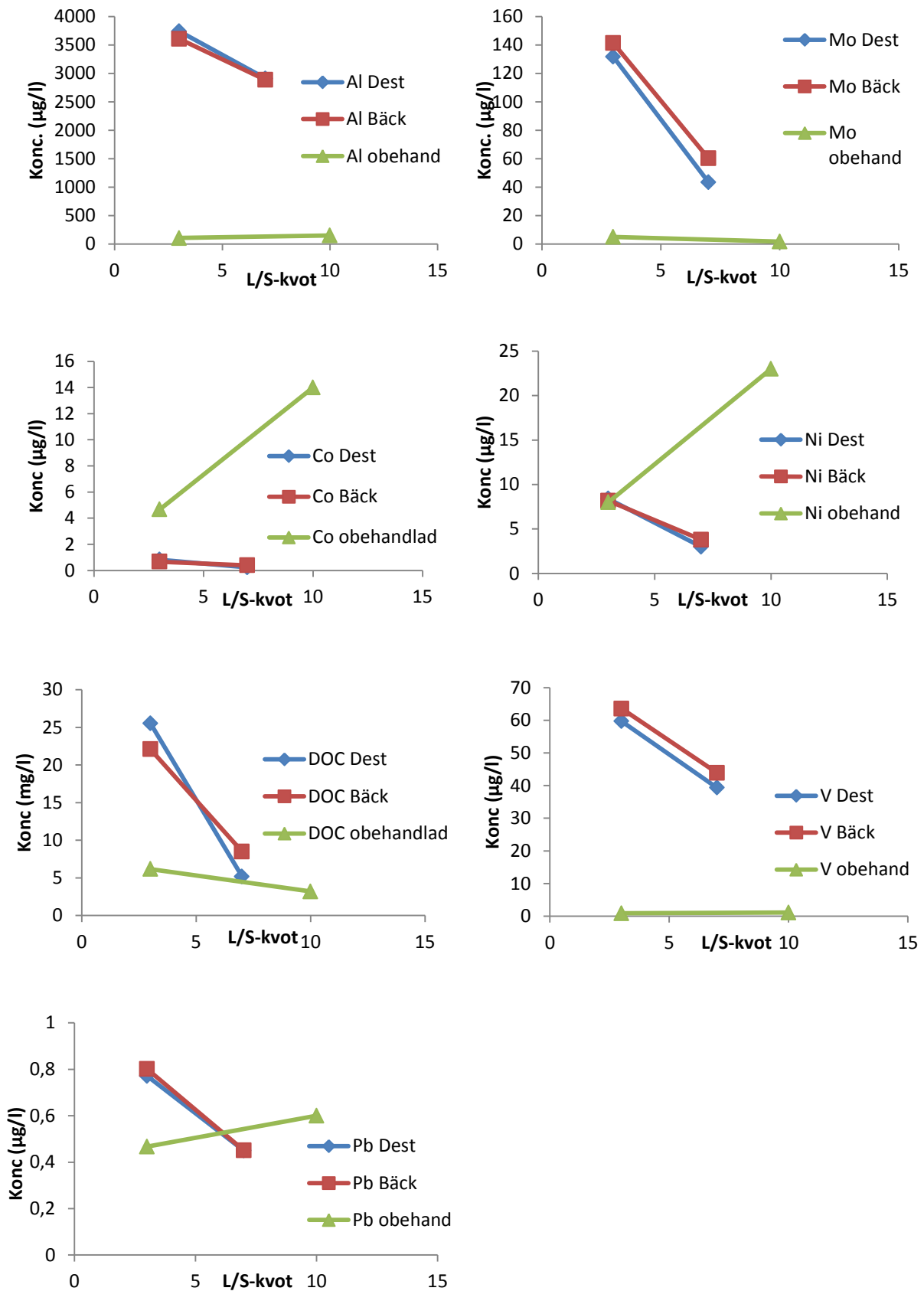
För att utvärdera hur metoden med stabilisering/solidifiering påverkar lakning av metaller jämförs mängden som lakas ur obehandlade sediment och stabiliserade/solidifierade sediment. Dessutom jämförs lakning ur stabiliserade/solidifierade sediment med destillerat vatten som lakvätska och bäckvatten som lakvätska. Lakningen för några utvalda ämnen, aluminium (Al), molybden (Mo), kobolt (Co), nickel (Ni), vanadin (V) och bly (Pb) har valts ut att redovisas grafiskt. Dels med utlakad mängd som en funktion av L/S-kvot (Figur 23) och med koncentration i lakvätska som en funktion av L/S (Figur 24). I graferna plottas mängderna från andra steget i lakningen med L/S 12,2, detta är den kumulativa L/S-kvot som proverna har skakats i.

Resultaten från lakförsöken med de olika lakvätskorna, destillerat vatten och bäckvatten, uppvisar liknande resultat. Däremot skiljer sig dessa resultat från lakningen från de obehandlade sedimenten. Likt resultaten från Köping lakas en större mängd av aluminium, molybden och vanadin ut efter stabiliseringen/solidifieringen jämfört med från de obehandlade sedimenten. För kobolt och nickel minskar lakbarheten i och med stabilisering/solidifiering och för bly är lakningen ungefär den samma för obehandlade sediment som för stabiliserade/solidifierade.



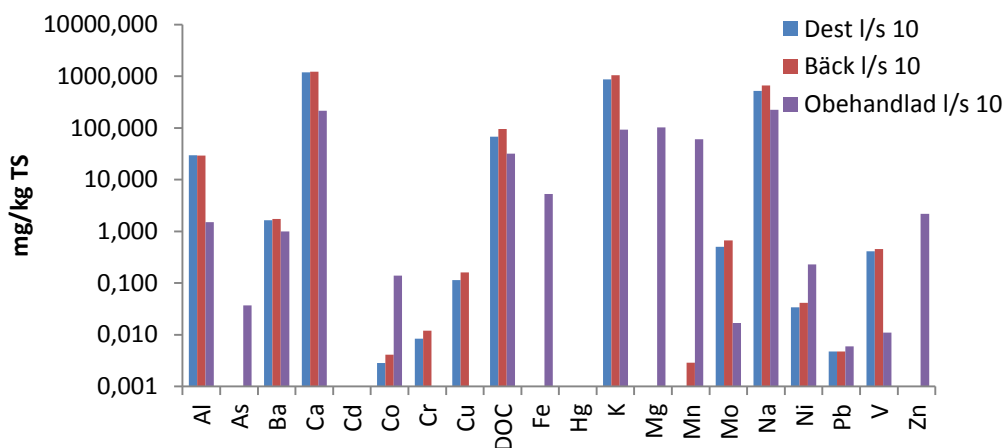
Figur 23. Beräknad kumulativ lakning i mg/kg TS av aluminium (Al), molybden (Mo), kobolt (Co), nickel (Ni), löst organiska kol (DOC), vanadin (V) och bly (Pb) från Västerås sediment. I graferna redovisas lakning från stabiliserade/solidifierade sediment med avjonat vatten och bäckvatten samt lakning från obehandlade sediment med avjonat vatten. För molybden (Mo) var halten vid lakningen ur obehandlade sediment under detektionsgränsen.





Figur 24. Koncentrationer av aluminium (Al), molybden (Mo), kobolt (Co), nickel (Ni), löst organiska kol (DOC), Vanadin (V) och bly (Pb) i lakväska från skakförsök med Västerås sediment.

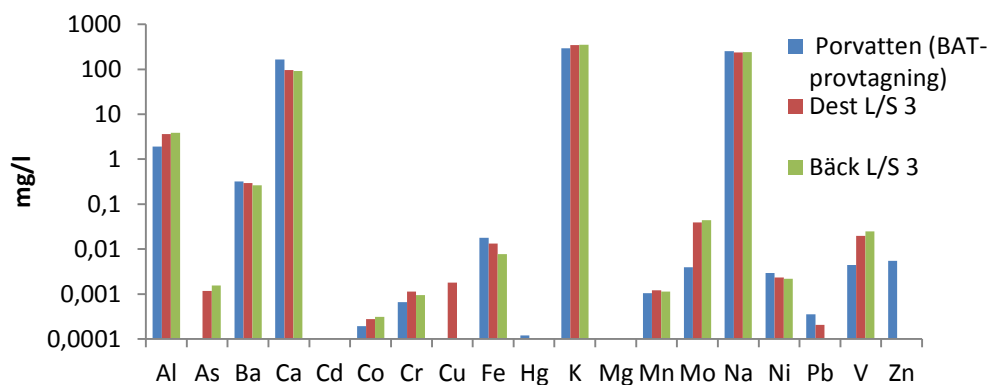
Ytterligare en jämförelse mellan lakningen från obehandlade och stabiliserade/solidifierade massor redovisas i Figur 25, för de fall där staplar saknas var de uppmätta halterna under detektionsgränsen. Som nämnts ovan var lakningen för vissa ämnen, till exempel molybden och vanadin, högre efter stabilisering/solidifiering. Lakningen av bly var i princip samma för obehandlade sediment som för stabiliserade/solidifierade. För flertalet ämnen: arsenik (As), kobolt (Co), järn (Fe), magnesium (Mg), mangan (Mn), nickel (Ni) och zink (Zn), har lakbarheten minskat i och med stabiliserings/solidifieringsbehandlingen.



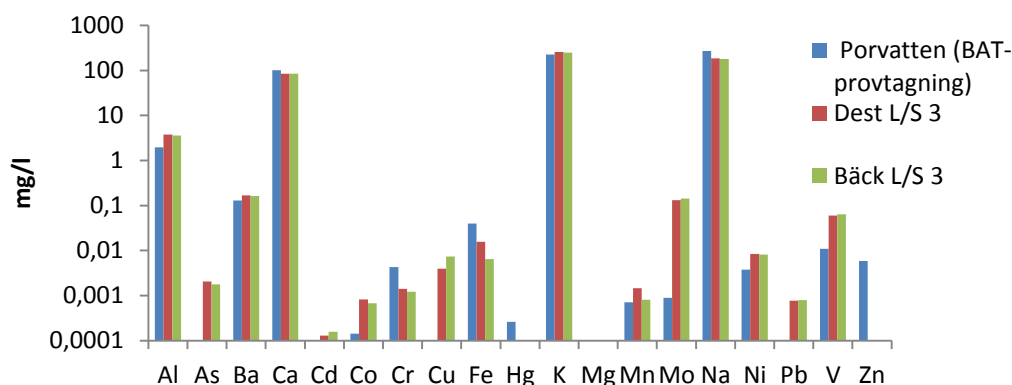
Figur 25. Jämförelse mellan lakning ur obehandlade sediment och stabiliserade/solidifierade sediment vid L/S 12,2. De stabiliserade/solidifierade sedimenten lakas med bäckvatten (Bäck) och med destillerat vatten (Dest).

### 7.2.5 Jämförelse mellan fält- och laboratoriebestämd lakbarhet

Resultat från lakningen från det stabiliserade/solidifierade materialet i fält och lakbarhet bestämd med skaktest i laboratorium jämförs (Figur 26 för Köping och Figur 27 för Västerås). Jämförelsen görs med resultat från metallanalys V3A, filtrerade prover utan uppslutning. Detta för att få indikationer på hur väl skakförsök fungerar för att förutsäga lakbarhet. För de flesta ämnen är lakbarheten relativt lik vid lakning i fält och vid skaktest. I de fall där staplar saknas var de uppmätta koncentrationerna i lösningen under detektionsgränsen.



Figur 26. Lakbarhet för prover från Köping, analys utan uppslutning (V3A). Jämförelse mellan koncentrationer av metaller i porvatten (BAT-prover) och koncentration i lakvätska från skakförsök vid L/S 3, observera logaritmisk skala på y-axeln.



Figur 27. Lakbarhet för prover från Västerås, analys utan uppslutning (V3A). Jämförelse mellan koncentration av metaller i porvatten (BAT-prover) och koncentration i lakvätska från skakförsök vid L/S 3, observera logaritmisk skala på y-axeln.

### 7.2.6 Lakning av organiska tennföreningar från Västerås sediment

Olika typer av aktivt kol har använts i laboratorie- och fältstabiliseringar. I fältförsöket används ett fossilt aktivt kol och i tidigare laboriestabiliseringar, som genomförts av SGI i steg 2, har ett växtbaserat aktivt kol använts. För att få en indikation på hur de båda aktiva kolen fungerar i förhållande till varandra har totalhalter och lakning utvärderats för stabiliseringar med 1,5 % tillsatt aktivt kol. Tre organiska tennföreningar, monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT) och tributyltenn (TBT) har valts ut (Tabell 28)

Tabell 28. Totalhalter och utlakad mängd MBT, DBT och TBT från stabiliserade sediment. I tabellen redovisas både resultat för materialet som används i fältförsöket och för tidigare lab stabiliserade sediment med motsvarande bindemedel. Bestämning av total halt i laboratorium har gjorts i två upprepningar.

Ämne	Enhet	Tot. halt fält	Enhet	Lakning fält L/S 5	Lakning fält L/S 10
MBT	µg/kg TS	7,37	ng/kg TS	5	<10
DBT	µg/kg TS	11,6	ng/kg TS	5,5	<10
TBT	µg/kg TS	68,5	ng/kg TS	8,5	<12

Ämne		Tot. halt lab.		Lakning lab. L/S 5	Lakning lab. L/S 10
MBT	µg/kg TS	11/16	ng/kg TS	255	282
DBT	µg/kg TS	25/35	ng/kg TS	41	61
TBT	µg/kg TS	72/270	ng/kg TS	75	182

Då de obehandlade sedimenten innehåller olika totalhalt av organiska tennföreningar har utlakning i procent av totalhalt använts för jämförelsen (Tabell 29).

Tabell 29. Utlakad mängd från fält och laboriestabiliserade material i procent av totalhalt. ud betyder under detektionsgränsen

Ämne	Fält L/S 5	Fält L/S 10	Lab. L/S 5	Lab. L/S 10
MBT	0,0678 %	ud	1,6 - 2,3 %	1,8 - 2,6 %
DBT	0,0474 %	ud	0,12 - 0,16 %	0,17 - 0,24 %
TBT	0,0124 %	ud	0,028 - 0,10 %	0,067 - 0,25 %

## 7.2.7 Kemisk jämviktsmodellering

Modellerad fördelning av totala koncentrationen av molybden och vanadin för två av proverna redovisas i Tabell 30, resultat för samtliga prover redovisas i Bilaga F. För beräkningarna antogs oxidationstal sex för molybden, Mo (VI), och fem för vanadin, V(V), detta eftersom syre finns tillgängligt.

**Tabell 30. Modellerad fördelning av totala koncentrationen av molybden och vanadin i procent. Modelleringen baseras på uppmätta koncentrationer från skakförsöken, här prov K1 (indata från Köping, prov 1, skakat med destillerat vatten) och V1 (indata från Västerås, prov 1, skakat med destillerat vatten).**

	Prov K1 L/S 3 (%)	Prov K1 L/S 7 (%)	Prov V1 L/S 3 (%)	Prov V1 L/S 7 (%)
MoO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	92,3	74,4	90,9	74,8
CaMoO <sub>4</sub> (aq)	7,7	25,6	9,1	25,2
HVO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	89,3	94,4	96,2	96,5
VO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	10,7	5,6	3,8	3,4
H <sub>2</sub> VO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	<1	<1	<1	<1

Mättnadsindex för samtliga former av molybden och vanadin är negativt, det vill säga lösningen är undermättad med avseende på dessa ämnen. Mättnadsindex visar om det aktuella ämnena tenderar att vara löst eller fällas ut. Negativt mättnadsindex visar undermättad, vilket betyder att ämnet kan lösas. Positivt mättnadsindex däremot visar på övermättad, vilket innebär att ämnet kan fällas ut. Om mättnadsindex är noll så är det kemiskjämvikt mellan löst och partikulär fas. De mineral som redovisas i Tabell 31 är de som innehåller molybden eller vanadin och är närmast jämvikt, det vill säga har ett mättnadsindex närmast noll. Då mättnadsindex som presenteras i tabellen nedan är logaritmiskt är samtliga mineral relativt långt från jämvikt. Detta tyder på att det är sorptionsprocesser som reglerar lösligheten.

**Tabell 31. Mättnadsindex (logaritmiskt) för två prover; prov K1 (indata från Köping, prov 1, skakat med destillerat vatten) och V1 (indata från Västerås, prov 1, skakat med destillerat vatten).**

Mineral	Prov K1 L/S 3	Prov K1 L/S 7	Prov V1 L/S 3	Prov V1 L/S 7
Powellite	-2,21	-1,99	-1,58	-1,50
CaMoO <sub>4</sub> (s)	-2,11	-1,87	-1,47	-1,39
Ca <sub>2</sub> V <sub>2</sub> O <sub>7</sub> (s)	-7,50	-6,59	-6,22	-5,53
Ca <sub>3</sub> (VO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O(s)	-7,01	-6,00	-6,54	-5,37

## 8 DISKUSSION

Att använda en metod som stabilisering/solidifiering vid fullskaleförsök skulle innebära en ekonomisk fördel i och med att man slipper köra massorna på deponi. Det är därför av stort intresse att finna ett annat användningsområde för materialet. Om det är ekonomiskt fördelaktigt eller inte beror bland annat på hur sedimenten behöver behandlas för att möjliggöra användningen och kostnaden för denna behandling, till exempel hur mycket bindemedel som måste tillsättas för att skapa ett användbart material. För att det ska vara lönsamt måste det också utredas vilken avsättning det finns för denna typ av material samt kostnaden för att använda motsvarande ”rena” material. Ytterligare en aspekt att ta hänsyn till vid fullskaleprojektet är att stabilisering/solidifiering är platskrävande både under härdningen och vid lagring av de färdiga krossade massorna.

## 8.1 FÄLTFÖRSÖK

Bindemedelsmängden som användes i fält följer inte bindemedelsmängden i recepten som har tagits fram utifrån SGIs tidigare laboratoriestudier, steg 1 och 2 (Holm och Larsson, 2013a, Holm och Larsson, 2013b). Dessa recept har tagits fram för sediment med en lägre vattenkvot än vattenkvoten i de sedimenten som använts i fältförsöket. För att fältförsöket skulle vara praktiskt genomförbart var det nödvändigt att tillsätta vatten då den metoden som användes bygger på att massorna ska vara pumpbara för att kunna flyttas till blandningsanläggningen och vidare ut till bassängerna. Tillsatsen av vatten innebar att bindemedelsandelen sjönk.

Homogeniseringen av muddermassorna är viktig för att få ett bra resultat och ett jämnt stabiliserat material. Omblandningen i Västerås blev bättre än i Köping. I Köping blandades massorna om med en gallerskopa i en liten container, i Västerås skedde omblandningen i en större container innan de blandades. Detta skulle kunna visat sig i en bättre stabilisering för Västerås försöket, det är dock inte möjligt att se några sådana tendenser.

Förbättringspotential om samma metod ska användas vid muddringsprojektet i fullskala är bland annat att ha större och starkare pumpar vilket gör att inte lika mycket vatten behöver tillsättas. Detta borde även ge bättre hållfasthet på det färdiga materialet. Vid design av likande projekt skulle det vara bra att ta hänsyn till genomförbarhet i fält. Detta för att undvika att receptet som tagits fram i laboratoriestabiliseringen inte frångås vid fältförsök.

## 8.2 GEOTEKNIK

Efter 28 dagars härdning uppfyller materialet inte de krav som ställs på hållfasthet för betong klass 3 eller lägre. För betong klass fyra, vilket motsvarar användning i underbyggnad, ställs inga krav på hållfasthet. Materialet var dock så mjukt att det troligen inte är lämpligt för användning i underbyggnader heller. Vid provberedningen gick det lätt att finfördela det stabiliserade/solidifierade materialet för hand, vilket tyder på att materialet inte borde klara någon större last eller vibration. Att använda de stabiliserade/solidifierade massorna som fyllningsmaterialet för vegetationsytor skulle kunna vara aktuellt. Detta eftersom det inte ställs några krav på hållfasthet för denna användning, dock måste kraven för de miljömässiga aspekterna även uppfylls för att denna användning ska vara möjlig.

Det är möjligt att de geotekniska egenskaperna förbättras efter ytterligare härdning, frågan är om förbättringen är tillräckligt stor för att uppfylla de kriterier som ställs för användning i exempelvis skyddslager. En åtgärd för att förbättra de geotekniska egenskaperna skulle kunna vara att förändra proportionerna i receptet så att en större mängd bindemedel tillsätts.

## 8.3 OBEHANDLADE SEDIMENT

När det gäller totalhalter av PAH har endast sedimenten från Köping analyserats, för flera av ämnena ligger halterna i sedimenten under detektionsgränsen, vilket gör att sedimenten inte kan klassas enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser. Vid jämförelse med bakgrundshalter för PAH (summa PAH L, PAH M och PAH H) ligger halterna i sedimenten under dessa bakgrundshalter, detta tyder på att sedimenten inte är särskilt förorenade med avseende på PAH. Beslutet att inte analysera PAH i sedimenten från Västerås har fattas av SGI och baseras på resultat från deras tidigare undersökningar.

För de flesta metaller klassas sedimenten från både Köping och Västerås till gruppen mycket stor avvikelse enligt naturvårdsverkets avvikelseklassning. Detta tyder på att sedimenten är

förorenade. Vid utvärdering av resultaten från lakförsöken ligger lakningen av metaller under gränsvärdena för både inert avfall och mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål. Sammanfattningsvis kan sägas att, trots att sedimenten innehåller förhöjda halter av metaller är de inte så kraftigt förorenade att det inte ska vara möjligt att använda för anläggningsändamål.

Halterna av TBT i de obehandlade sedimenten jämförs med gränsvärdena från Norge och Nederländerna för dumpning av sediment. Vid jämförelse med gränsvärden från Nederländerna ligger TBT halterna för både Köping och Västerås mellan nivå 1 och 2. Sedimenten från Västerås ligger även mellan de norska gränsvärdena för nivå 1 och 2. Detta betyder att vidare undersökningar behöver göras för att kunna bedöma om sedimenten kan dumpas till sjöss. Vid jämförelse med de norska gränsvärdena ligger halterna för Köpings sedimenten under nivå 1 vilket innebär att de klassas som obetydligt förorenade och de utan vidare undersökningar går att dumpa sedimenten till havs. För att det ska vara lämpligt att dumpa sedimenten krävs förutom att halterna TBT inte bedöms vara för höga i sedimenten att övriga föroreningar inte heller förekommer i för höga halter.

#### **8.4 PORVATTEN**

Porvattenprovtagning genomfördes för att ge indikationer på hur mycket föroreningar som de stabiliserade/solidifierade materialet släpper ifrån sig. Vid jämförelse mellan koncentrationen lösta metaller (V3a, utan uppslutning) och totala koncentrationen metaller (V3b, med uppslutning) inklusive partikulärbundna metaller, kan ses att de flesta tungmetaller i hög grad är bundna till partiklar.

Vid utvärderingen av koncentrationen lösta metaller i porvattnet mot SGUs halter i grundvatten kan konstateras att inga tungmetaller har så höga halter att de hamnar i gruppen mycket höga halter. Detta betyder att vattnet har så låga halter av tungmetaller att det skulle vara tjänligt som dricksvatten. Det skall dock noteras att andra parametrar som till exempel halterna av andra undersökta ämnen och pH inte nödvändigtvis uppfyller kraven som ställs på tjänligt dricksvatten.

Vid SGI:s tidigare undersökningar (steg 1) då flera bindemedelsrecept utvärderades var lakningen av nickel från sediment stabiliserade med bindemedel utan aktivt kol större än från de obehandlade sedimenten (Holm och Larsson, 2013a, Holm och Larsson, 2013b). Detta gör att det är intressant att titta lite extra på hur mycket nickel som frigörs från de stabiliserade massorna och hamnar i porvattnet. Utlakningen av nickel plottat mot L/S ligger nära varandra för obehandlade sediment och för de stabiliserade/solidifierade sediment som lakas med destillerat vatten och med bäckvatten för Köping (Figur 20). För Västerås binds nickel mer efter stabilisering (Figur 23). Intressant att notera vid analys av porvattnet är att nickel föreligger till hög andel i och på partiklarna i porvattnet. Detta tyder på att metoden med stabilisering/solidifiering med ett bindemedel som innehåller aktivt kol inte leder till ökad lakning av nickel. När det gäller det aktiva kolets påverkan på nickel verkar det fungera lika bra med det fossila kolet som använts i fältförsöket som med det växtbaserade som använts av SGI i steg 1.

#### **8.5 STABILISERADE/SOLIDIFIERADE SEDIMENT**

Det som påverkar omgivningen då stabiliserade/solidifierade massor används är mängden föroreningar som lakas ut. Det faktum att materialet innehåller föroreningar borde inte påverka omgivningen om dessa inte lakas ut. En behandling som stabilisering/solidifiering

kommer inte att ge lägre totalhalter av föroreningar, men om behandlingen bidrar till att minska mobiliteten av föroreningarna så minskar påverkan på omgivningen, detta med reservation för påverkan från anjoner då lösligheten för dessa ökar i och med stabilisering/solidifiering.

Då de aktuella sedimenten från början innehåller relativt låga halter av metaller är stabilisering/solidifieringsmetoden i detta fall inte nödvändig ur ett miljömässigt perspektiv. Detta eftersom halterna föroreningar som lakas ut ur de obehandlade sedimenten ligger under gränsvärdena för inert avfall eller mindre än ringa risk vid användning för anläggningsändamål. Däremot finns det tidigare provtagningar som tyder på att föroreningsinnehållet i sedimenten i Köpings och Västerås hamn är högre än som framkommit i denna undersökningen. I resultaten från skakförsöken går det att se att mängderna som lakas ut från de stabiliserade sedimenten för de flesta ämnena är lägre än för obehandlade sediment, vilket kan göra att metoden ändå är av intresse.

Koncentrationen i lakvätska från de stabiliserade/solidifierade massorna ligger för Köping under gränsen för inert avfall och mindre än ringa risk för alla ämnen. Detta betyder att det ur ett miljömässigt perspektiv går bra att använda de stabiliserade/solidifierade materialet från Köping, både under och ovan vattenytan.

För proverna från Västerås är koncentrationen av molybden över gränsen för inert avfall, för övriga ämnen var koncentrationen i lakvätskan under gränsvärdena. Det borde dock inte ses som ett problem då de uppmätta halterna molybden ligger precis över riktvärdet. Detta i kombination med att den L/S kvot som det faktiskt blev i andra skaksteget var högre än 10 (L/S 12,2), mängden som lakats ut vid L/S 12,2 är större än den som lakats ut vid L/S 10. Med tanke på detta är det inte säkert att lakningen vid L/S 10 överskrider riktvärdena för molybden, vilket innebära att det inte borde vara något problem att använda det stabiliserade/solidifierade materialet.

Resultaten från skakförsöken med humöst bäckvatten uppvisade liknande resultat som skakförsöken med destillerat vatten. Vilken lakvätska som används hade alltså inte så stor betydelse för lakningen. Hypotesen om att det stabiliserade/solidifierade materialet kommer att binda föroreningar bättre än obehandlade massor visade sig vara fel för några av de undersökta ämnena. Lakningen ur de stabiliserade/solidifierade sedimenten visade sig vara större än ur de obehandlade för molybden, vanadin och aluminium. Dessa är alla anjoner under de förhållanden som råder under skaktesten. Lösligheten för molybden, vanadin och aluminium är beroende av pH, vid extremt höga pH, som vid skakförsöken med stabiliserat material (ca pH 12) blir lösligheten av dessa ämnen mycket stor. Vid skakförsöken med de obehandlade sedimenten var pH betydligt lägre, ca pH4-6, detta gör att lösligheten blir lägre.

### **8.5.1 Lakning av organiska tennföreningar och aktivt kol**

Olika typer av aktivt kol har använts i laboratorie- och fältstabiliseringar. I fältförsöket används ett fossilt aktivt kol och i tidigare genomförda laboriestabiliseringar användes ett växtbaserat aktivt kol. Jämförelsen mellan lakning av organiska tennföreningar från fält- och laboriestabiliserade sediment (avsnitt 7.2.6) gjordes för att få indikationer på hur lakningen skiljer sig vid stabilisering med bindemedel som innehåller olika typer av aktivt kol, växtbaserat i laboriestabilisering och fossilt i fält. De olika aktiva kolen har olika egenskaper, till exempel har det växtbaserade kolet har en större specifik yta än det fossila. Utifrån detta skulle man kunna tro att det växtbaserade kolet bättre binder föroreningarna, men jämförelsen visar inte några sådana tendenser. Det skulle kunna bero på

porstorleksfördelningen, de organiska ämnenas föreningar är relativt stora och ett kol som har en stor specifik yta men många små porer är inte så effektiv för att binda denna typ av ämnen. Ytterligare en faktor att ta hänsyn till vid jämförelsen är skillnaden i densitet mellan fält- och laboratoriestabiliserade prover. Till sedimenten som används i fältstabiliseringen tillsattes vatten, vilket gör att dessa massor fick en lägre densitet. Detta ledde till att den tillsatta bindemedelmängden per kg TS blev lägre än planerat. Det vill säga till de fältstabiliserade proverna tillsattes mindre än 1,5 % aktivt kol medan det till de laboratoriestabiliserade proverna tillsattes 1,5 % aktivt kol.

Vid jämförelsen mellan lakning av organiska ämnen från fält- och laboratoriestabiliserade prover beräknades en procentuell lakning av total halten. Detta eftersom proverna från början innehöll olika mängder av dessa föreningar. Då det är många olika faktorer som påverkar lakningen går det inte att anta att lakningen är linjär vid ökande föroreningsmängd. Den procentuella lakningen av organiska ämnen var lägre från de fältstabiliserade proverna (fossilt aktivt kol). Det går dock inte att säga om detta beror på att det fossila aktiva kolet är bättre eller om den lägre andelen utlakade föroreningar beror på att de fältstabiliserade materialet innehåller mycket lägre halter organiska ämnen.

Sammanfattningsvis kan sägas att det inte går att dra slutsatser i frågan vilket aktivt kol som är bäst men det verkar i alla fall som att det fossila aktiva kolet inte är sämre att använda än det växtbaserade.

## 8.6 KEMISK JÄMVIKTSMODELLERING

Diskussion om vilka mineralfaser som styr löslighet och fastläggning av anjonerna molybden och vanadin i det stabiliserade/solidifierade materialet. Varken vanadin eller molybden bildar komplex med karbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ). De komplex som innehåller vanadin eller molybden har negativt mättnadsindex, det vill säga de är undermättade. Undermättad innebär att de inte kommer att falla ut, om det finns mineral är de snarare benägna att lösas upp. Resultatet från modelleringen kan tolkas som att stabiliseringen inte har lyckats skapa några mineralfaser som innehåller molybden eller vanadin. Det finns därför inte några mineralfaser som begränsar lösligheten, eftersom det inte finns några mineralfaser kan de heller inte lösas upp.

De mineral som ligger närmast jämvikt är enligt mättnadsindex är för molybden  $\text{CaMoO}_4$  och powellite. Detta gäller både för proverna från Köping och från Västerås. Dessutom förekommer molybden som  $\text{CaMoO}_4$  (s). När det gäller vanadin är det  $\text{Ca}_3(\text{VO}_4)_2$  och  $\text{Ca}_2\text{V}_2\text{O}_7$  som ligger närmast jämvikt i Köping, med mättnadsindex på ca -7 respektive -7,5. Det är samma mineral som är närmast att vara i jämvikt för Västerås vid L/S 3 men med mättnadsindex på -6,4 respektive -6,7. För Västerås L/S 7 är det  $\text{Ca}_2\text{V}_2\text{O}_7$  med mättnadsindex på -5 som är närmast jämvikt.

När det gäller vad som begränsar lösligheten kan samma resonemang föras för de båda anjonerna molybden och vanadin. Då lösningen är så pass undermättad, det vill säga långt från jämvikt med stort negativt mättnadsindex, är det troligen inte någon av mineralfaserna som styr lösligheten. I stället är det mer troligt att det är sorptionsprocesser som styr lösligheten. Detta skulle även kunna förklara varför koncentrationen av molybden och vanadin ökar för de stabiliserade/solidifierade sedimenten i jämförelse med de obehandlade sedimenten. pH kraftigt ökar vid stabilisering/solidifiering vilket innebär större konkurrens om platser för anjoner att binda på då koncentrationen hydroxidjoner ( $\text{OH}^-$ ) i lösningen är hög. Sammanfattningsvis kan sägas att det inte är någon mineralfas som begränsar lösligheten utan lösligheten för molybden och vanadin styrs av sorptionsprocesser.



## 8.7 FELKÄLLOR

Det finns flera felkällor både i fältförsöket och i laboratoriedelen. När det gäller fältförsöket är en felkälla att bindemedelsreceptet inte var samma i fältförsöket som i tidigare genomförda laboriestabiliseringar, detta då vatten behövde tillsättas för att göra massorna pumpbara. Homogeniseringen av sedimenten och inblandningen av bindemedel blev inte lika bra i fältförsöket som vid laboriestabiliseringar. Det var framför allt homogeniseringen av sedimenten som inte blev lika bra i fält. Vid jämförelse av hållfasthet för laboratorie- och fältstabiliserade materialet skulle skillnaden i densitet på de obehandlade massorna vara en parameter som borde tas hänsyn till.

Sedimenten som används i skakförsöken är tagna i två av hörnen på den stabiliserade ytan. Materialet längst ut på kanterna skulle kunna vara av sämre kvalitet då härdningen förmodligen är bättre längre in mot mitten av ytorna. Detta borde inte ha lika stor betydelse för utvärdering av de miljömässiga aspekterna som det skulle haft om de undersökts med avseende på geotekniska egenskaper. I och med hantering av provmaterialet, både i fält och i laboratorium, finns alltid en risk för kontaminering även om försiktighetsåtgärder vidtagits för att undvika detta. Då materialet inte är helt homogent finns risk för att vissa föroreningar kan ”missas” alternativt förekomma lokalt i ”för höga halter”.

## 9 SLUTSATS

Stabilisering/solidifiering gjorde att de flesta av de undersökta metallerna immobiliserades, vilket gör att lakbarheten minskar. För vanadin, molybden och aluminium var lakbarheten däremot större efter stabilisering/solidifiering. Detta är typiskt beteende för katjoner respektive anjoner. Vid högt pH ökar lösligheten för anjonerna: vanadin, molybden och aluminium (som är en anjon vid dessa höga pH-värden), då konkurrensen om platser för anjoner att binda på är större vid högt pH än vid lågt. Många metaller (katjoner) har en låg löslighet vid högt pH, på grund av att de faller ut som metallhydroxider.

Ur ett miljömässigt perspektiv går det bra att använda materialet då koncentrationerna i lakvätskan låg under de båda gränsvärdena som använts, gränsvärden för inert avfall och gränsvärden för mindre än ringa risk vid användning av avfall för anläggningsändamål. Det går inte att utläsa någon skillnad i lakbarhet vid användning av destillerat vatten eller bäckvatten som lakvätska.

När det gäller hållfasthet uppfyllde materialet, efter 28 dagars härdning, inte kraven som ställs för användning i vägkonstruktion. Däremot har materialets geotekniska egenskaper förbättrats jämfört med de obehandlade sedimenten. En förändring i receptet så att mer bindemedel tillsätts skulle kunna förbättra de geotekniska egenskaperna. Ett annat alternativ är att använda en metod där inte lika mycket vatten behöver tillsättas. Det är även möjligt att hållfastheten förbättras efter en längre härdningsperiod och även om inte hållfasthetskraven för skyddslager uppfylls så finns möjligheten att använda materialet i underbyggnad och som fyllningsmaterial till exempel i bullervallar.

## 10 REFERENSER

AMA (2008). *Allmän material- och arbetsbeskrivning (AMA) anläggning 07*. Västerås: Svensk byggtjänst.

Bendz D., Suer P. och Berggren Kleja D. (2011) *Stabilisering och solidifiering av muddermassor* Linköping: Statens geologiska institut.

Bengtsson H. och Cato I. (2011). *TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 - en studie i belastning och trender*. Göteborg: Länsstyrelsen i Västra Götalands län - Rapport 2011:30.

Berggren Kleja D., Elert M., Gustafsson J.P., Jarvis N. och Norrström A.-C. (2006). *Metallers mobilitet i mark*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5536.

Bone B. D., Barnard L H., Boardman D.I., Carey P.J., Hills C.D., Jones H.M., MacLeod C.L. och Tyrer M. (2004). *Review of scientific literature on the use of stabilisation/solidification for the treatment of contaminated soil, solid waste and sludges*. Bristol: Environment Agency, UK - Science Report SC980003/SR2.

Broberg M. (2009). *Environmental assessment of mechanically activated fly ash used for soil stabilization*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap.

Chemviron Carbon (2014). *Vad är aktivt kol* [Online] Tillgänglig via: <http://www.chemvironcarbon.com/se/aktivt-kol/vad-ar-aktivt-kol> [Hämtat 2014-01-17].

Ebie K., Li F., Azuma Y., Yuasa A. och Hagishita T. (2001). Pore distribution effect of activated carbon in adsorbing organic micropollutants from natural water. *Water Research*, 35(1), s. 167-179

Eklund B. (2010). *Gamla synder svåra att måla över*. Stockholm: HavsUtsikt - nr2/2010.

Eriksson J, Dahlin S., Nilsson I. och Simonsson M. (2011) *Marklära* Upplaga 1:1 Lund: Studentlitteratur

Gustafsson J. P., Jacks G., Simonsson M. och Nilsson I. (2010). *Mark- och Vattenkemi Teori*. Stockholm: Institutionen för mark- och vattenteknik. KTH.

Gustafsson J. P. och Johansson L. (2009) *Vanadin i svensk miljö – Förekomst och toxicitet*. Stockholm: Institutionen för mark- och vattenteknik. KTH.

Holm G., Larsson S., Beyer F., Batman M. och Genberg C. (2009). *Geokonstruktioner av stabiliserade/solidifierade förorenade muddermassor*. Stockholm: Bygg och teknik- nr 1/2009.

Holm G., Stark T., Larsson L. och Svedberg B. (2010). *Bygga med muddermassor*. Stockholm: Samhällsbyggaren - nr: 1/2010.

Holm G., Svedberg B. och Eriksson K. (2011). *Vägledning för nyttiggörande av muddermassor i hamn- och anläggningskonstruktioner*. Linköping: Stabcon - ISBN 0281-7578.

Holm G. och Suer P. (2012). *Solidifiering/stabilisering av muddermassor*. Linköping: Statens geotekniska institut

Holm G. och Larsson L. (2013a). *Stabilisering av sediment i Västerås Hamn*. Linköping: Statens geotekniska institut.

Holm G. och Larsson L. (2013b). *Stabilisering av sediment i Köping*. Linköping: Statens geotekniska institut.

Hon P. (2010). *Utvärdering av kontrollmetoder för obundna granulära material*. Lund: Lunds Tekniska Högskola, Institutionen för teknik och samhälle.

Håkansson K. (2003). *Stabiliserad jords egenskaper, Påverkan på miljö*. Linköping: Svensk Djupstabilisering – Arbetsrapport 30.

IPCS (1998). *Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons*. Geneva: World Health Organization, International Programme on Chemical Safety - Environmental Health Criteria 202

Jacobson H. (2006). *Ekologiska risker med handelssjöfart på Mälaren*. Västerås: Mälardalen University Press - ISBN 91-85485-04-7.

Kemikalieinspektionen (2012). *Ny biocidförordning i EU*. [Online] Tillgänglig via: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Nyheter/Ny-biocidforordning-i-EU/> [Hämtad 2014-01-10].

Kemikalieinspektionen (2011a). *Tennorganiska föreningar*. [Online] Tillgänglig via: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Tennorganiska-foreningar/> [Hämtad 2014-01-10].

Kemikalieinspektionen (2011b). *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. [Online] Tillgänglig via: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Fragor-i-fokus/Polycykliska-aromatiska-kolvaten-PAH/> [Hämtad 2014-01-14].

Larson M. (2008) *Avskiljning av dieselolja med aktivt kol för dricksvattenrening*. Uppsala: Uppsala Universitet, Institutionen för geovetenskaper - ISSN 1401-5765.

Liikamaa P. och Sundqvist C. (2007). *Utvärdering av micro-Devalvärden för makadamballas för järnväg*. Luleå: Luleå tekniska universitet, Institutionen för samhällsbyggnad.

Magnusson Y., Svedberg B., Mácsik J., Majjala A. och Jyrävä H. (2006). *Muddermassor med miljöfördelar*. Stockholm: Bygg och Teknik – nr: 2/2006.

Mälarhamnar (2013a). *Miljörapport 2012, Mälarhamnar Västerås*. Västerås: Mälarhamnar AB

Mälarhamnar (2013b). *Miljörapport 2012, Mälarhamnar Köping*. Köping: Mälarhamnar AB

Nationalencyklopedin (a) *aluminium*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/lang/aluminium>, [Hämtad 2014-01-15]

Nationalencyklopedin (b) *aktivt kol*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/lang/aktivt-kol> [Hämtad 2014-01-16]

- Nationalencyklopedin (c) *cement*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/lang/cement/142529> [Hämtad 2014-01-16]
- Nationalencyklopedin (d) *hydrolys*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/lang/hydrolys> [Hämtad 2014-05-05]
- Nationalencyklopedin (e) *tenn*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/lang/tenn> [Hämtad 2014-01-17]
- Nationalencyklopedin (f) *vägbyggnad*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/vägbyggnad> [Hämtad 2014-05-05]
- Nationalencyklopedin (g) *molybden*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/lang/molybden> [Hämtad 2014-05-15]
- Nationalencyklopedin (h) *vanadin*. [Online] tillgänglig via: <http://www.ne.se/lang/vanadin> [Hämtad 2014-05-15]
- Naturvårdsverket (1997). *Bakgrundshalter i mark, Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 4640.
- Naturvårdsverket (1999) *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och hav*. Stockholm: Naturvårdsverket – Rapport 4914
- Naturvårdsverket (2007). *Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5696.
- Naturvårdsverket (2008). *Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5801.
- Naturvårdsverket (2009). *Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5976.
- Naturvårdsverket (2009 b) *Sammanställning av gränsvärden och underlaget för tributyltenn (TBT) i ett urval av länder* [Online] tillgänglig via: [www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/.../Sv/publikationer/.../2012-16.pdf](http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/.../Sv/publikationer/.../2012-16.pdf) [Hämtad 2014-05-10]
- Naturvårdsverket (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. Stockholm: Naturvårdsverket - Handbok 2010:1.
- NFS (2010). *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*. Stockholm: Naturvårdsverkets författningssamling - NSF 2010:04.
- Nycander (2014). *Micro Deval Utrustning* [Online] tillgänglig via: <http://www.nycander.com/web/article.asp?artID=174> [Hämtad 2014-02-14].
- RAIS (2013). *Ecological Benchmark Tool* [Databas online] tillgänglig via: [http://rais.ornl.gov/tools/eco\\_search.php](http://rais.ornl.gov/tools/eco_search.php) [Hämtad 2014-02-27].

- SGF (2004). *Fälthandbok, miljötekniska markundersökningar*. Linköping: Svenska Geotekniska Föreningen – Rapport 1:2004.
- Shi C. och Spence R. (2004). Designing of Cement-Based Formula for Solidification/Stabilization of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 34(4), s. 391-417.
- Stenlid, L. (2000) Slutrapport: SBUF projekt nr 5002, utvärdering av Micro-Devalmetoden Skanska Sverige AB, Vägtekniskt Centrum Nord, Sverige  
Tillgänglig på:  
<http://www.sbuf.se/ProjectArea/Documents/InfoSheets/PublishedInfoSheet/6935385F-7FF0-4CCB-94D8-13379AD80898/00-37%20Stenmaterials%20f%C3%B6rm%C3%A5ga%20att%20motst%C3%A5%20n%C3%B6tning%20-%20utv%C3%A4rdering%20av%20micro-Devalmetoden.pdf> [Hämtad 2014-02-10]
- Sterner O. (2009). *Förgiftningar och miljöhot*. Upplaga 1:5 Lund: Studentlitteratur.
- SGU (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning - ISBN 978-91-7403-193-5
- Sjöbris A, Bengtsson N., Graef Behm E.-W., Flodström E., Pålsson C. och Borgren K. (2001). *Östra Mellansveriges hamnkapacitet, Kartläggning och analys*. Göteborg: MariTerm AB och Sjöfartens Analys Institut
- Sjöfartsverket (2013a). *Säkra farleder- infart till Mälaren*. [Online] tillgänglig via: <http://www.sjofartsverket.se/Sakra-farleder/Malaren/> [Hämtad 2013-12-17]
- Sjöfartsverket (2013b). *Nyhetsbrev från Mälarpjektet*. [Online] tillgänglig via: [http://www.sjofartsverket.se/pages/41797/M%C3%A4larprojektet\\_nyhetsbrev\\_dec2013.pdf](http://www.sjofartsverket.se/pages/41797/M%C3%A4larprojektet_nyhetsbrev_dec2013.pdf) [Hämtad 2013-12-17]
- Svedberg B och Holm G. (2007). *Stabilisering och solidifiering - en kompletterande metod för efterbehandling av förorenad jord och muddermassor*. Stockholm: Bygg och Teknik – nr: 1/2007.
- Trafikverket (2011a). *TRVKB Alternativa material*. Borlänge: Trafikverket - TRV 2011:062.
- Trafikverket (2011b). *TRVK Väg, Trafikverkets tekniska krav Vägkonstruktion*. Borlänge: Trafikverket - TRV 2011:072.
- Transportstyrelsen *Fakta om PAH, aromatiska kolväten* [Online] tillgänglig via: [http://www.transportstyrelsen.se/Global/Sjofart/Dokument/faktablad\\_om\\_pah\\_och\\_aromatiska\\_kolvaten.pdf](http://www.transportstyrelsen.se/Global/Sjofart/Dokument/faktablad_om_pah_och_aromatiska_kolvaten.pdf) [Hämtad 2014-01-14].
- Vägverket (2004). *Krossad betong i vägkonstruktioner*. Borlänge: Vägverket Publikation 2004:11.
- Västerås Stad (2013). *Utveckling av Västerås hamnområde - Projektbeskrivning*. Västerås: Västerås Stad

Zimmerman J., Bricker J., Jones C., Dacunto P., Streete R. och Luthye R. (2008). The stability of marine sediments at a tidal basin in San Francisco Bay amended with activated carbon for sequestration of organic contaminants. *Water Research* 42(15) s. 4133-4145.

## BILAGA A – OBEHANDLADE SEDIMENT

Vid utvärdering av den miljömässiga effekten av stabilisering/solidifiering används totalhalter i och lakning från obehandlade sediment som utgångspunkt. Med obehandlade sediment menas sediment utan tillsatt bindemedel. Nedan presenteras resultat från analyser av de obehandlade sedimenten.

### RESULTAT KÖPING

Analys resultat från ALS, bestämning av totalhalter av metaller, organiska tenn föreningar och PAH i sediment för samlings prov som homogeniserats, Tabell A1-A3.

**Tabell A1. Totalhalter av oorganiska ämnen i sediment, samlingsprov från Köping (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	Resultat
TS	%	27,2
As	mg/kg TS	3,78
Ba	mg/kg TS	149
Cd	mg/kg TS	0,203
Co	mg/kg TS	18,3
Cr	mg/kg TS	46,4
Cu	mg/kg TS	23,7
Hg	mg/kg TS	<0,2
Ni	mg/kg TS	29,9
Pb	mg/kg TS	25,1
V	mg/kg TS	55,4
Zn	mg/kg TS	116
TOC	% TS	1,63

**Tabell A2. Totalhalter av organiska tennföreningar i sediment, samlingsprov från Köping (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	Resultat
TS 105°C		27
monobutyltenn	µg/kg TS	<1
dibutyltenn	µg/kg TS	<1
tributyltenn	µg/kg TS	1,08
tetrabutyltenn	µg/kg TS	<1
monooktyltenn	µg/kg TS	<1
dioktyltenn	µg/kg TS	<1
tricyklohexyltenn	µg/kg TS	<1
monofenyltenn	µg/kg TS	<1
difenyltenn	µg/kg TS	<1
trifenyltenn	µg/kg TS	<1

**Tabell A3. Totalhalter av PAH i sediment från Köping, samlingsprover (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	Samlingsprov sediment -A	Samlingsprov sediment -B
TS_105°C	%	27,4	27
naftalen	mg/kg TS	<0,1	<0,1
acenaftylen	mg/kg TS	<0,1	<0,1
acenaften	mg/kg TS	<0,1	<0,1
Fluoren	mg/kg TS	<0,1	<0,1
fenantren	mg/kg TS	<0,1	<0,1
antracen	mg/kg TS	<0,1	<0,1
fluoranten	mg/kg TS	<0,1	<0,1
Pyren	mg/kg TS	<0,1	<0,1
bens(a)antracen	mg/kg TS	0,089	0,071
Krysen	mg/kg TS	<0,05	<0,05
bens(b)fluoranten	mg/kg TS	0,061	<0,05
bens(k)fluoranten	mg/kg TS	<0,05	<0,05
bens(a)pyren	mg/kg TS	<0,05	<0,05
dibens(ah)antracen	mg/kg TS	<0,05	<0,05
benso(ghi)perylen	mg/kg TS	<0,1	<0,1
indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	<0,05	<0,05
PAH, summa 16	mg/kg TS	<1,3	<1,3
PAH, summa cancerogena	mg/kg TS	0,15	0,071
PAH, summa övriga	mg/kg TS	<0,5	<0,5
PAH, summa L	mg/kg TS	<0,15	<0,15
PAH, summa M	mg/kg TS	<0,25	<0,25
PAH, summa H	mg/kg TS	0,15	0,071

Resultat från tvåstegs lakning med obehandlade sediment gjord på SGIs laboratorium i Linköping. Lakvätska från skaktest har analyserats med avseende på metaller och organiska tennföreningar (Tabell A4-A5).

**Tabell A4. Lakning av oorganiska ämnen och DOC från samlingsprov av obehandlade sediment från Köping, tvåstegslakning med L/S 3 och L/S 10, (analysresultat från ALS)**

Ämne/Analys			
L/S		3	10
pH		3,8	4,8
Ledningsförmåga	mS/m 25 °C	28,4	7,53
Redox Eh	mV	445	444
Analys resultat från ALS			
Utlakad mängd:			
Ca	mg/kg TS	14,3	17
Fe	mg/kg TS	6,21	6,9
K	mg/kg TS	12,4	26,2
Mg	mg/kg TS	6,39	8,8
Na	mg/kg TS	66,6	104
Si	mg/kg TS	33,9	96,9
Al	mg/kg TS	1,6	3,1
As	mg/kg TS	0,0068	0,015
Ba	mg/kg TS	0,28	0,36
Cd	mg/kg TS	<0,0002	<0,0006
Co	mg/kg TS	0,014	0,019
Cr	mg/kg TS	<0,002	0,006



Gu	mg/kg TS	0,0032	<0,02
Hg	mg/kg TS	<0,00007	<0,0003
Mn	mg/kg TS	6,63	8,2
Mo	mg/kg TS	<0,002	<0,006
Ni	mg/kg TS	0,007	0,012
Pb	mg/kg TS	0,001	0,0055
Sb	mg/kg TS	<0,0004	<0,002
Se	mg/kg TS	<0,010	<0,04
V	mg/kg TS	0,002	0,0072
Zn	mg/kg TS	0,06	0,096
S	mg/kg TS	51	87,6
DOC	mg/kg TS	28,9	57,5
Klorid	mg/kg TS	69,9	69
Fluorid	mg/kg TS	<0,7	<3
Sulfat	mg/kg TS	145	248

**Tabell A5. Lakning av organiska tennföreningar från samlingsprov av obehandlade sediment från Köping, tvåstegslakning med L/S 3 och L/S 10, (analysresultat från ALS)**

Ämne/Analys			
L/S		5	10
PH		6,2	6,5
	mS/m 25		
Ledningsförmåga	°C	13,9	3,45
Redox Eh	mV	356	356
Analys resultat från ALS			
Utlakad mängd:			
monobutyltenn	ng/kg TS	<50	<100
dibutyltenn	ng/kg TS	<50	<100
tributyltenn	ng/kg TS	<50	<100
tetrabutyltenn	ng/kg TS	<50	<100
monooktyltenn	ng/kg TS	<50	<100
dioktyltenn	ng/kg TS	<50	<160
tricyklohexyltenn	ng/kg TS	<50	<160
monofenyltenn	ng/kg TS	<50	<100
difenyltenn	ng/kg TS	<50	<100
trifenyltenn	ng/kg TS	<50	<160

## RESULTAT VÄSTERÅS

Resultat från bestämning av totalhalter för oorganiska ämnen och organiska tennföreningar i obehandlade sediment. Resultaten som presenteras nedan är framtagna för samlingsprover, Tabell A6-A7. För sedimenten från Västerås har inte totalhalter av PAH bestämts.

**Tabell A6. Totalhalter av oorganiska ämnen och TOC i sediment, samlingsprov från Västerås (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	Samlingsprov	Sediment
TS	%	30,2	
As	mg/kg TS	5	
Ba	mg/kg TS	117	
Cd	mg/kg TS	1,32	
Co	mg/kg TS	15,1	
Cr	mg/kg TS	53,8	
Cu	mg/kg TS	108	
Hg	mg/kg TS	<0.2	
Ni	mg/kg TS	38,9	
Pb	mg/kg TS	105	
V	mg/kg TS	59,3	
Zn	mg/kg TS	432	
TOC	% TS	2,14	

**Tabell A7. Totalhalter av organiska tennföreningar bl.a. TBT i sediment, samlingsprov från Västerås (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	Samlingsprov	Sediment
TS 105°C	%	28,5	
monobutyltenn	µg/kg TS	7,37	
dibutyltenn	µg/kg TS	11,6	
tributyltenn	µg/kg TS	68,5	
tetrabutyltenn	µg/kg TS	<1	
monooktyltenn	µg/kg TS	<1	
dioktyltenn	µg/kg TS	<1	
tricyklohexyltenn	µg/kg TS	<1	
monofenyltenn	µg/kg TS	<1	
difenyltenn	µg/kg TS	<1	
trifenyltenn	µg/kg TS	<1	

Resultat från tvåstegs skakttest genomförd på SGIs miljölaboratorium med obehandlade sediment (Tabell A8-A9).

**Tabell A8. Lakning av oorganiska ämnen och DOC från samlingsprov av obehandlade sediment från Västerås, tvåstegslakning med L/S 3 och L/S 10, (analysresultat från ALS)**

Analys/Ämne			
L/S		3,0	10,0
pH		6,0	5,0
Ledningsförmåga	mS/m 25 °C	65,1	35,8
Redox Eh	mV	322	438
Analysresultat från ALS			
Utlakad mängd:			
Ca	mg/kg TS	75,9	215
Fe	mg/kg TS	7,26	5,3
K	mg/kg TS	39,6	92,8
Mg	mg/kg TS	37,8	102
Na	mg/kg TS	163	226
Si	mg/kg TS	31,5	96
Al	mg/kg TS	0,32	1,5
As	mg/kg TS	0,01	0,037
Ba	mg/kg TS	0,40	1,0
Cd	mg/kg TS	<0,0002	<0,0040
Co	mg/kg TS	0,014	0,14

Cr	mg/kg TS	<0,002	<0,005
Cu	mg/kg TS	<0,003	<0,021
Hg	mg/kg TS	<0,00006	<0,0002
Mn	mg/kg TS	17,8	60,5
Mo	mg/kg TS	0,015	0,017
Ni	mg/kg TS	0,024	0,23
Pb	mg/kg TS	0,0014	0,0060
Sb	mg/kg TS	0,00043	0,0037
Se	mg/kg TS	0,018	<0,04
V	mg/kg TS	0,0026	0,011
Zn	mg/kg TS	0,2	2,2
S	mg/kg TS	180	493
DOC	mg/kg TS	18,5	32
Klorid	mg/kg TS	211	196
Fluorid	mg/kg TS	<0,6	<2,3
Sulfat	mg/kg TS	546	1440

**Tabell A9. Lakning av tennorganiska föreningar från samlingsprov av obehandlade sediment från Västerås, tvåstegslakning med L/S 5 och L/S 10, (analysresultat från ALS)**

Analys/Ämne	Enhet		
L/S		5,0	10,0
pH		5,8	6,8
Ledningsförmåga	mS/m 25 °C	45,6	9,29
Redox Eh	mV	399	339
Analysresultat från ALS			
Utlakad mängd:			
monobutyltenn	ng/kg TS	<15	<98
dibutyltenn	ng/kg TS	22	132
tributyltenn	ng/kg TS	150	465
tetrabutyltenn	ng/kg TS	<15	<70
monooktyltenn	ng/kg TS	<15	<70
dioktyltenn	ng/kg TS	<15	<70
tricyklohexyltenn	ng/kg TS	<15	<70
monofenyltenn	ng/kg TS	<15	<70
difenyltenn	ng/kg TS	<15	<70
trifenyltenn	ng/kg TS	<15	<70

## BILAGA B – BAT-PROVTAGNING

### RESULTAT KÖPING

**Tabell B1. Resultat från analys utan uppslutning (V3A) av vattenprover från Köpings hamn. Proverna filterades i fält genom 0,45µm filter (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	K1.2 Öst (V3A)	K2.2 Väst (V3A)	K2.1 Väst (V3A)
Ca	mg/l	171	137	189
Fe	mg/l	0,0187	0,0177	0,0171
K	mg/l	128	534	225
Mg	mg/l	<0.09	<0.09	<0.09
Na	mg/l	154	373	240
Al	µg/l	1610	2350	1820
As	µg/l	<1	<1	<1
Ba	µg/l	224	380	359
Cd	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05
Co	µg/l	<0.05	0,168	0,216
Cr	µg/l	0,662	<0.5	<0.5
Cu	µg/l	<1	<1	<1
Hg	µg/l	0,109	0,126	0,121
Mn	µg/l	1,43	0,728	0,98
Mo	µg/l	2,99	4,38	4,42
Ni	µg/l	2,27	3,26	3,27
Pb	µg/l	0,353	<0.2	<0.2
V	µg/l	4,56	4,55	4,09
Zn	µg/l	7,86	4,1	4,34

**Tabell B2. Resultat från analys med uppslutning (V3B) av vattenprover från Köpings hamn (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	K1.2 Öst (V3B)	K2.1 Väst (V3B)	K2.2 Väst (V3B)
Ca	mg/l	181	201	133
Fe	mg/l	0,849	0,287	1,11
K	mg/l	100	174	598
Mg	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1
Na	mg/l	130	211	405
Al	µg/l	1700	1880	2520
As	µg/l	<0.5	<0.5	<0.5
Ba	µg/l	201	365	388
Cd	µg/l	0,0626	<0.05	<0.05
Co	µg/l	1,74	0,822	0,292
Cr	µg/l	174	31,8	5,84
Cu	µg/l	16,4	5,35	1,68
Hg	µg/l	0,0542	0,066	0,0426
Mn	µg/l	22,2	14	4,69
Mo	µg/l	11	6,15	2,77
Ni	µg/l	78,3	18,2	13,9

Pb	µg/l	3,32	1,29	0,802
V	µg/l	5,82	4,07	4,96
Zn	µg/l	71,9	34,6	40,9

## RESULTAT VÄSTERÅS

**Tabell B3. Resultat från analys utan uppslutning (V3A) av vattenprover från Västerås hamn. Proverna filtrerades i fält genom 0,45µm filter (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	V1.1 Öst (V3A)	V1.2 Öst (V3A)	V2.1 Väst (V3A)	V2.2 Väst (V3A)
Ca	mg/l	113	95,9	95,7	99,7
Fe	mg/l	0,0248	0,0305	0,0125	0,0917
K	mg/l	185	273	278	160
Mg	mg/l	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09
Na	mg/l	240	312	280	238
Al	µg/l	1760	2330	2190	1510
As	µg/l	<1	<1	<1	<1
Ba	µg/l	122	149	159	88,7
Cd	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Co	µg/l	<0.05	<0.05	0,0518	0,233
Cr	µg/l	<0.5	0,838	0,863	11,1
Cu	µg/l	<1	<1	<1	<1
Hg	µg/l	0,39	0,228	0,214	0,207
Mn	µg/l	<0.2	0,238	<0.2	1,17
Mo	µg/l	0,713	0,834	1	1,03
Ni	µg/l	1,45	3,03	3,83	6,78
Pb	µg/l	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
V	µg/l	11,8	8,64	8,9	14,1
Zn	µg/l	<2	2,65	10,7	4,29

**Tabell B4. Resultat från analys med uppslutning (V3B) av vattenprover från Västerås hamn (analysresultat från ALS)**

Ämne	Enhet	V1.1 Öst (V3B)	V1.2 Öst (V3B)	V2.1 Väst (V3B)	V2.2 Väst (V3B)
Ca	mg/l	115	96,9	103	107
Fe	mg/l	0,132	0,189	0,249	0,208
K	mg/l	209	302	311	183
Mg	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Na	mg/l	253	324	293	253
Al	µg/l	1940	2430	2370	1610
As	µg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Ba	µg/l	98	124	140	73,9
Cd	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Co	µg/l	0,217	0,507	0,405	0,436
Cr	µg/l	1,45	15,9	26,5	31,3
Cu	µg/l	11,5	9,65	3,79	<1
Hg	µg/l	0,355	0,175	0,125	0,15
Mn	µg/l	5,77	8,4	6,92	6,41
Mo	µg/l	4,61	3,7	3,26	1,88
Ni	µg/l	30,3	20,1	16,1	17,1

Pb	µg/l	1,75	2,1	1,97	0,867
V	µg/l	18,1	10,2	11,6	17,4
Zn	µg/l	39,1	53,9	205	45,2

## UTVÄRDERING

I tabellerna nedan presenteras de fem olika rikt- och gränsvärdena för vatten som tagits med i jämförelsen. Cellerna har markerats i olika färger för att visa om de uppmätta halterna överskrider värdet eller inte. Celler markerade med rött indikerar att alla uppmätta halter överskrider gräns-/riktvärdet. Rosa celler indikerar att minst ett av de uppmätta värdena överskrider gräns-/riktvärdet. Gröna celler innebär att alla uppmätta halter ligger under gräns-/riktvärdet.

**Tabell B5. Jämförelse mellan gräns- och riktvärden och analyserade halter med uppslutning (V3B) från Köpings hamn. Tabellen visar gräns- och riktvärdena färgkodade efter hur de koncentrationerna förhåller sig till gräns-/riktvärdena, rött: alla överskrider, rosa minst en överskrider, grön: alla ligger under.**

Ämne	Hög halt	Mycket hög halt	Bakgrundshalter i stor vattentäkt (J)
Ca	60	100	
Fe	0,5	1	0,04
K	12	50	2,3
Mg	10	30	5,5
Na	50	100	11,7
Al	0,1	0,5	0,004
As	0,005	0,01	0,00002
Ba			
Cd	0,001	0,005	0
Co			
Cr	0,01	0,05	0,00055
Cu	1	2	0
Hg	0,00005	0,001	
Mn	0,3	0,4	0,012
Mo			
Ni	0,01	0,02	0,00062
Pb	0,002	0,01	0,0001
V			
Zn	0,1	1	0,005

**Tabell B6. Jämförelse mellan gräns- och riktvärden och analyserade halter med uppslutning (V3B) från Västerås hamn. Tabellen visar gräns- och riktvärdena färgkodade efter hur de koncentrationerna förhåller sig till gräns-/riktvärdena, rött: alla överskrider, rosa minst en överskrider, grön: alla ligger under.**

Ämne	Hög halt	Mycket hög halt	Bakgrundshalter i stor vattentäkt (J)
Ca	60	100	
Fe	0,5	1	0,04
K	12	50	2,3
Mg	10	30	5,5
Na	50	100	11,7
Al	0,1	0,5	0,004
As	0,005	0,01	0,00002
Ba			
Cd	0,001	0,005	0
Co			
Cr	0,01	0,05	0,00055
Cu	1	2	0
Hg	0,00005	0,001	
Mn	0,3	0,4	0,012
Mo			
Ni	0,01	0,02	0,00062
Pb	0,002	0,01	0,0001
V			
Zn	0,1	1	0,005

**Tabell B7. Jämförelse mellan gräns- och riktvärden och analysresultat utan uppslutning (V3A) från Köpings hamn. Tabellen visar gräns- och riktvärdena färgkodade efter hur de koncentrationerna förhåller sig till gräns-/riktvärdena, rött: alla överskrider, rosa minst en överskrider, grön: alla ligger under.**

Ämne	Hög halt	Mycket hög halt	Bakgrundshalter i stor vattentäkt (J)
Ca	60	100	
Fe	0,5	1	0,04
K	12	50	2,3
Mg	10	30	5,5
Na	50	100	11,7
Al	0,1	0,5	0,004
As	0,005	0,01	0,00002
Ba			
Cd	0,001	0,005	0
Co			
Cr	0,01	0,05	0,00055
Cu	1	2	0
Hg	0,00005	0,001	
Mn	0,3	0,4	0,012
Mo			
Ni	0,01	0,02	0,00062
Pb	0,002	0,01	0,0001
V			

Zn	0,1	1	0,005
----	-----	---	-------

**Tabell B8. Jämförelse mellan gräns- och riktvärden och analysresultat utan uppslutning (V3A) från Köpings hamn. Tabellen visar gräns- och riktvärdena färgkodade efter hur de koncentrationerna förhåller sig till gräns-/riktvärdena, rött: alla överskrider, rosa minst en överskrider, grön: alla ligger under.**

	Hög halt	Mycket hög halt	Bakgrundshalter i stor vattentäkt (J)
Ca	60	100	
Fe	0,5	1	0,04
K	12	50	2,3
Mg	10	30	5,5
Na	50	100	11,7
Al	0,1	0,5	0,004
As	0,005	0,01	0,00002
Ba			
Cd	0,001	0,005	0
Co			
Cr	0,01	0,05	0,00055
Cu	1	2	0
Hg	0,00005	0,001	
Mn	0,3	0,4	0,012
Mo			
Ni	0,01	0,02	0,00062
Pb	0,002	0,01	0,0001
V			
Zn	0,1	1	0,005

**Kommentarer:**

Vid jämförelse mellan V3a (utan uppslutning) och V3b (med uppslutning) kan ses att de flesta tungmetaller i hög grad är bundna till partiklar. Intressant att notera är att nickel föreligger till hög andel i och på partiklarna i porvattnen.



## BILAGA C – SKAKTEST: INVÄGDA MÄNGDER, pH OCH ALKALINITET

### SKAKNING MED DESTILLERAT VATTEN

I tabellerna nedan återfinns data så som invägda mängder för skaktest (Tabell C1) samt volymer och beräkningar för alkalinitetstitrering och resultat från pH-mätning (Tabell C2 och C3).

**Tabell C1. Invägda mängder för skaktest med destillerat vatten som lakvätska**

Prov	Köping 1	Köping 2	Köping 3	Västerås 1	Västerås 2	Västerås 3
in vägd m(blött)	321,70	321,20	321,99	274,89	273,57	273,87
in vägd m(tort)	90,34	90,20	90,42	90,44	90,01	90,11
m(vatten) i provet	231,36	231,00	231,57	184,45	183,56	183,76
m vatten att väga in (l/s 3)	39,66	39,60	39,69	86,88	86,47	86,56
m vatten att väga in (l/s 7)	632,38	631,39	632,95	633,10	630,06	630,75

**Tabell C2. Alkalinitet och pH för skaktest med destillerat vatten L/S 3**

Prov	Köping 1	Köping 2	Köping 3	Västerås 1	Västerås 2	Västerås 3
pH	12,33	12,32	12,31	11,96	12,12	12,12
V prov	19	20	19	20	20	20
V HCl (0,1 M)	5,3	8,25	4,73	2,86	3,09	3,09
Alk (mol HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	0,028	0,041	0,025	0,014	0,015	0,015
Alk mmol/l	27,89	41,25	24,89	14,30	15,45	15,45
Alk (g HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	1,70	2,52	1,52	0,87	0,94	0,94
Analys	DOC & V3a	DOC & V3a	DOC & V3a	DOC & V3A	DOC & V3a	DOC & V3a

Kommentar: I prov Köping 2 fanns mycket partiklar.

**Tabell C3. Alkalinitet och pH för skaktest med destillerat vatten L/S 12,2**

Prov	Köping 1	Köping 2	Köping 3	Västerås 1	Västerås 2	Västerås 3
pH	12,08	12,08	12,06	11,93	11,84	11,89
V prov	30	30	30	30	30	30
V HCl (0,1 M)	4,03	4,05	4,35	2,53	2,13	2,45
Alk (mol HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	0,013	0,014	0,015	0,008	0,007	0,008
Alk mmol/l	13,43	13,50	14,50	8,43	7,10	8,17
Alk (g HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	0,82	0,82	0,88	0,51	0,43	0,50
Analys	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B

Kommentar: efter andra skakningen fanns en bottensats kvar i flaskorna med Västerås prov som inte blandats om med lakvattnet, detta gäller Västerås prov 2 och 3. Eftersom det är en jämviktsprocess är bedömningen att det ändå går att använda proverna. Prov Västerås 1 skakades vid samma tillfälle som proverna med bäckvatten som lakvätska i denna fanns ingen bottensats kvar efter andra skakningen.

## SKAKNING MED BÄCKVATTEN

I tabellerna nedan återfinns data så som invägda mängder för skaktest med bäckvatten (Tabell C4) samt volymer och beräkningar för alkalinitetstitrering och resultat från pH-mätning (Tabell C5 och C6).

**Tabell C4. Invägda mängder för skaktest med bäckvatten som lakvätska**

Prov	Köping 1	Köping 2	Köping 3	Västerås 1	Västerås 2	Västerås 3
in vägd m(blött)	321,70	321,20	321,99	274,89	273,57	273,87
in vägd m(tort)	90,34	90,20	90,42	90,44	90,01	90,11
m(vatten) i provet	231,36	231,00	231,57	184,45	183,56	183,76
m vatten att väga in (l/s 3)	39,66	39,60	39,69	86,88	86,47	86,56
m vatten att väga in (l/s 7)	632,38	631,39	632,95	633,10	630,06	630,75

**Tabell C5. Alkalinitet och pH för skaktest med bäckvatten L/S 3**

Prov	Köping 1	Köping 2	Köping 3	Västerås 1	Västerås 2	Västerås 3
pH	12,19	12,17	12,23	11,97	11,96	11,97
V prov	19	20	19	20	19	20
V HCl (0,1 M)	4,07	4,39	4,78	2,87	2,78	2,81
Alk (mol HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	0,021	0,022	0,025	0,014	0,015	0,014
Alk mmol/l	21,42	21,95	25,16	14,35	14,63	14,05
Alk (g HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	1,31	1,34	1,54	0,88	0,89	0,86
Analys	DOC & V3a	DOC & V3a	DOC & V3a	DOC & V3A	DOC & V3a	DOC & V3a

**Tabell C6. Alkalinitet och pH för skaktest med bäckvatten L/S 12,2**

Prov	Köping 1	Köping 2	Köping 3	Västerås 1	Västerås 2	Västerås 3
pH	12,09	12,09	12,05	11,93	11,87	11,89
V prov	30	30	30	30	30	30
V HCl (0,1 M)	3,80	3,80	3,87	2,60	2,48	2,50
Alk (mol HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	0,013	0,013	0,013	0,009	0,008	0,008
Alk mmol/l	12,67	12,67	12,90	8,67	8,27	8,33
Alk (g HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /liter)	0,77	0,77	0,79	0,53	0,50	0,51
Analys	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B	DOC, V3A, V3B

## BILAGA D – ANALYSRESULTAT FÖR KÖPING

### DESTILLERAT VATTEN

Nedan presenteras resultaten från ALSs analyser av koncentrationer metaller och DOC i lakvatten från skaktest med stabiliserade/solidifierade muddermassor från Köping skakade med destillerat vatten som lakvätska. Resultaten är för metallanalys på filtrerade prover, ALS analyspaket V3A.

**Tabell D1. Koncentration i lakvätska vid L/S 3. Analysresultat från första steget i skakförsök med destillerat vatten som lakvätska från ALS. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	K1 L/S 3	K2 L/S 3	K3 L/S 3	Medel	Standardavvikelse
Al	µg/l	3630	3640	3660	3643,333	15,275
As	µg/l	1,18	1,15	1,15	1,160	0,017
Ba	µg/l	298	285	300	294,333	8,145
Ca	mg/l	97,1	94,1	97,6	96,267	1,893
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Co	µg/l	0,281	0,247	0,3	0,276	0,027
Cr	µg/l	1,05	1,17	1,15	1,123	0,064
Cu	µg/l	<1	1,8	<1	<1	
DOC	mg/l	20	20,7	21,4	20,700	0,700
Fe	mg/l	<0,004	0,0159	0,0108	0,013	0,004
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	351	346	349	348,667	2,517
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	0,257	1,98	1,39	1,209	0,876
Mo	µg/l	38,9	39	39,2	39,033	0,153
Na	mg/l	240	240	236	238,667	2,309
Ni	µg/l	1,79	2,86	2,37	2,340	0,536
Pb	µg/l	<0,2	0,205	<0,2	<0,2	
V	µg/l	19,1	20,3	19,9	19,767	0,611
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

**Tabell D2. Koncentration i lakvätska vid L/S 7. Analysresultat från andra steget i skakförsök med destillerat vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	K1 L/S 7	K2 L/S 7	K3 L/S 7	Medel	Standardavvikelse
Al	µg/l	3190	3200	3230	3206,667	20,817
As	µg/l	<1	<1	<1	<1	
Ba	µg/l	394	391	397	394,000	3,000
Ca	mg/l	162	163	165	163,333	1,528
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Co	µg/l	0,138	0,116	0,144	0,133	0,015
Cr	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
Cu	µg/l	<1	<1	<1	<1	
DOC	mg/l	4,82	5,01	4,78	4,870	0,123
Fe	mg/l	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	

Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	137	137	138	137,333	0,577
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	0,318	0,239	0,213	0,257	0,055
Mo	µg/l	20,4	20,4	20,4	20,400	0,000
Na	mg/l	76	76,5	76,5	76,333	0,289
Ni	µg/l	0,906	0,97	1,2	1,025	0,155
Pb	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
V	µg/l	12,6	11,3	11,1	11,667	0,814
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

**Tabell D3. Utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 3. Resultat från skakförsök, Köping, med destillerat vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	K1 L/S 3	K2 L/S 3	K3 L/S 3	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kg TS	10,89	10,92	10,98	10,93	0,0458
As	mg/kg TS	0,00354	0,00345	0,00345	0,00348	0,0001
Ba	mg/kg TS	0,894	0,855	0,9	0,883	0,0244
Ca	mg/kg TS	0,2913	0,2823	0,2928	0,2888	0,0057
Cd	mg/kg TS	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,00015	
Co	mg/kg TS	0,000843	0,000741	0,0009	0,000828	0,0001
Cr	mg/kg TS	0,00315	0,00351	0,00345	0,00337	0,0002
Cu	mg/kg TS	<0,003	0,0054	<0,003	<0,003	
DOC	mg/kg TS	60	62,1	64,2	62,1	2,1000
Fe	mg/kg TS	<0,000012	4,77E-05	3,24E-05		
Hg	mg/kg TS	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	
K	mg/kg TS	1053	1038	1047	1046	7,5498
Mg	mg/kg TS	<0,27	<0,27	<0,27	<0,27	
Mn	mg/kg TS	0,000771	0,00594	0,00417	0,003627	0,0026
Mo	mg/kg TS	0,1167	0,117	0,1176	0,1171	0,0005
Na	mg/kg TS	720	720	708	716	6,9282
Ni	mg/kg TS	0,00537	0,00858	0,00711	0,00702	0,0016
Pb	mg/kg TS	<0,0006	0,000615	<0,0006		
V	mg/kg TS	0,0573	0,0609	0,0597	0,0593	0,0018
Zn	mg/kg TS	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	

**Tabell D4. Beräknad utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 12,2 (kumulativt). Resultat från skakförsök, Köping, där stabiliserade/solidifierade sediment från Köping skakas med destillerat vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	K1 L/S 12,2	K2 L/S 12,2	K3 L/S 12,2	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kgTS	32,24	32,34	32,63	32,41	0,204
As	mg/kgTS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
Ba	mg/kgTS	3,87	3,83	3,89	3,86	0,034
Ca	mg/kgTS	1569,71	1576,61	1597,77	1581,37	14,623
Cd	mg/kgTS	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	
Co	mg/kgTS	0,0015	0,0013	0,0016	0,0014	0,0002
Cr	mg/kgTS	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	
Cu	mg/kgTS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	

DOC	mg/kgTS	59,96	62,26	60,68	60,97	1,174
Fe	mg/kgTS	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	
Hg	mg/kgTS	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	
K	mg/kgTS	1535,82	1531,94	1543,49	1537,09	5,878
Mg	mg/kgTS	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	
Mn	mg/kgTS	0,0031	0,0037	0,0030	0,0033	0,0004
Mo	mg/kgTS	0,22	0,22	0,22	0,22	0,0001
Na	mg/kgTS	887,08	891,69	888,59	889,12	2,351
Ni	mg/kgTS	0,010	0,011	0,013	0,011	0,002
Pb	mg/kgTS	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	
V	mg/kgTS	0,13	0,12	0,12	0,12	0,007
Zn	mg/kgTS	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	

## BÄCKVATTEN

Nedan presenteras resultaten från ALSs analyser av koncentrationer metaller och DOC i lakvatten från skakttest med stabiliserade/solidifierade muddermassor från Köping skakade med bäckvatten som lakvätska. Resultaten är för metallanalys på filtrerade prover, ALS analyspaket V3A.

**Tabell D5. Koncentration i lakvätska vid L/S 3. Analysresultat från första steget i skakförsök med bäckvatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	BK1 l/s 3	BK2 l/s 3	BK3 l/s 3	Medel	Standardavvikelse
Al	µg/l	3950	3900	3840	3896,67	55,076
As	µg/l	1,43	1,5	1,67	1,53	0,1234
Ba	µg/l	262	266	264	264	2
Ca	mg/l	91,1	92,1	91,3	91,5	0,5292
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Co	µg/l	0,387	0,261	0,282	0,31	0,0675
Cr	µg/l	1,08	0,921	0,831	0,944	0,1261
Cu	µg/l	<1	<1	<1	<1	
DOC	mg/l	14,5	15,6	15,3	15,13	0,5686
Fe	mg/l	0,0101	0,00486	0,00836	0,00777	0,002669
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	356	356	345	352,33	6,351
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	1,65	0,642	1,1	1,13067	0,5047
Mo	µg/l	47,3	43,2	42	44,167	2,779
Na	mg/l	243	245	239	242,33	3,055
Ni	µg/l	2,66	1,95	1,98	2,1967	0,4015
Pb	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
V	µg/l	26,2	24,2	23,3	24,567	1,484
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

**Tabell D6. Koncentration i lakväska vid L/S 7. Analysresultat från andra steget i skakförsök med bäck vatten som lakväska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakväskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	BK1 l/s 7	BK2 l/s 7	BK3 l/s 7	Medel	Standardavvikelse
Al	µg/l	3200	3270	3070	3180	101,489
As	µg/l	<1	<1	<1	<1	
Ba	µg/l	341	348	331	340	8,544
Ca	mg/l	153	155	148	152	3,6056
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Co	µg/l	0,163	0,134	0,176	0,1577	0,0215
Cr	µg/l	0,557	<0,5	<0,5	<0,5	
Cu	µg/l	<1	<1	<1	<1	
DOC	mg/l	6,02	6,23	6,1	6,1167	0,1060
Fe	mg/l	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	139	142	135	138,67	3,5119
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	0,503	0,418	<0,2	0,4605	0,0601
Mo	µg/l	22,8	23,8	22,8	23,133	0,577
Na	mg/l	80	80,9	79,6	80,167	0,6658
Ni	µg/l	1,12	1,03	1,05	1,067	0,0473
Pb	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
V	µg/l	15,5	15	13,2	14,567	1,2097
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

**Tabell D7. Utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 3. Resultat från skakförsök med bäck vatten som lakväska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakväskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

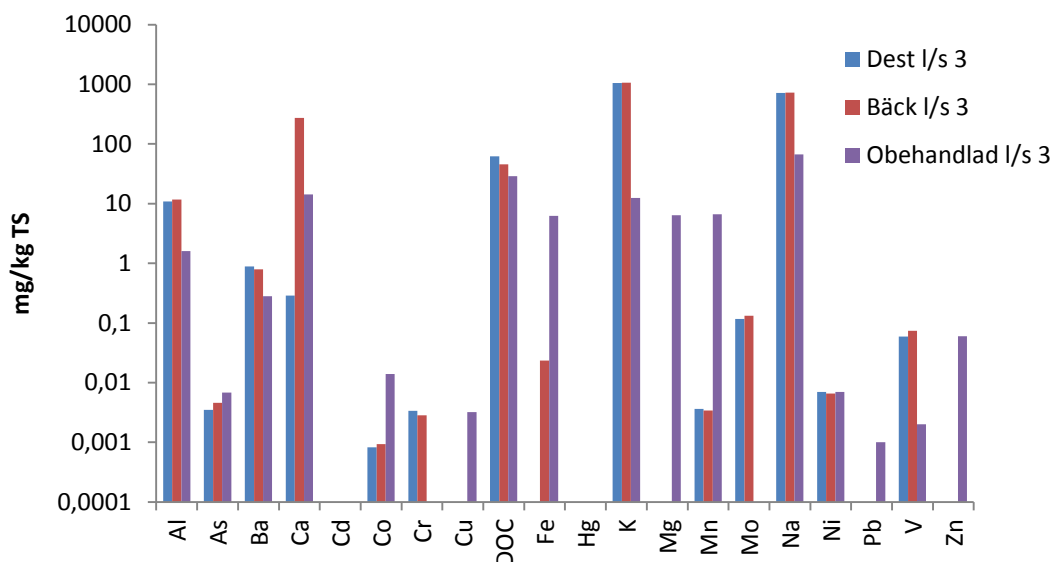
Ämne	Enhet	BK1 L/S 3	BK2 L/S 3	BK3 L/S 3	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kg TS	11,85	11,7	11,52	11,69	0,1653
As	mg/kg TS	0,00429	0,0045	0,00501	0,0046	0,00037
Ba	mg/kg TS	0,786	0,798	0,792	0,792	0,006
Ca	mg/kg TS	273,3	276,3	273,9	274,5	1,587
Cd	mg/kg TS	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,00015	
Co	mg/kg TS	0,00116	0,000783	0,000846	0,00093	0,000203
Cr	mg/kg TS	0,00324	0,002763	0,002493	0,002832	0,000378
Cu	mg/kg TS	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	
DOC	mg/kg TS	43,5	46,8	45,9	45,4	1,7059
Fe	mg/kg TS	0,0303	0,01458	0,02508	0,02332	0,008006
Hg	mg/kg TS	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	
K	mg/kg TS	1068	1068	1035	1057	19,053
Mg	mg/kg TS	<0,27	<0,27	<0,27	<0,27	
Mn	mg/kg TS	0,00495	0,001926	0,0033	0,00339	0,00152
Mo	mg/kg TS	0,1419	0,1296	0,126	0,133	0,00834
Na	mg/kg TS	729	735	717	727	9,165
Ni	mg/kg TS	0,00798	0,00585	0,00594	0,00659	0,001205
Pb	mg/kg TS	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	
V	mg/kg TS	0,0786	0,0726	0,0699	0,0737	0,00445

Zn	mg/kg TS	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
----	----------	--------	--------	--------	--------

**Tabell D8. Beräknad utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 12,2 (kumulativt). Resultat från skakförsök med bäck vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	BK1 L/S 12,2	BK2 L/S 12,2	BK3 L/S 12,2	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kg TS	32,581	33,189	31,29	32,36	0,966
As	mg/kg TS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
Ba	mg/kg TS	3,35	3,42	3,26	3,34	0,079
Ca	mg/kg TS	1482,04	1501,19	1436,11	1473,109	33,45
Cd	mg/kg TS	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	
Co	mg/kg TS	0,001804	0,00144	0,00184	0,00169	0,000223
Cr	mg/kg TS	0,00598	<0,005	<0,005		
Cu	mg/kg TS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
DOC	mg/kg TS	66,771	69,57	68,12	68,15	1,4008
Fe	mg/kg TS	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	
Hg	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	
K	mg/kg TS	1558,14	1586,08	1512,57	1552,26	37,10
Mg	mg/kg TS	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	
Mn	mg/kg TS	0,00592	0,00435	<0,002		
Mo	mg/kg TS	0,247	0,253	0,243	0,247634	0,00513
Na	mg/kg TS	926,30	936,35	919,40	927,351	8,524
Ni	mg/kg TS	0,0124	0,0110	0,0112	0,011542	0,000744
Pb	mg/kg TS	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	
V	mg/kg TS	0,163	0,157	0,139	0,153	0,0122
Zn	mg/kg TS	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	

## JÄMFÖRELSE MELLAN UTLAKADE MÄNGDER MED OLIKA LAKVÄTSKA



**Figur D1. Jämförelse mellan lakning ur obehandlade sediment och stabiliserade/solidifierade sediment vid L/S 3. De stabiliserade/solidifierade sedimenten lakas med bäckvatten (Bäck) och med destillerat vatten (Dest).**

## BILAGA E – ANALYSRESULTAT FÖR VÄSTERÅS

### DESTILERAT VATTEN

Nedan presenteras resultaten från ALSs analyser av koncentrationer metaller och DOC i lakvatten från skaktest med stabiliserade/solidifierade muddermassor från Västerås skakade med destillerat vatten som lakvätska. Resultaten är för metallanalys på filtrerade prover, ALS analyspaket V3A.

**Tabell E1. Koncentration i lakvätska vid L/S 3. Analysresultat från första steget i skakförsök med destillerat vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	V1 L/S 3	V2 L/S 3	V3 L/S 3	Medel	Standardavvikelse
Al	µg/l	3760	3720	3740	3740	20
As	µg/l	1,98	2,09	2,07	2,047	0,0586
Ba	µg/l	160	173	174	169	7,810
Ca	mg/l	82,8	83,1	84,9	83,6	1,136
Cd	µg/l	0,168	0,118	0,0996	0,129	0,0354
Co	µg/l	0,709	0,924	0,838	0,824	0,108
Cr	µg/l	1,56	1,29	1,36	1,403	0,140
Cu	µg/l	7,07	2,65	2,07	3,93	2,735
DOC	mg/l	21,1	27,7	27,8	25,53	3,840
Fe	mg/l	0,0215	<0,004	0,00996	0,0157	0,00816
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	254	259	260	257,67	3,215
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	2,18	<0,2	0,718	1,449	1,034
Mo	µg/l	144	123	128	131,67	10,97
Na	mg/l	183	186	185	184,67	1,528
Ni	µg/l	8,18	8,01	9,05	8,413	0,558
Pb	µg/l	0,838	0,778	0,697	0,771	0,0708
V	µg/l	65,1	57,1	56,9	59,7	4,677
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

**Tabell E2. Koncentration i lakvätska vid L/S 7. Analysresultat från andra steget i skakförsök med destillerat vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	V1 L/S 7	V2 L/S 7	V3 L/S 7	Medel	Standardavvikelse
Al	µg/l	2570	3110	3050	2910	295,973
As	µg/l	<1	<1	<1	<1	
Ba	µg/l	175	143	172	163,33	17,67
Ca	mg/l	126	115	127	122,67	6,658
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Co	µg/l	0,347	0,154	0,211	0,2373	0,0992
Cr	µg/l	1,07	0,689	0,619	0,793	0,243
Cu	µg/l	15,8	11,6	8,75	12,05	3,547
DOC	mg/l	7,37	3,57	4,59	5,177	1,967
Fe	mg/l	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	



Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	93,8	54,2	69,7	72,57	19,96
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	<0,2	0,244	0,289	0,266	0,0318
Mo	µg/l	62,3	29,3	39	43,53	16,96
Na	mg/l	54,9	29,5	38,4	40,93	12,89
Ni	µg/l	3,16	2,36	3,47	2,997	0,573
Pb	µg/l	0,455	0,417	0,477	0,4497	0,0304
V	µg/l	42,3	38,6	37,2	39,37	2,635
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

Kommentar: efter andra skakningen (L/S 7) fanns en bottensats kvar i flaskorna med Västerås prov som inte blandats om med lakvattnet, detta gäller Västerås prov 2 och 3.

**Tabell E3. Utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 3. Resultat från skakförsök med destillerat vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	V1 L/S 3	V2 L/S 3	V3 L/S 3	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kg TS	11,28	11,16	11,22	11,22	0,06
As	mg/kg TS	0,00594	0,00627	0,00621	0,00614	0,000176
Ba	mg/kg TS	0,48	0,519	0,522	0,507	0,0234
Ca	mg/kg TS	248,4	249,3	254,7	250,8	3,41
Cd	mg/kg TS	0,000504	0,000354	0,000299	0,000386	0,000106
Co	mg/kg TS	0,00212	0,00277	0,002514	0,00247	0,000325
Cr	mg/kg TS	0,00468	0,00387	0,00408	0,00421	0,00042
Cu	mg/kg TS	0,0212	0,00795	0,00621	0,01179	0,008204
DOC	mg/kg TS	63,3	83,1	83,4	76,6	11,52
Fe	mg/kg TS	0,0000645	<0,000012	2,99E-05		
Hg	mg/kg TS	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	
K	mg/kg TS	762	777	780	773	9,64
Mg	mg/kg TS	<0,27	<0,27	<0,27	<0,27	
Mn	mg/kg TS	0,00654	<0,0006	0,00215		
Mo	mg/kg TS	0,432	0,369	0,384	0,395	0,0329
Na	mg/kg TS	549	558	555	554	4,583
Ni	mg/kg TS	0,0245	0,0240	0,0271	0,0252	0,00167
Pb	mg/kg TS	0,00251	0,00234	0,00209	0,00231	0,000212
V	mg/kg TS	0,195	0,171	0,1707	0,1791	0,01403
Zn	mg/kg TS	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	

**Tabell E4. Beräknad utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 12,2 (kumulativt). Resultat från skakförsök med destillerat vatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämna	Enhet	V1 L/S 12,2	V2 L/S 12,2	V3 L/S 12,2	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kgTS	26,62	31,57	31,04	29,74	2,718
As	mg/kgTS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
Ba	mg/kgTS	1,74	1,45	1,72	1,64	0,160
Ca	mg/kgTS	1226,56	1125,19	1237,29	1196,35	61,86
Cd	mg/kgTS	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	

Co	mg/kgTS	0,0038	0,0021	0,0026	0,0028	0,000830
Cr	mg/kgTS	0,011	0,0074	0,0068	0,0084	0,00234
Cu	mg/kgTS	0,15	0,11	0,08	0,11	0,0348
DOC	mg/kgTS	84,33	54,47	63,93	67,52	15,260
Fe	mg/kgTS	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	
Hg	mg/kgTS	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	
K	mg/kgTS	1061,99	701,27	844,83	869,37	181,61
Mg	mg/kgTS	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	
Mn	mg/kgTS	<0,002	<0,002	0,0032		
Mo	mg/kgTS	0,69	0,37	0,46	0,50	0,165
Na	mg/kgTS	648,14	416,71	497,89	520,91	117,42
Ni	mg/kgTS	0,035	0,028	0,039	0,034	0,00564
Pb	mg/kgTS	0,0048	0,0045	0,0049	0,0047	0,000260
V	mg/kgTS	0,44	0,40	0,39	0,41	0,0278
Zn	mg/kgTS	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	

## BÄCKVATTEN

Nedan presenteras resultaten från ALSs analys av koncentrationer metaller och DOC i lakvatten från skakttest med stabiliserade/solidifierade muddermassor från Västerås skakade med bäckvatten som lakvätska. Resultaten är för metallanalys på filtrerade prover, ALS analyspaket V3A.

**Tabell E5. Koncentration i lakvätska vid L/S 3. Analysresultat från första steget i skakförsök med bäckvatten som lakvätska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	BV1 1 L/S 3	BV2 L/S 3	BV3 L/S 3	Medel	Standardavvikels
Al	µg/l	3640	3610	3570	3606,67	35,12
As	µg/l	1,7	1,65	1,96	1,77	0,166
Ba	µg/l	165	160	160	161,67	2,887
Ca	mg/l	84,9	85,1	83,9	84,63	0,643
Cd	µg/l	0,156	0,166	0,15	0,157	0,00808
Co	µg/l	0,679	0,694	0,655	0,676	0,0197
Cr	µg/l	1,38	1,58	0,714	1,225	0,453
Cu	µg/l	6,96	7,58	7,66	7,4	0,383
DOC	mg/l	21,7	21,1	23,5	22,1	1,249
Fe	mg/l	0,00656	0,00831	0,00461	0,00649	0,00185
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	253	249	248	250	2,646
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	0,71	1,02	0,703	0,811	0,181
Mo	µg/l	144	139	141	141,3	2,517
Na	mg/l	182	180	178	180	2
Ni	µg/l	8,46	8,1	7,97	8,177	0,254
Pb	µg/l	0,807	0,843	0,754	0,801	0,0448
V	µg/l	64,8	63,2	62,7	63,57	1,097
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

**Tabell E6. Koncentration i lakväska vid L/S 7. Analysresultat från andra steget i skakförsök med bäckvatten som lakväska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakväskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	BV1 L/S 7	BV2 L/S 7	BV3 L/S 7	Medel	Standardavvikelse
Al	µg/l	2900	2860	2900	2886,67	23,09
As	µg/l	<1	<1	<1	<1	
Ba	µg/l	175	174	175	174,67	0,577
Ca	mg/l	126	125	126	125,67	0,577
Cd	µg/l	0,0575	0,0592	<0,05	0,0584	0,00120
Co	µg/l	0,334	0,402	0,436	0,3907	0,0520
Cr	µg/l	1,25	1,27	1,1	1,207	0,0930
Cu	µg/l	18,1	16,8	15,7	16,87	1,202
DOC	mg/l	8,51	8,53	8,45	8,497	0,0417
Fe	mg/l	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
K	mg/l	93,3	92,6	92,9	92,93	0,3512
Mg	mg/l	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	
Mn	µg/l	0,252	0,229	0,251	0,244	0,013
Mo	µg/l	61,7	59,4	59,8	60,3	1,229
Na	mg/l	56,6	56,2	56,8	56,53	0,306
Ni	µg/l	4,15	3,57	3,66	3,793	0,312
Pb	µg/l	0,458	0,442	0,452	0,4507	0,00808
V	µg/l	44,5	43,6	43,6	43,9	0,5197
Zn	µg/l	<2	<2	<2	<2	

**Tabell E7. Utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 3. Resultat från skakförsök med bäckvatten som lakväska. Celler med < tecken innebär att koncentrationen i lakväskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

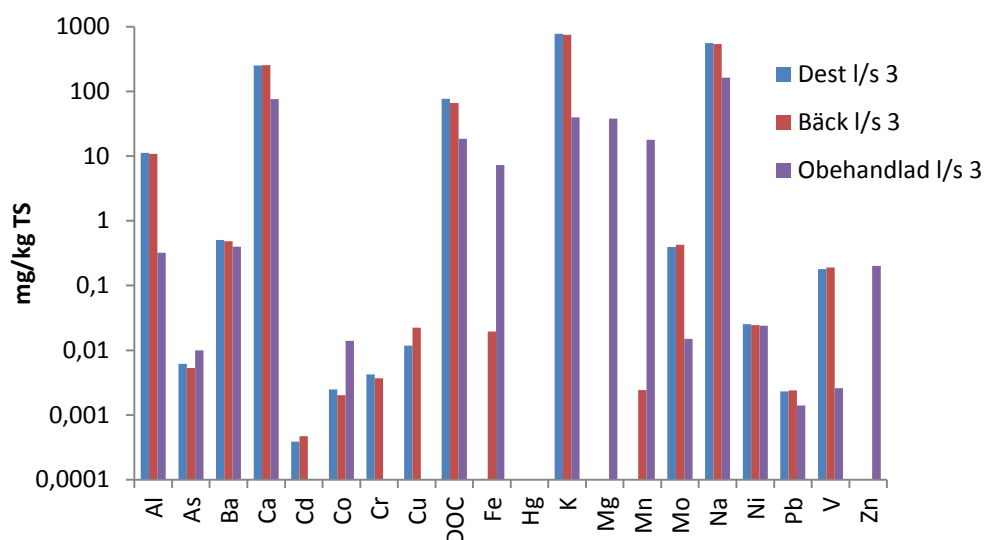
Ämne	Enhet	BV1 L/S 3	BV2 L/S 3	BV3 L/S 3	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kg TS	10,92	10,83	10,71	10,82	0,105
As	mg/kg TS	0,0051	0,00495	0,00588	0,00531	0,000499
Ba	mg/kg TS	0,495	0,48	0,48	0,485	0,00866
Ca	mg/kg TS	254,7	255,3	251,7	253,9	1,929
Cd	mg/kg TS	0,000468	0,000498	0,00045	0,00047	2,43 E-05
Co	mg/kg TS	0,00204	0,00208	0,00197	0,00203	5,90 E-05
Cr	mg/kg TS	0,00414	0,00474	0,00214	0,00367	0,00136
Cu	mg/kg TS	0,0209	0,0227	0,0230	0,0222	0,00115
DOC	mg/kg TS	65,1	63,3	70,5	66,3	3,747
Fe	mg/kg TS	0,0197	0,0249	0,0138	0,0195	0,00555
Hg	mg/kg TS	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	
K	mg/kg TS	759	747	744	750	7,938
Mg	mg/kg TS	<0,27	<0,27	<0,27	<0,27	
Mn	mg/kg TS	0,00213	0,00306	0,00211	0,00243	0,000543
Mo	mg/kg TS	0,432	0,417	0,423	0,424	0,00755
Na	mg/kg TS	546	540	534	540	6
Ni	mg/kg TS	0,0254	0,0243	0,0239	0,0246	0,000762
Pb	mg/kg TS	0,00242	0,00253	0,00226	0,0024	0,000134
V	mg/kg TS	0,194	0,190	0,188	0,191	0,00329

Zn	mg/kg TS	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
----	----------	--------	--------	--------	--------

**Tabell E8. Beräknad utlakad mängd i mg/kg TS vid L/S 12,2 (kumulativt). Resultat från skakförsök med bäckvatten som lakvätska. Celler med <-tecken innebär att koncentrationen i lakvätskan är under laboratoriets detektionsgräns.**

Ämne	Enhet	BK1 L/S 12,2	BK2 L/S 12,2	BK3 L/S 12,2	Medel	Standardavvikelse
Al	mg/kg TS	29,57	29,18	29,52	29,43	0,211
As	mg/kg TS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
Ba	mg/kg TS	1,74	1,73	1,74	1,74	0,00675
Ca	mg/kg TS	1228,19	1218,97	1227,30	1224,82	5,085
Cd	mg/kg TS	0,000651	0,000675	<0,0005		
Co	mg/kg TS	0,00361	0,00425	0,00453	0,00413	0,000473
Cr	mg/kg TS	0,0126	0,0129	0,0107	0,0121	0,00121
Cu	mg/kg TS	0,172	0,161	0,151	0,161	0,0108
DOC	mg/kg TS	95,31	95,08	96,19	95,53	0,589
Fe	mg/kg TS	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	
Hg	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	
K	mg/kg TS	1056,6	1047,6	1049,5	1051,2	4,735
Mg	mg/kg TS	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	
Mn	mg/kg TS	0,00287	0,00291	0,00286	0,00288	2,26E-05
Mo	mg/kg TS	0,681	0,656	0,661	0,666	0,0131
Na	mg/kg TS	663,06	658,28	662,15	661,16	2,54
Ni	mg/kg TS	0,0448	0,0392	0,0400	0,0413	0,00305
Pb	mg/kg TS	0,00485	0,00473	0,00476	0,00478	6,27E-05
V	mg/kg TS	0,461	0,451	0,451	0,454	0,00559
Zn	mg/kg TS	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	

## JÄMFÖRELSE MELLAN UTLAKAD MÄNGDER FRÅN OLIKA LAKVÄTSKOR



**Figur E1. Jämförelse mellan lakning ur obehandlade sediment och stabiliserade/solidifierade sediment vid L/S 3. De stabiliserade/solidifierade sedimenten lakas med bäckvatten (Bäck) och med destillerat vatten (Dest).**

## BILAGA F – RESULTAT VISUAL MINTEQ

### RESULTAT KÖPING

Modellerad fördelning av totala koncentrationen av molybden och vanadin i procent för prover från Köping presenteras i Tabell F1. Som indata för beräkningarna användes koncentrationer uppmätta i lakvätska vid lakförsök skakade med destillerat vatten. För molybden antogs oxidationstal sex, Mo (VI), och för vanadin oxidationstal fem, V(V).

**Tabell F1. Fördelning mellan löst och bundet i procent molybden och vanadin i prover från Köping**

	K1 L/S 3	K2 L/S 3	K3 L/S 3	K1 L/S 7	K2 L/S 7	K3 L/S 7
MoO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	92,26	95,98	90,57	74,38	74,37	75,79
CaMoO <sub>4</sub> (aq)	7,74	4,02	9,43	25,62	25,63	24,21
HVO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	89,34	88,28	89,58	94,38	94,38	94,37
VO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	10,64	11,70	10,40	5,58	5,59	5,60
H <sub>2</sub> VO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03

Beräknade mättnadsindex för molybden och vanadin i prover från Köping presenteras i Tabell F2.

**Tabell F2. Mättnadsindex för föreningar med molybden och vanadin i prover från Köping**

	K1 L/S 3	K2 L/S 3	K3 L/S 3	K1 L/S 7	K2 L/S 7	K3 L/S 7
Powellite	-2,219	-2,501	-2,13	-1,98	-1,98	-2,01
CaMoO <sub>4</sub> (s)	-2,105	-2,388	-2,016	-1,87	-1,87	-1,89
Ca <sub>2</sub> V <sub>2</sub> O <sub>7</sub> (s)	-7,498	-8,056	-7,272	-6,59	-6,68	-6,76
Ca <sub>3</sub> (VO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> :4H <sub>2</sub> O(s)	-7,007	-7,828	-6,696	-6,00	-6,10	-6,21

### RESULTAT VÄSTERÅS

Modellerad fördelning av totala koncentrationen av molybden och vanadin i procent för prover från Västerås presenteras i Tabell F3. Som indata för beräkningarna användes koncentrationer uppmätta i lakvätska vid lakförsök skakade med destillerat vatten. För molybden antogs oxidationstal sex, Mo (VI), och för vanadin oxidationstal fem, V(V).

**Tabell F3. Fördelning mellan löst och bundet i procent molybden och vanadin i prover från Köping**

	V1 L/S 3	V2 L/S 3	V3 L/S 3	V1 L/S 7	V2 L/S 7	V3 L/S 7
MoO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	90,95	91,81	91,61	74,76	81,03	81,10
CaMoO <sub>4</sub> (aq)	9,05	8,19	8,39	25,24	18,97	18,91
HVO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	96,13	96,08	96,08	96,53	98,83	98,87
VO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	3,82	3,87	3,87	3,42	0,22	0,24
H <sub>2</sub> VO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,05	0,05	0,05	0,06	0,95	0,89

Beräknade mättnadsindex för molybden och vanadin i prover från Västerås presenteras i Tabell F4.

**Tabell F4. Mättnadsindex för föreningar med molybden och vanadin i prover från Köping**

	V1 L/S 3	V2 L/S 3	V3 L/S 3	V1 L/S 7	V2 L/S 7	V3 L/S 7
Powellite	-1,58	-1,70	-1,67	-1,50	-1,89	-1,76
CaMoO <sub>4</sub> (s)	-1,47	-1,58	-1,55	-1,39	-1,86	-1,73
Ca <sub>3</sub> (VO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O(s)	-6,54	-6,80	-6,77	-5,37	-8,46	-8,43
Ca <sub>2</sub> V <sub>2</sub> O <sub>7</sub> (s)	-6,22	-6,43	-6,41	-2,16	-5,85	-5,89
Ca <sub>2</sub> V <sub>2</sub> O <sub>7</sub> ·2H <sub>2</sub> O(s)				-1,50	-8,40	-8,44

Kommentar: efter andra skakningen fanns en bottensats kvar i flaskorna med Västerås prov som inte blandats om med lakvattnet, detta gäller Västerås prov 2 och 3. Det skulle kunna vara förklaringen till att mättnadsindex vid L/S 7 skiljer sig mellan prov 1 och prov 2 och 3. Då mättnadsindex för alla tre proverna är relativt lika vid första steget, L/S 3.