Med stöd från
VINNOVA Sveriges innovationsmyndighet
Energimyndigheten
FORMAS
Strategiska innovations-program

Slutrapport för projekt

Cirkulär hantering av förorenade massor

Utveckling av metod för ökad återvinning

Projektperiod: September 2017 – Februari 2020

Projektnummer: 44268-1

Med stöd från
VINNOVA Sveriges innovationsmyndighet
Energimyndigheten
FORMAS
Strategiska innovations-program

Med stöd från
VINNOVA Sveriges innovationsmyndighet
Energimyndigheten
FORMAS
Strategiska innovations-program

Datum
2020-02-28

Dnr
2017-001987

Projektnr
44268-1

Cirkulär hantering av förorenade massor

Circular management of contaminated soil

Titel på projektet – svenska Cirkulär hantering av förorenade massor.
Titel på projektet – engelska Circular management of contaminated soil
Universitet/högskola/företag Chalmers tekniska högskola
Adress 412 96 Göteborg
Namn på projektledare Lars Rosén
Namn på ev övriga projektdeltagare Jenny Norrman, Tore Söderqvist, Henrik Nordzell, Jonny Bergman, Johannes Hedtjärn, Malin Norin, Petra Brinkhoff, Rita Garcao, Nanna Bergendahl
Nyckelord: 5-7 st Cirkulär ekonomi, återvinning, förorenade massor, klassificeringsmetodik, styrmedel

Förord

Detta projekt har finansierats av Energimyndigheten via programmet Re:Source samt deltagande organisationer. Deltagande i projektet har varit:

- Lars Rosén, Jenny Norrman (Chalmers tekniska högskola)
- Henrik Nordzell, Tore Söderqvist (Anthesis)
- Jonny Bergman, Johannes Hedtjärn (RGS Nordic)
- Malin Norin, Petra Brinkhoff, Rita Garcao (NCC)
- Nanna Bergendahl (Renova)

Vi vill rikta ett stort tack till den expertgrupp som bidrog med värdefulla synpunkter i inledningen av projektet:

- Anders Svensson (Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad
- Johannes Rosenhall (Miljöförvaltningen, Göteborgs Stad)
- Maria Gustavsson (Länsstyrelsen Västra Götaland)
- Anna Widebris (RGS Nordic)

Innehållsförteckning

Sammanfattning 6
Summary 8
1 Introduktion 10
1.1 Bakgrund 10
1.2 Syfte och målsättning 10
1.2 Deltagare 11
2 Genomförande 12
2.1 Projektets struktur 12
2.2 Rapportens delar 13
3 Kartläggning av hinder och möjligheter 15
3.1 Uppkomna och behandlade massor 15
3.2 Lagstiftning och styrdokument 16
3.3 Allmän lagstiftning inom avfallsområdet 16
3.3.1 Infrastrukturprojekt 22
3.3.2 Efterbehandling av förorenade områden 25
3.4 Möjligheter för ökad återvinning 27
3.4.1 Borttagande av befintliga hinder 27
3.4.2 Utveckling av nya metoder och arbetssätt 30
4 Fallstudie Hjulsta Norra 32
4.1 Områdesbeskrivning 32
4.2 Förberedelse och utförande av entreprenaden 33
4.2.1 Mängder massor och dess egenskaper 33
4.2.2 Hantering av massor under utförandet och resultat 37
4.3 Styrdokument och aktörer som påverkat masshanteringen 41
4.4 Hinder/möjligheter 42
5 Fallstudie Nässjö bangård 44
5.1 Områdesbeskrivning 44
5.2 Miljödom och åtgärdsmål 45
5.3 Förberedelse och utförande av sanering 46
5.3.1 Mängder massor och dess egenskaper 46
5.3.2 Hantering av massor under utförandet 47
5.4 Styrdokument och aktörer som påverkat masshanteringen 52
5.5 Hinder och möjligheter 54
6. Samhällsekonomiska effekter 57
6.1 Inledning 57
6.2 Hjulsta Norra 60
6.3 Nässjö bangård 62
6.4 Diskussion 64
7 Klassificering av massor för återvinningssyfte 67
7.1 Felklassning och risker 67
7.2 Haltkriterier: riktvärden och avfallskriterier 68
7.2.1 Avfallskriterier 69
7.2.2 Riktvärden 69
7.3 Provtagningsteori 70

7.3.1 Medelhalt, medelvärde och UCLM 70
7.3.2 Heterogenitet och variabilitet 70
7.3.3 Provtagningsskala och representativ volym 72
7.3.4 Beslutsenhet och exponeringsenhet 73
7.3.5 Föroreningsnivå 74
7.4 Provtagningssituationer för återvinning och återvinning: förutsättningar och förkunskap 75
7.5 Metodik för klassning av massor *in situ* 79
7.5.1 Definiera syftet med klassningen 79
7.5.2 Bedöm heterogenitet, variabilitet och föroreningsgrad 79
7.5.3 Definiera beslutsenheterna 80
7.5.4 Välj kriterium för klassning 80
7.5.5 Välj representativ halt 81
7.5.6 Välj provtagningsstrategi 81
7.5.7 Kontrollera provtagningsstrategin 83
7.6 Metodik för klassning av massor *ex situ* 84
7.6.1 Variabilitet och föroreningsnivå 84
7.6.2 Representativa analysprover för grova material 84
7.6.3 Provtagning i hög 86
7.7 Fallstudie RGS Nordic: provtagning och analys 86
7.7.1 Fältarbete och laboratorieanalyser 86
7.7.2 Resultat av provtagningen 88
7.7.3 Skattning av felsannolikheter av genomförd provtagning 91
7.7.4 Undersökning av situationer när utökad provtagning är önskvärt 92
8 Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg 95
9 Projektkommunikation 101
10 Referenser 102
Bilaga A Lagstiftning och styrdokument 105
Bilaga B Hjulsta Norra 111
Bilaga C Nässjö bangård 121
Bilaga D Typscenarier – beskrivningar och riktvärden 125
Bilaga E Utföranderapport provtagning 130
1 Inledning 133
2 Bakgrund 133
2.1 Det provtagna materialet 133
2.2 Klassning innan provtagning 133
3 Utförd provtagning 134
3.1 Provtagningsstrategi 134
3.2 Dokumentation 135
3.3 Analyser 135
3.4 Avvikelser 135
4 Analysresultat 136
5 Utvärdering provtagningsresultat 140
6 Litteraturförteckning 141
7 Bilagor 141
1.1.1 Bilaga 2 146
1.1.2 Foto 1: den provtagna högen inom projektet Cirkulär Masshantering. Mängd ca 180 ton. Jordart stenig sand. 146

1.1.3 Foto 2: närbild av det provtagna materialet. 147
1.1.4 Foto 3: siktat och obehandlat material 148

Sammanfattning

Vid stadsutveckling, efterbehandling av förorenade områden och infrastruktur hanteras stora mängder förorenade jordmassor. Endast en mindre del av massorna återvinns efter behandling och en stor del deponeras. Samtidigt måste stora mängder nytt jord- och bergmaterial brytas för anläggningsarbeten. En miljö- och hälsomässigt säker ökad återvinning av förorenade massor skulle vara ett viktigt bidrag till den förbättrade resurshushållning som kännetecknar en cirkulär ekonomi. Det skulle medföra minskade transporter, minskade volymer av deponerat avfall och en mera hållbar hantering av förorenade massor.

I projektet har olika styrmedel i samhället analyserats i avsikt att undersöka vilka hinder och möjligheter som finns för en ökad återvinning av förorenade jordmassor. De samhällsekonomiska nyttorna för samhället med en ökad återvinning av förorenade jordmassor har beskrivits övergripande. En metod har utvecklats för att ge olika aktörer ett verktyg för att klassificera jordmassors lämplighet för en miljö- och hälsomässigt säker återvinning. En sådan metod ger genom minskade material-, transport- och deponikostnader ökad konkurrenskraft hos entreprenörer som har förmåga och kunskap att bedriva en sådan återvinning.

Arbetets övergripande slutsats är att det finns betydande potentiella samhälls-ekonomiska nyttor av en ökad återvinning av förorenade jordmassor. Flera möjliga åtgärder har identifierats som skulle kunna nyttiggöras för att leda till en ökad återvinning av förorenade jordmassor i samhället:

- Bättre anpassning av kraven på jordmassornas miljökvalitet till vad användningen av området kräver
- Minskad administration för att få återvinna massor
- Öka tillåten lagringstid innan deponering
- Öka kraven på behandling av massor innan deponering
- Inför skatt på massor som är möjliga att förbehandla innan deponering
- Inför deponiskatt samt öka deponiavgift för inerta jordmassor
- Ökad behandling på plats (*in situ* och *ex situ*)
- Inför mera innovativ upphandling och val mellan utförandeentreprenad eller totalentreprenad
- Beräkna nyckeltal för återvinning av förorenade jordmassor
- Utveckla och tillämpa en standardiserad och mera välgrundad klassificering av olika massors miljömässiga och tekniska potential för återvinning. Ett förslag till metod har utvecklats och beskrivs här.

Återvinning av jordmassor kräver således beaktande av en mängd olika faktorer. Fokus i den klassificeringsmetodik som utvecklats här är på jordmassans miljömässiga och tekniska egenskaper, men för att jordmassan verkligen ska kunna återvinnas behöver som ovan beskrivits också andra förutsättningar än de miljömässiga och tekniska egenskaperna vara uppfyllda. Vi föreslår därför att klassificeringen av jordmassor ses som en del av en stegvis process där olika aktörer i samhället måste agera för att en ökad återvinning ska vara möjlig.

Vi föreslår att den stegvisa processen för en cirkulär hantering av förorenade massor, liksom för andra typer av avfall, så långt möjligt utgår från den s.k. avfallstrappan.

För att främja en ökad grad av återvinning har några insatser föreslagits som olika aktörer kan genomföra inom avfallstrappans olika nivåer. Det har inte varit möjligt att genomföra en fullständig analys av möjligheter för de olika aktörerna men förslagen ska ses som ett underlag för fortsatt utvecklingsarbete.

Skaksiktning av förorenade jordmassor som ett steg i att minska mängden material för deponering vid saneringsprojektet vid Nässjö Bangård.

Summary

Land development, land remediation and infrastructure projects deal with large quantities of contaminated soil masses. Only a small part of the masses is recycled after treatment and a large part is deposited. At the same time, large quantities of new soil and rock materials must be quarried for construction work. An increased recycling of contaminated masses that is environmentally sound and safe from a human health perspective would make an important contribution to the improved resource management that characterizes a circular economy. This would lead to reduced transports, reduced volumes of deposited waste and a more sustainable management of contaminated masses.

The project has analyzed various instruments in society with a view to examining the obstacles and opportunities for increased recycling of contaminated soil masses. The socio-economic benefits to society with an increased recovery of contaminated soil masses have been described in general terms. A method has been developed to provide different actors with a tool for classifying the suitability of soil masses for environmentally- and health-safe reuse. Such a method provides greater competitiveness of entrepreneurs with the ability and knowledge to carry out such recycling.

The overall conclusion of this work is that there are significant potential socio-economic benefits from an increased recovery of contaminated soil masses. Several possible measures have been identified that could be useful to lead to an increase in the recovery of contaminated soil slabs in society:

- Better adaptation of the environmental quality requirements of soil masses to the actual land use of the area where recycled masses can be potentially used
- Reduced administration for using recycled masses
- Increase the allowed storage time before disposal
- Increase the requirements for treatment of masses before disposal
- Introduce taxes on masses that are possible to pre-treat before disposal
- Introduce landfill tax and increase landfill fees for inert soil masses
- Increased on-site treatment (*in situ* and *ex situ*)
- Introduce more innovative procurement and choice between execution or turnkey contracting
- Calculate key figures for the recycling of contaminated soil masses
- Develop and apply a standardized and well-founded classification of different the environmental and technological potential of masses for recycling. A proposed method has been developed and described in this study.

Recycling of soil masses thus requires consideration of a variety of factors. The focus of the classification methodology developed here is on the environmental and technical characteristics of the soil mass. However, as described above, for the soil

mass to be recycled also conditions other than the environmental and technical characteristics of the masses need to be fulfilled. We therefore propose that the classification of soil masses be seen as part of a step-by-step process in which different actors in society must act in order for increased recycling to be possible. We propose that the step-by-step process of circular management of contaminated masses, as well as for other types of waste, should, as far as possible, be based on the so-called "waste hierarchy". In order to promote an increased degree of recycling, some efforts have been proposed that different actors can implement within the different levels of the waste hierarchy. It has not been possible to carry out a full analysis of opportunities for the various actors, but the proposals should be seen as a basis for a further development.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Inom projekt som rör stadsutveckling, efterbehandling av förorenade områden och infrastruktur hanteras stora mängder mer eller mindre förorenade jordmassor. Endast en mindre del av dessa massor återvinns efter behandling, men en stor del deponeras. Samtidigt används stora mängder jungfruligt jord- och bergmaterial för återfyllnad och olika typer av anläggningsarbeten. Att slutdeponera stora mängder jordmassor är ett ohållbart sätt att hantera materialresurser, vilket idag uppmärksammas i internationella certifieringssystem inom byggsektorn, exempelvis CEEQUAL.

Det påpekas dessutom ofta att efterbehandlingen av förorenade områden i Sverige går långsamt och har en låg innovationsgrad (se Naturvårdsverket, 2016a: Lägesbeskrivning av arbetet med efterbehandling av förorenade områden 2015. Naturvårdsverket Skrivelse 2016-04-07). Det finns ett stort behov av innovativa tekniker för att göra efterbehandlingen mera effektiv. Detta gäller i hög grad hanteringen av de jordmassor som av olika skäl, exempelvis byggtekniska, måste schaktas bort.

Det finns idag både ekonomiska och administrativa hinder i Sverige för en ökad återvinning av förorenade jordmassor. Exempel på ekonomiska hinder är att deponering av förorenade massor är mycket billigt, beroende på hög deponikapacitet och skattebefrielse på förorenade massor. Exempel på administrativa hinder är att det är en omfattande process att erhålla miljötillstånd för återvinning av andra massor än de som klassificeras som ”ringa risk”, även om massorna uppnår acceptabel risknivå för den specifika användningen, exempelvis vägbyggnad eller bullervall. Här saknas allmänt accepterade metoder för att klassificera och säkerställa jordens kvalitet med avseende på dess användning.

En ökad grad av miljö- och hälsomässigt säker återvinning av förorenade massor inom bygg-, sanerings- och anläggningsprojekt skulle vara ett viktigt bidrag till den förbättrade resurshushållning som kännetecknar en cirkulär ekonomi. Det skulle medföra minskade transporter, minskade volymer av deponerade farliga ämnen, vilket är ett uttalat mål i samhället (se Naturvårdsverket, 2004: Deponering av avfall. Naturvårdsverkets Handbok 2004:2), samt ett mera effektivt efterbehandlingsarbete av förorenade områden. Idag saknas emellertid metodik för att systematiskt utvärdera lämpligheten av återvinning av jordmassor med hänsyn till samhällsekonomiska effekter, tekniska egenskaper samt miljö- och hälsorisker med avseende på massornas specifika användning.

1.2 Syfte och målsättning

Det övergripande syftet med projektet är

> *Att undersöka nyttorna för samhället med en ökad återvinning av förorenade jordmassor samt utarbeta en innovativ metod för att klassificera jordmassor som inte medför oacceptabla miljö- och hälsorisker.*

Specifika målsättningar för att uppnå detta syfte är att

1. Genom tydliga exempel visa vilka samhällsekonomiska konsekvenser en ökad återvinning av förorenade jordmassor kan ha. På så sätt bidrar projektet till att visa hur en ökad återvinning kan leda till samhällsnytta.
2. Beskriva exempel på hur samhället kan påverka återvinningstakten och hur effektiva olika åtgärder/styrmedel skulle kunna vara. På så sätt bidrar projektet till att visa hur en ökad återvinning bör genomdrivas i praktiken.
3. Utveckla en process och innovativ metod för att bedöma lämpligheten att återvinna förorenade massor med avseende på samhällsekonomiska effekter, dess tekniska egenskaper samt miljö- och hälsorisker med avseende på massornas specifika användning. På så sätt bidrar projektet till en praktisk metod för en miljömässigt, hälsomässigt, tekniskt och samhällsekonomiskt rimlig återvinning.

Projektet syftar till att skapa ett underlag för en mera cirkulär hantering av förorenade massor, där åtgärdande av ett miljö- och hälsoproblem på ett hållbart sätt får en tydlig samhällsnytta. Det skulle också genom minskade material-, transport- och deponikostnader påtagligt öka konkurrenskraften hos de entreprenörer (privata aktörer) som har förmåga och kunskap att bedriva en sådan återvinning. Projektet kan ses som ett bidrag till en i grunden långsiktigt förändrad syn på hantering av förorenade jordmassor i Sverige.

1.2 Deltagare

Medverkande organisationer i projektet är Chalmers tekniska högskola (kompetenscentrum FRIST), entreprenadföretagen RGS Nordic, NCC och Renova, kunskapsföretaget Anthesis samt myndigheter inom kommun och länsstyrelse. Entreprenadföretagen tillför sakkunskap kring masshantering och myndigheterna tillför nödvändig kompetens kring lagstiftning och tillsynsfrågor. Anthesis tillför expertis kring samhällsekonomiska lönsamhetsberäkningar som tar hänsyn till naturresurs-, miljö- och hälsoaspekter samt styrmedelsanalys.

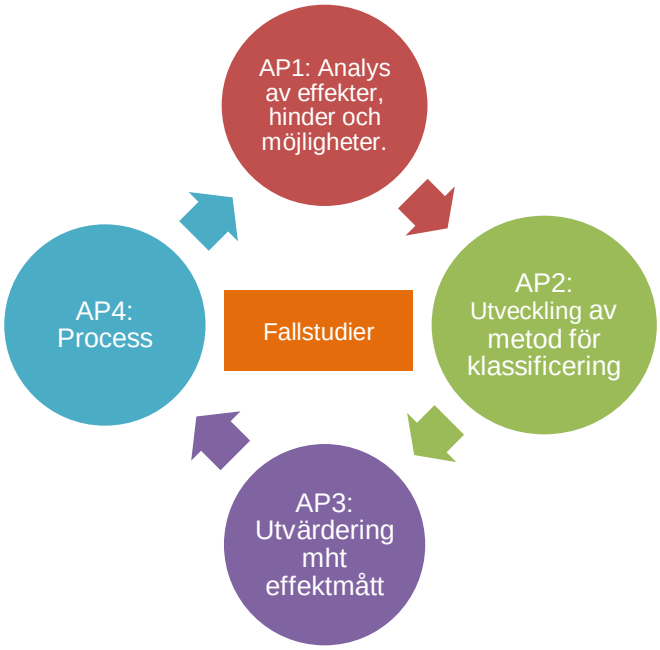
2 Genomförande

2.1 Projektets struktur

Projektet har omfattat teoretiska studier, metodutveckling samt analys och tillämpning i fallstudier. Fallstudierna har varit centrala i projektet för att analysera hinder och möjligheter för en ökad cirkulär hantering av förorenade massor i Sverige samt för att praktiskt testa den metodik för klassificering av jordmassor som utvecklas i projektet.

Projektet har genomförts i samverkan mellan Chalmers, Anthesis och entreprenadföretagen RGS Nordic, NCC och Renova. Samverkan har också skett med myndigheter vid länsstyrelse och kommun.

Projektet har omfattat fyra arbetspaket samt projektadministration och rapportering, se Figur 2-1.



Figur 2-1. Principiell beskrivning av projektets arbetspaket (AP).

Arbetspaketen beskrivs kortfattat nedan.

Arbetspaket 1:

- Val av två fallstudieprojekt.
- Analys av vilka samhällsekonomiska effekter återvinning av förorenade massor inom dessa projekt kan ge, med avseende på exempelvis deponikostnader, efterfrågan på massor, transportkostnader, luftutsläpp, olycksrisker, hälsoeffekter, etc, i ett livscykelperspektiv. Analysen görs i enlighet med gängse metoder för miljö- och samhällsekonomisk värdering.

Resultaten av analyserna bidrar till uppfyllandet av den specifika målsättningen (1) ovan.

- Kartläggning av befintliga ekonomiska och administrativa hinder för ökad återvinning Utvärdering med hjälp av styrmedelsanalys av hur införandet eller ändringar av olika styrmedel kan förväntas påverka olika aktörers incitament till återvinning. Utvärderingen görs utifrån befintlig information av olika styrmedels effekter samt undersökning av olika aktörers uppfattningar om dessa effekter.

Arbetspaket 2:

- Utarbetande av metod för klassificering. Den innovativa metoden baseras på statistiska metoder för felklassificering av jordvolymer (uppskattning av felet att godkänna en volym som inte borde godkännas samt felet att inte godkänna en volym som borde godkännas). Deltagande forskare vid Chalmers arbetar idag med utveckling av sådana metoder med avseende på föroreningshalt kopplat till miljö- och hälsorisker. I det föreliggande projektet krävs att denna metodik görs mera flerdimensionell för att omfatta också kravnivåer rörande teknisk användbarhet och ekonomisk lönsamhet. Den statiska analysen av olika typer av jordmassor möjliggörs och valideras genom omfattande tester i samverkan med entreprenadföretagen. Metoden görs praktiskt användbar genom att resultaten från de statistiska analyserna används som underlag för framtagande av s.k. typmiljöer för karakterisering av jordmassors tekniska, miljömässiga, statistiska och ekonomiska egenskaper. Metoden, som utvecklas i samråd mellan entreprenörer och tillsynsmyndigheter, kommer att kunna ge ett allmänt accepterat beslutsstöd som är nödvändigt för att rutinmässigt bedöma jordmassor och åstadkomma en mer effektiv och cirkulär hantering av förorenade massor.

Arbetspaket 3:

- Utvärdering med avseende på definierade effektmått (preliminärt med avseende samhällsekonomiska effekter och mängd återvunnet material). Effekterna exemplifieras genom fallstudieprojekten, vilket utgör en grund för att försöka beskriva effekterna i stort i samhället av en ökad återvinning av förorenade jordmassor.

Arbetspaket 4:

- Beskrivning av en process för en ökad återvinning av förorenade jordmassor. Det antas här att en lämplig process är att följa den s.k. avfallstrappan. Insatser som olika aktörer kan göra för att möjliggöra en ökad grad av återvinning av förorenade massor identifieras.

2.2 Rapportens delar

Arbetets resultat redovisas i denna rapport enligt det upplägg som beskrivs i Figur 2-2.

Kartläggning av hinder och möjligheter	•Beskrivning av rådande styrmedel och analys av hinder och möjligheter för ökad återvinning. Kapitel 3.
Fallstudier	•Beskrivning av två fallstudier (Hjulta och Nässjö bangård) som underlag för samhällsekonomisk analys. Kapitel 4 och 5.
Samhällsekonomisk analys	•Beskrivning av återvinning av förorenade jordmassor ur samhällsekonomisk synvinkel. Återkoppling till fallstudierna. Redovisning av förslag till möjliga nyckeltal. Kaptiel 6.
Metodik för klassificering av jordmassor	•Beskrivning av metodik utvecklad för klassificering av förorenade jordmassors miljömässiga och tekniska kvalitet. Process för användning av metod. Kapitel 7.
Slutsatser och rekommendationer	•Beskrivning av slutsatser, nyttiggörande och nästa steg. Kapitel 8.

Figur 2-2. Beskrivning av rapportens upplägg.

3 Kartläggning av hinder och möjligheter

Detta kapitel fokuserar på att identifiera de hinder och möjligheter som rådande styrmedel på avfallsområdet innebär för en ökad återvinning av jordmassor. Kapitlet inleds med en beskrivning av nuläget vad gäller uppkomna och behandlade jordmassor inom respektive avfallsklass, i syfte att ge en bild av problematiken och i förlängningen en förståelse för hur styrmedel bör riktas och förändras för att skapa största positiva förändring för samhället.

3.1 Uppkomna och behandlade massor

Vid schaktning uppkommer stora mängder massor som måste omhändertas. Massorna kan vara allt från opåverkade massor med naturliga bakgrundshalter till kraftigt förorenade massor som klassas som farligt avfall. Schaktmassor kan uppkomma vid grävarbeten vid stora infrastrukturprojekt (t.ex. vägar och järnvägar), exploateringsprojekt (markarbeten och byggande) samt vid efterbehandling av förorenade områden (Flyhammar, 2017). Avfall indelas i farligt eller icke-farligt avfall. Farligt avfall är sådana massor som innehåller höga halter av föroreningar som kan vara skadliga för miljön eller människors hälsa. Till exempel kan det farliga avfallet vara giftigt, brandfarligt, fosterskadande eller cancerframkallande.

Enligt avfallshierarkin (15 kap. 10 § MB) ska den som behandlar avfall säkerställa att avfall i första hand återvinns genom att det förbereds för återvinning, i andra hand materialåtervinns, i tredje hand återvinns på annat sätt och i fjärde hand bortskaffas. Prioriteringsordningen gäller under förutsättning att det är miljömässigt motiverat och ekonomiskt rimligt. Tabell 3-1 visar uppkommet avfall och behandlat avfall[1], uppdelat på farligt respektive icke-farligt avfall år 2014 och 2016. År 2016 stod branschen byggverksamhet (inkluderar även rivnings- och anläggningsverksamhet) för 98 procent av uppkomna icke-farliga jordmassor och 46 procent av uppkomna farliga jordmassor. Störst mängd farliga jordmassor kom från tjänstebranscherna (48 procent), t.ex. offentlig förvaltning som sjukhus, försvar och flygplatser (Naturvårdsverket, 2018).

Med förbehandling av avfall menas t.ex. demontering, fragmentering, krossning och sortering av avfall eller biologisk behandling av förorenad jord. Vid förbehandling uppkommer sekundära avfall som i sin tur måste för- eller slutbehandlas. Slutbehandling innebär materialåtervinning, annan återvinning eller bortskaffande. Med annan återvinning menas energiåtervinning, användning som konstruktionsmaterial (på eller utanför deponier), återfyllning och markspridning. Bortskaffning inkluderar deponering eller förbränning utan energiåtervinning. Under år 2016 slutbehandlades jordmassor genom att antingen användas som konstruktionsmaterial (2,4 Mton IFA; 0,11 Mton FA) eller för återfyllning (0,2 Mton IFA) eller genom deponering (2,5 Mton IFA; 0,36 Mton FA).

[1] Från och med 2016 användes en ny metod för att beräkna mängden behandlat bygg- och rivningsavfall, där behandling av jordmassor (t.ex. sortering) rapporterades tydligare.

Tabell 3-1. Mängd uppkomna och behandlade jordmassor i antal ton, fördelat på icke-farligt och farligt avfall, för åren 2014 och 2016. Statistiken för behandling omfattar det avfall som importerades till Sverige för behandling men däremot inte avfall som uppkom i Sverige och exporterades för behandling utomlands (Naturvårdsverket, 2018).

	Uppkomna massor			
	Icke-farligt avfall		Farligt avfall	
	2014	2016	2014	2016
Mängd (ton)	5 100 000	5 100 000	590 000	347 000
	Behandling (inkluderar importerat avfall)			
Förbehandling	170 000	301 000	260 000	322 000
Återvinning	3 300 000	2 600 000	110 000	111 000
Deponering	1 600 000	2 500 000	220 000	362 000

3.2 Lagstiftning och styrdokument

Detta delkapitel tar upp de styrmedel som finns på avfallsområdet för att utifrån dessa identifiera hinder och möjligheter. Det går inledningsvis igenom lagstiftning som gäller alla uppkomna avfallsmassor oavsett ursprung. Vi belyser sedan särskilda lagar och styrdokument som gäller hanteringen av jordmassor från infrastrukturprojekt respektive efterbehandlingsåtgärder. I Bilaga A finns en sammanställning av de viktigaste paragraferna under respektive lagtext som nämns i delkapitlet, uppdelat på administrativa och ekonomiska styrmedel.

3.3 Allmän lagstiftning inom avfallsområdet

Den svenska definitionen på avfall som finns i Miljöbalken bygger på avfallsdefinition i EU:s ramdirektiv för avfall (2008/98/EG). Enligt 15 kap. 1 § MB avses med avfall varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med. Avfallskategorierna finns angivna i bilaga 4 till avfallsförordningen (2011:927). Avfallen är indelade efter kapitel (tvåsiffrig kod) och underkapitel (fyrsiffrig kod). Avfallskoder som är markerade med en asterisk (*) anger att avfallen är farligt avfall. Schaktmassor ingår i avfallskategori 17 Bygg- och rivningsavfall (även uppgrävda massor från förorenade områden) under någon av koderna

17 05 03* Jord och sten som innehåller farliga ämnen eller

17 05 04 Annan jord och sten än den som anges i 17 05 03*.

Avgörande för hanteringen av uppkomna jordmassor är om de är att betrakta som avfall eller ej. Bedömningen av om ett material är avfall eller inte ska göras mot bakgrund av syftet med avfallsdirektivet, d.v.s. att skydda miljön och människors hälsa. Av 15 kap. 1 § andra stycket MB framgår att restprodukter som uppkommit i en tillverkningsprocess under vissa förhållanden kan vara biprodukter istället för avfall. Naturvårdsverket gör bedömningen att schaktmassor som uppstår vid t.ex. vägbyggen inte kan räknas som biprodukter enligt denna paragraf, eftersom de inte är en del av en tillverkningsprocess (Naturvårdsverket, 2016a). Efter fastställande att materialet är avfall kan det enligt 11 § avfallsförordningen (2011:927) därefter göras en bedömning om massorna uppfyller kriterierna för undantag. Naturvårdsverket bedömer att icke-förorenad jord och annat naturligt material inte är att betrakta som avfall, om massorna grävs upp och används på den plats där grävningen utfördes inom rimlig tidsrymd, enligt denna paragrafs tredje punkt (Naturvårdsverket, 2016a).

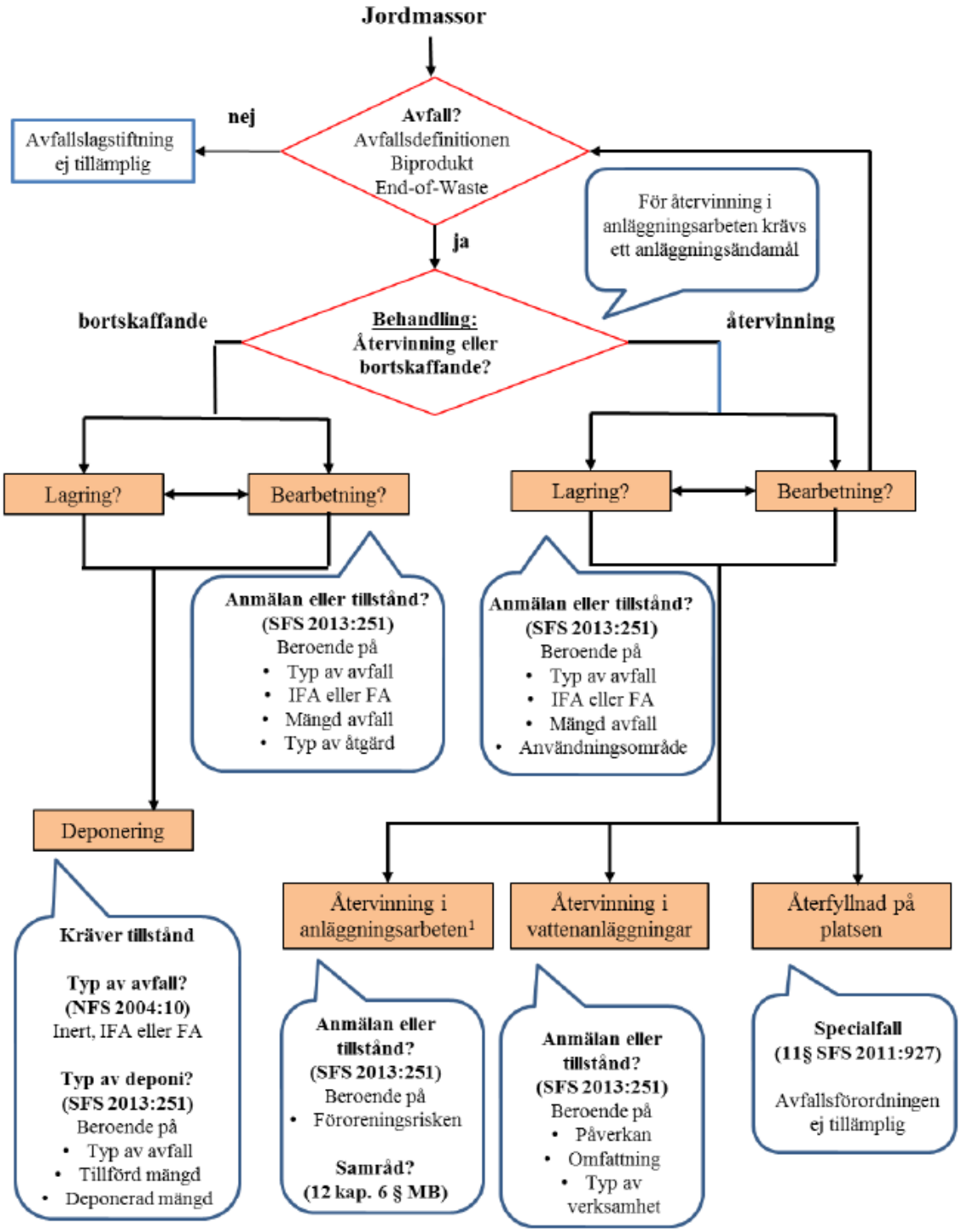
Sammanfattningsvis kan det konstateras att alla massor som lämnar platsen därmed är att betrakta som avfall. Även icke-förorenade massor kan alltså vara avfall, det utesluter dock inte att de kan nyttiggöras (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2018). Behandling av schaktmassor som inte klassas som avfall (och alltså ska återvinnas inom projektet på den plats där grävningen utfördes) omfattas dock av kemikalie- och produktlagstiftningen, som t.ex. REACH-förordningen, och verksamhetsutövaren ska beakta de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB. Aktuell tillsynsmyndighet kan även ställa krav på försiktighetsmått med stöd av dessa bestämmelser om detta bedöms vara motiverat (Naturvårdsverket, 2016a).

Hantering av sådana massor som ska återvinnas inom projektet kan dock enligt 4 kap. 6 § miljöprövningsförordningen (2013:251) omfattas av anmälningsplikt C ifall berg, naturgrus eller andra jordarter behöver förädlas eller bearbetas genom sortering och krossning och

1. anläggningen ligger inom område som omfattas av detaljplan eller områdesbestämmelser, eller

2. om verksamheten bedrivs på samma plats under en längre tid än trettio kalenderdagar under en tolvmånadersperiod.

Schaktmassor som klassats som avfall hanteras genom att antingen återvinnas eller bortskaffas. Figur 3-1 visar schematiskt hur uppkomna massor som är avfall ska hanteras och vilken lagtext som styr hanteringen. För jordmassor innebär återvinning i de flesta fall att de används som konstruktionsmaterial i anläggningsändamål eller för återfyllning, och bortskaffning att de läggs på deponi.



Figur 3-1. Beslutsträd för hantering och behandling av uppkomna jordmassor (Flyhammar, 2017).

Återvinning

Enligt 15 kap. 6 § MB betyder återvinning av avfall att vidta en åtgärd som innebär att avfall kommer till nytta genom att ersätta traditionella anläggningsmaterial. Ytterligare en förutsättning för att verksamheten ska räknas som återvinning är att konstruktionen fyller en funktion. Om det inte finns ett anläggningsändamål ska hanteringen inte betraktas som återvinning utan som bortskaffande (Naturvårdsverket, 2010). Exempel på anläggningsändamål för avfall inkluderar anläggningsarbete inom vägar och järnvägar, bullervallar, parkeringsytor eller ytor för annan verksamhet samt deponitäckning ovan tätskikt.

Avfallsmassor kan alltså återvinnas även inne på en deponi, t.ex. i dräneringsskikt, skyddsskikt och/eller i växtetableringsskikt ovan det tätskikt som innesluter deponerat avfall. En sammanfattande benämning för dessa skikt är täckskikt. Syftet med täckskiktet i sluttäckningen är att skydda tätskiktet från skador som kan uppkomma från t.ex. frost eller rötter från växtlighet på deponin. Täckskiktet bör vara minst 1,5 m tjockt (Naturvårdsverket, 2010).

Det är alltid verksamhetsutövaren som har ansvaret att avgöra om återvinning i anläggningsarbeten omfattas av anmälnings- eller tillståndsplikt eller inte. När en anmälan kommer in till tillsynsmyndigheten ska en bedömning göras om den klassning som verksamhetsutövaren gjort avseende anmälnings- eller tillståndsplikt stämmer. Verksamhetsutövaren ska i sitt underlag själv ha skaffat sig en uppfattning om det avfall som ska återvinnas i anläggningsändamål utgör ”mindre än ringa risk, ”ringa risk” eller ”mer än ringa risk”. Naturvårdsverkets handbok 2010:1 om återvinning av avfall i anläggningsarbeten innehåller vägledning om nivåer för när föroreningsrisken är mindre än ringa osv. Tillsynsmyndigheten kan/bör vid behov besluta om att provtagning ska ske för att ytterligare avgöra massornas föroreningsgrad (Länsstyrelsen Skåne, 2017). Föroreningsgraden styr om det är kommunen eller länsstyrelsen som är tillsynsmyndighet. Utgör föroreningen ”ringa risk” krävs anmälan till kommunen som då är tillsynsmyndighet. Är föroreningsgraden ”mindre än ringa risk” så är det en U- verksamhet, dvs det behövs ingen anmälan, och kommunen är även i det fallet tillsynsmyndighet. Om användningen innebär att naturmiljön förändras väsentligt ska dock ett samråd enligt MB 12:6 upprättas. Länsstyrelsen blir då tillsynsmyndighet. Tillstånd krävs för verksamheten endast om föroreningshalten är ”mer än ringa risk” (miljöprövningsförordningen 29 kap. 34 §). Tillstånd söks enligt 9 kap. miljöbalken hos länsstyrelsen, och länsstyrelsen är i det fallet tillsynsmyndighet.

Återvinningsprocessen kan dessutom inkludera förbehandling eller lagring vilket framgår av bilaga 2 till avfallsförordningen (2011:927). Lagring (tidigare benämnt mellanlagring) av avfall är anmälningspliktig om den totala avfallsmängden vid något enskilt tillfälle är större än 10 ton, och tillståndspliktig om lagring sker av farligt avfall eller mängden är större än 10 000 ton samt lagras kortare tid än tre år innan avfallet återvinns eller behandlas (miljöprövningsförordningen 29 kap. 1 och 2 §§). Tillståndsplikten träder in vid 30 000 ton om avfallet är tänkt att senare användas för byggnads- eller anläggningsändamål, vilket borde vara fallet för schaktmassor (Länsstyrelsen Skåne, 2017). Om lagring i väntan på bortskaffning eller återvinning

överskrider 1 respektive 3 år ligger massorna olovligen på platsen, och behöver flyttas till en anläggning med tillstånd för deponering (Länsstyrelsen Skåne, 2017).

Bortskaffning

Bortskaffande av jordmassor och annat avfall genom deponering regleras av bestämmelser i deponeringsförordningen (2001:512). I förordningen finns definitioner av farligt avfall, icke-farligt avfall samt inert avfall. Med inert avfall avses material som inte genomgår några väsentliga fysikaliska, kemiska eller biologiska förändringar under lagring. Det inverkar inte heller på andra material som det kommer i kontakt med på ett sätt som kan orsaka skador på miljön eller människors hälsa.

Endast avfall som har behandlats får deponeras enligt 14 § i deponeringsförordningen. Behandling innefattar fysikaliska, termiska, kemiska eller biologiska metoder, inklusive sortering, som ändrar avfallets egenskaper så att dess mängd eller farlighet minskas, hanteringen underlättas eller återvinning gynnas. Syftet med att endast behandlat avfall får deponeras är att deponin skall få en så säker utformning som möjligt utifrån riskerna med avfallet som skall deponeras. Inert avfall är undantaget från denna skyldighet om en behandling inte är tekniskt genomförbar eller miljömässigt motiverad. Eftersom begreppet behandling i 14 § avser allt från användning av biologiska metoder till sortering är det osäkert vilken typ av behandling som skall anses vara miljömässigt motiverat eller tillräcklig för att avfallet skall få deponeras (Naturvårdsverket, 2004). Det förutsätts dock i allmänhet att alternativa omhändertaganden av avfall övervägts, men inte ansetts lämpliga eller möjliga, innan det skickas på deponi. Även hänsynsreglerna i 2 kap. MB bör ge stöd för att kunna ställa krav på behandling. Enligt Naturvårdsverkets handbok 2004:2 är deras allmänna råd att ”sortering av avfall vid källan eller vid en återvinningsanläggning bör i vissa fall kunna anses vara tillräcklig behandling”.

I deponeringsförordningen (2001:512) finns också listat vilka typer av avfall som inte får deponeras, däribland brännbart avfall i 9 § och organiskt avfall i 10 §. Dessa måste därmed alltid sorters ut från schaktmassor innan avfallet får skickas till deponi.

För att uppgrävda massor ska kunna hanteras på rätt sätt och av rätt mottagare så krävs det att representativa prov tas ut och analyseras på relevanta parametrar (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2018). Metoder för provning av relevanta parametrar (t.ex. utlakning och organiskt innehåll) samt provtagning framgår i Naturvårdsverkets författningssamling 2004:10. I 20 § anges att provtagning av avfall skall ske enligt en provtagningsplan som skall utarbetas i enlighet med standard för karakterisering av avfall[2]. Enligt 24 § i samma föreskrift får vissa avfall tas emot vid deponier för inert avfall utan att behöva genomgå provning, exempelvis glas, tegel, betong samt jord som inte innehåller några farliga ämnen. Dit räknas vanligtvis schaktmassor (inom avfallskod 17 05 04 jord och sten), undantaget massor som kommer från förorenade områden. Provning ska dock ske om det finns anledning att misstänka att avfallet överskrider uppsatta gränsvärden för utlakning och totalhalt av organiska parametrar, vilket det kan göra om massorna tas från t.ex. ett industriområde, stadsmiljö eller liknande. Övrigt avfall som inte klassificeras som

[2] Preliminär standard prEN 148993: Characterization of waste – Sampling of waste materials – Framework for preparation of a sampling plan preparation.

farligt avfall enligt avfallsförordningen (2001:1063) får läggas på en deponi för icke-farligt avfall. Enligt 27 § NFS 2004:10 får icke-farligt avfall tas emot vid deponier för icke-farligt avfall utan att ha genomgått provning.

Jordmassor kan även innehålla halter av föroreningar som gör att de klassificeras som farligt avfall enligt avfallsförordningen (avfallskod 17 05 03* Jord och sten som innehåller farliga ämnen). Paragraf 34 och 35 i NFS 2004:10 anger gränsvärden för utlakning resp. halt totalt organiskt kol (TOC) och glödförlust (gf) för när farligt avfall får läggas på deponi för farligt avfall. Överskrids dessa värden måste avfallet förbehandlas ytterligare innan det får deponeras (Naturvårdsverket, 2007).

Lagen (1999:673) om skatt på avfall, mer känt under namnet deponiskatten, trädde i kraft 1 januari 2000. Avsikten med lagen var att öka de ekonomiska drivkrafterna för att framför allt styra bort avfall från deponering och mot en behandling som är bättre ur miljö- och naturresurssynpunkt. Enligt 1 § ska avfallsskatt betalas till staten för avfall som förs in till en avfallsanläggning där farligt avfall eller annat avfall till en mängd av mer än 50 ton per år slutligt förvaras (deponeras) eller förvaras under längre tid än tre år. Skatten är platt vilket betyder att alla (för år 2019) betalar 520 kronor i skatt per ton avfall som deponeras oavsett avfallsslag. Skattskyldig är den som bedriver verksamheten på den aktuella anläggningen. Avfallsskatten bestäms på grundval av vägning.

Från huvudregeln i § 1 görs vissa undantag som ger skattebefrielse. Den kan komma till uttryck på två sätt, endera genom undantag från skatteplikt eller rätt till avdrag från skatten (Naturvårdsverket, 2013). Skatteplikt gäller enligt 3 § inte för anläggningar där deponering sker uteslutande av vissa avfallsslag, till exempel jord, grus, lera, skiffer, kalkstoft, kalksten eller annan sten, bergrester och avfallssand från gruvindustriell verksamhet, eller radioaktivt avfall.

För vissa användningsområden och avfallsslag kan istället avdrag (för hela skattebeloppet) medges. I 10 § anges att avdrag till exempel får göras för skatt på avfall som förts ut från anläggningen eller som använts för driften av anläggningen, för konstruktionsarbeten inom anläggningen samt för att där åstadkomma en miljösäker deponering eller förvaring. Avdrag medges även för skatt på olika konventionella avfallsslag enligt 11 §. Konventionellt avfall är sådant avfall som består av uttjänta produkter, varor, förpackningar och annat avfall som inte är en direkt följd av industriell produktionsprocess eller verksamhet, till exempel hushållsavfall men även förorenad jord från marksanering (Naturvårdsverket, 2013). **Förorenad jord från marksanering** tolkas av författarna till denna rapport som all jord som inte kan återvinnas på plats efter schaktning, dvs. massor som inte klarar platsspecifika riktvärden alternativt Naturvårdsverkets generella riktvärden (beroende på vad området ska användas till efter sanering och gällande kriterier för återfyllnadsmassor). Det gäller alltså inte uteslutande farligt avfall.

Den kostnad som betalas på avfallsanläggningar (mottagningsavgift eller tippavgift) består av en deponiavgift samt eventuell deponiskatt. Deponiavgiften för schaktmassor varierar kraftigt i landet, skillnaden är generellt stor mellan landsbygd och stad, och beror på hur mycket som schaktas i närområdet. Kostnaden varierar också med anläggningens kapacitet för tillfället. Tabell 3-2 visar ett exempel på

mottagningsavgifter från en behandlingsanläggning i Göteborg (RGS Nordic), där massor behandlas/sorteras innan de går till deponi. Icke-förorenade jordmassor som kan användas för driften av en deponi har vanligtvis väldigt låga avgifter, och kan till och med tidvis vara helt avgiftsfria på vissa mottagningsanläggningar.

Tabell 3-2. Tabell med exempelkostnader på mottagningsavgifter för jordmassor med olika grader av förorening, från en behandlingsanläggning i Göteborg tillhörande RGS Nordic. Kostnaderna gäller för år 2020.

Mottagning av material	**Pris i kr per ton exkl. moms**
Jord <KM (under KM)	175
Jord KM-MKM	320
Jord, oljeförorenad MKM-FA (IFA)	395
Jord, metallförorenad MKM-FA (IFA)	395
Jord, PAH förorenad	395
Jord, >FA (över FA), metallförorenad	650
Jord, >FA (över FA) PAH-förorenad	650
Jord, >FA (över FA), oljeförorenad	650
Jord till klassificering, tilläggskostnad vid oklassat	120 kr/ton, dock minst 4200 kr

3.3.1 Infrastrukturprojekt

Byggande av väg och järnväg hanteras i väglag (1971:948) respektive lag (1995:1649) om byggande av järnväg, såvida inte aktuell fråga också har prövats eller ska prövas genom detaljplan enligt plan- och bygglagen (2010:900).[3] Detta gäller bl.a. upprättande av miljökonsekvensbeskrivning, samråd om lokalisering och utformning samt kungörande (Trafikverket, 2014).

I väglagen används begreppet väghållning vilket omfattar både byggandet och drift av allmän väg (4 §). Den som ansvarar för väghållningen benämns väghållare. Som huvudregel är staten genom Trafikverket väghållare för allmänna vägar (6 §). Kommuner kan efter beslut från Trafikverket vara väghållare för allmänna vägar inom hela eller delar av kommunens område, om det främjar en god och rationell väghållning (5 §). Inom tätorter är det ofta kommunen som är väghållare. Trafikverket ansvarar för långsiktig planering av transportsystemet för vägtrafik, järnvägstrafik, sjöfart och luftfart samt för byggande, drift och underhåll av statliga vägar och järnvägar. Trafikverket får bl.a. ta fram föreskrifter för processen vid byggandet av vägar och miljökonsekvensbeskrivningar. Vid byggandet av väg är tidigare Vägverkets föreskrifter (VVFS 2007:223) om samråd och miljökonsekvens-beskrivning m.m. vid förstudie, vägutredning och arbetsplan en viktig reglering. Även miljöbalken är en central reglering vid prövningen av byggandet av vägar och miljöbalkens regler ska tillämpas parallellt med väglagen. I 17 kap. MB framgår att regeringen ska ta ställning till och tillåtlighetspröva vissa vägar och järnvägar. Trafikverket ska årligen underrätta regeringen om vilka projekt som de anser ska

[3] När kommunen upprättar sin översiktsplan ska kommunen redovisa hur man ska tillgodose utpekade riksintressen för både befintliga och tillkommande infrastrukturanläggningar. Trafikverket ska i sin tur i beslutet om fastställelse av en väg- eller järnvägsplan ange om den prövade anläggningen, verksamheten eller åtgärden går att förena med den för området gällande översiktsplanen. En MKB som är upprättad för en detaljplan och ska användas för en väg- eller järnvägsplan ska vara aktuell och tillräcklig för det planärendet.

tillåtlighetsprövas. Tidigare gällde obligatorisk tillåtlighetsprövning för motorvägar med fyra körfält resp. järnvägar avsedda för fjärrtrafik. Trafikverkets bedömning är att de projekt som även fortsättningsvis bör prövas är de stora, komplexa projekt där det finns alternativa sträckningar/utformningar att överväga samt flera starka och svårförenliga intressen, eller betydande risker beträffande kostnader och omgivningspåverkan.

Enligt 14a § väglag (1971:948) och 2 kap. 1 § lag (1995:1649) om byggande av järnväg ska den som avser att bygga en väg/järnväg upprätta en vägplan/järnvägsplan. Vägplanens innehåll och underlag till planen bestäms enligt följande paragrafer i väglag (1971:948);

- 16 a § Vägplanen ska innehålla en karta över det område som planen omfattar. Kartan ska visa vägens sträckning och huvudsakliga utformning samt den mark eller det utrymme och de särskilda rättigheter som behöver tas i anspråk för vägen och för att bygga vägen.

  Planen ska också innehålla uppgifter om
  1. skyddsåtgärder och försiktighetsmått som ska vidtas för att förebygga störningar och andra olägenheter från trafiken eller anläggningen,
  2. verksamheter eller åtgärder som enligt bestämmelser i miljöbalken ska undantas från förbud eller skyldigheter enligt balken, och
  3. åtgärder som undantas från krav på bygglov för upplag, materialgårdar, murar, plank och transformatorstationer med stöd av ett medgivande från berörd kommun.

  Tillsammans med planen ska följande underlag finnas:
  1. en redovisning av motiven till valet av lokalisering och utformning av vägen,
  2. en sammanställning av de synpunkter som kommit fram under samrådet och uppgift om hur synpunkterna har beaktats (samrådsredogörelse),
  3. en miljökonsekvensbeskrivning eller, om ett vägprojekt inte kan antas medföra en betydande miljöpåverkan, uppgifter om verksamhetens förutsebara påverkan på människors hälsa och på miljön, och
  4. de övriga uppgifter som behövs för att genomföra projektet.

- 16 b § En miljökonsekvensbeskrivning ska uppfylla kraven i 6 kap. 35 och 37 §§ miljöbalken och föreskrifter som har meddelats i anslutning till dessa bestämmelser.

En identisk formulering vad gäller en järnvägsplans innehåll finns i 2 kap. 9–10§§ av lag (1995:1649) om byggande av järnväg.

När frågan om att fastställa planen avgörs ska en identifiering, beskrivning och samlad bedömning av miljöeffekterna göras om planen avser ett projekt som kan antas medföra en betydande miljöpåverkan. Länsstyrelsen fattar beslut om projektet kan antas medföra en betydande miljöpåverkan och godkänner upprättad MKB.

Väglagens 11 § anger att fråga om byggande av väg ska prövas av Trafikverket efter samråd med länsstyrelsen. Enligt 2 kap. 15 § lag om byggande av järnväg ska Trafikverket pröva frågan om att fastställa en järnvägsplan efter samråd med berörda länsstyrelser. Oavsett om Trafikverket själva eller någon annan ska bygga vägen eller järnvägen så ska väg- eller järnvägsplanen fastställas av Trafikverket (Trafikverket, 2014). Till begäran om fastställelse ska även bifogas länsstyrelsens beslut om betydande miljöpåverkan, länsstyrelsens yttrande över väg- eller järnvägsplanen samt övriga handlingar som visar att den formella handläggningen har genomförts i enlighet med respektive lag. Om länsstyrelsen inte tillstyrker väg- eller järnvägsplanen inför fastställelse, och Trafikverket och länsstyrelsen har olika uppfattning, ska Trafikverket överlämna frågan om att fastställa planen till regeringen. Enligt väglagen 3a § är fastställande av vägplan att jämställas med meddelande av tillstånd enligt miljöbalken.

För att kunna precisera vilka kvaliteter och funktioner som ska eftersträvas i väg- eller järnvägsprojektet för att tillgodose ändamålet, ska specifika projektmål definieras och dokumenteras i planhandlingarna. Utgångspunkt för projektmålen är ändamålet, de transportpolitiska målen samt andra relevanta regionala och lokala samhällsmål. Projektmål kan handla både om att skapa nya kvaliteter och funktioner och bibehålla eller vidareutveckla befintliga. Projektmålen ska styra ambitionsnivå, standard och de lösningar som väljs för projektet i olika avseenden och ska bidra till att ändamålet tillgodoses (Trafikverket, 2014).

Den som avser att bygga väg eller järnväg, d.v.s. exploatören/beställaren (Trafikverket om det handlar om allmän väg), skall vid upphandlingen se till att följande dokument finns tillgängliga för entreprenören/utföraren:

- Administrativa föreskrifter (AF)
- Objektspecifik teknisk beskrivning (OTB) vid totalentreprenad alt. teknisk beskrivning (TB) vid utförandeentreprenad
- Kontrollprogram

Entreprenören ansvarar för att ta fram masshanteringsplan samt schaktplan under byggskedet. Byggnads- och entreprenadarbeten i ett, känt eller okänt, förorenat område kan medföra att föroreningar frigörs och sprids. Exploatören kan då också bli ansvarig för utredning och efterbehandling (Länsstyrelsen Östergötland, 2013). Enligt miljöbalkens upplysningsskyldighet (10 kap 11 §) ska den som brukar eller äger en fastighet genast underrätta tillsynsmyndigheten (se mer om vilken det är i 3.2.3) om en förorening upptäcks på fastigheten, som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Detta gäller oavsett om området tidigare ansetts förorenat. Kravet omfattar alla typer av brukare, inklusive en exploatör. Ansvarsfördelningen för eventuell sanering kan specificeras t.ex. i de administrativa föreskrifterna.[4]

[4] Administrativa föreskrifter E4 Förbifart Stockholm (FSE502 Trafikplats Hjulsta Norra): I de fall entreprenören påträffar oförutsedda markföroreningar ska schaktarbetet omedelbart avbrytas och skyddsarbeten vidtas så att omgivningen skyddas. Beställaren meddelas omedelbart för beslut om vidare hantering och skyddsåtgärder. Beställaren ansvarar i förekommande fall för underrättelse av förorenad mark samt anmälan om efterbehandling av förorenad mark till tillsynsmyndigheten. Entreprenören ska bistå med erforderliga underlag.

3.3.2 Efterbehandling av förorenade områden

Enligt 28 § i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899) är det anmälningsplikt för den som vill vidta avhjälpandeåtgärder. Anmälan handläggs av tillsynsmyndigheten. Länsstyrelsen är tillsynsmyndighet över förorenade områden som kommer från verksamheter som är eller har varit tillståndspliktiga. Kommunen är tillsynsmyndighet över övriga förorenade områden, förutom de som orsakats av försvaret. Tillsynsmyndigheten kan också ålägga den ansvarige att utreda, planera och genomföra efterbehandlingsåtgärder, om det är befogat utifrån risk för skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön (Naturvårdsverket, 2009a). Detta gör då med utgångspunkt i 2 kap. 8 § miljöbalken (ansvar för skadad miljö) och i 10 kap. miljöbalken (verksamheter som orsakar miljöskador).

Den som är juridiskt ansvarig för att i skälig omfattning utföra efterbehandling av förorenade områden är efterbehandlingsansvarig. Lagstiftningen utgår från principen att det är förorenaren, dvs. verksamhetsutövaren, som ska bekosta saneringen, men även en fastighetsägare kan göras ansvarig. När det inte finns någon ansvarig för ett förorenat område kan i vissa fall statliga bidrag sökas för efterbehandlingen.

Naturvårdsverkets vägledningar om förorenade områden från 2009 fastställer roller och ansvar samt vilka dokument och undersökningar som ska göras innan och under efterbehandlingsåtgärder. Där anges även hur åtgärdsmål och åtgärdskrav bör formuleras samt generella riktvärden för förorenad mark. Handledningen finns i tre volymer;

1. Att välja efterbehandlingsåtgärd – En vägledning från övergripande till mätbara åtgärdsmål.
2. Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning.
3. Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning.

Huvudman kallas den som är ansvarig för att genomföra efterbehandlingsutredningar eller efterbehandlingsåtgärder. Huvudmannen kan, men behöver inte, vara samma som efterbehandlingsansvarig. Det är vanligtvis huvudmannen som har det största ansvaret för beslutsprocessen. Det är huvudmannen som fattar de flesta väsentliga besluten under projekttiden, till exempel val av åtgärder. I samband med prövning av verksamheten lämnar huvudmannen förslag till övergripande och mätbara åtgärdsmål samt i vissa fall åtgärdskrav (Naturvårdsverket, 2009a). De mätbara åtgärdsmålen bör ha en tydlig koppling till de övergripande åtgärdsmålen. För vissa åtgärdsalternativ kan det även vara aktuellt med mätbara åtgärdsmål som gäller under genomförandeskedet. Mätbara åtgärdsmål behöver kontrolleras så att måluppfyllelsen kan bekräftas. Detta görs med hjälp av kontrollprogram för utförandekontroll, omgivningskontroll samt referensundersökningar. Syftet med åtgärdskraven är att vägleda och styra entreprenörens utförande av efterbehandlingsåtgärderna och därmed säkerställa uppfyllelse av de övergripande och mätbara åtgärdsmålen. Åtgärdskrav bör vara så detaljerade som möjligt och omfatta samtliga åtgärdsaktiviteter och samtliga medier som ska åtgärdas eller hanteras. Åtgärdskraven kan till exempel inkludera krav på återfyllnings- och ersättningsmassor och utsläppskrav (från muddring och avvattning). Åtgärdskraven fastställs sedan av tillsynsmyndigheten (Naturvårdsverket,

2009a). Genom föreläggande eller förbud meddelas de ytterligare skyddsåtgärder, begränsningar och försiktighetsmått som den anser behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Tillsynsmyndigheten granskar också undersökningsrapporter, riskbedömningar och åtgärdsutredningar (Naturvårdsverket, 2009a).

Entreprenören som utför själva saneringen är normalt underordnad huvudmannen, och har ingen uttalad roll i valet av åtgärder. Däremot är det vanligt att entreprenörer levererar underlag som kan behövas i åtgärdsutredningen, till exempel utredningar av om det förorenade mediet är behandlingsbart. De ansvarar för att ta fram en schaktplan som ska innehålla en detaljerad redovisning av hanteringen av schaktmassorna. Planen ska bl.a. innehålla en planskiss och profil över schaktområdet där klassificering av schaktvolymerna framgår, en detaljerad sammanställning över uppskattade schaktmängder för respektive klass fördelat på tänkt återvinning, återvinning eller deponi. Dessutom behöver entreprenörerna i genomförandeskedet ta del av och infria åtgärdskrav, så att åtgärdernas måluppfyllelse säkerställs.

Naturvårdsverket har sammanställt generella riktvärden för förorenad mark. De anger en föroreningshalt under vilken det inte förväntas några skadliga effekter på människor och miljön. Riktvärdena är dock inte juridiskt bindande. Det innebär heller inte nödvändigtvis att ett överskridande av riktvärden medför negativa effekter (Naturvårdsverket, 2009b). Generella riktvärden är framtagna för två olika typer av markanvändning, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). KM gäller för områden där människor vistas under större delen av tiden, exempelvis bostadsområden. Här finns även skydd för grundvatten, ytvatten och markekosystem. Riktvärden för MKM gäller för områden där människor vistas under en begränsad tid, exempelvis kontorslokaler, industrier och vägar.

Riktvärdena är baserade på totalhaltsanalyser och skiljer sig från bedömnings-grunderna för avfall som även bedöms utifrån utlakning av föroreningar. Riktvärdena för KM och MKM har inte heller tagits fram i syfte att användas som kriterier för återvinning av avfall (Naturvårdsverket, 2009b).

Återfyllning efter schakt sker med hjälp av återfyllningsmassor. Dessa kan antingen vara uppgrävda massor från det aktuella området (behandlade eller obehandlade) eller massor från andra källor (ersättningsmassor). Kraven på återfyllningsmassor bör generellt vara högre för ersättningsmassor än för massor från platsen som återvinns (med eller utan behandling). Man *bör sträva efter* att föroreningshalterna i externa massor ligger under eller så nära de lokala bakgrundshalterna som möjligt. De *bör dock minst* ligga under de lägsta av riktvärdena som gäller för aktuell markanvändning. Om Naturvårdsverkets generella riktvärde är lägre än det platsspecifika använder man det generella och om det platsspecifika är lägre än det generella riktvärdet använder man det platsspecifika (Naturvårdsverket, 2009a). Det är dessutom viktigt att se till att ersättningsmassor inte innehåller andra föroreningar än de som har konstaterats i ett område som efterbehandlas. Detta för att nya föroreningar inte ska tillföras området. Det kan även finnas andra krav som behöver ställas på återfyllnings- och ersättningsmassor, till exempel beträffande jordart, packbarhet, genomsläpplighet och bärförmåga. Samtidigt förordas hushållning med

naturresurser. Användning av återvunna massor bör normalt prioriteras framför användning av jungfruliga massor (t.ex. naturgrus) (Naturvårdsverket, 2009a, Bilaga 4 och 5).

3.4 Möjligheter för ökad återvinning

3.4.1 Borttagande av befintliga hinder

Nedan beskrivs befintliga hinder för återvinning av jordmassor och hur borttagande av dessa skulle kunna öka återvinningen.

Höga krav på fyllnadsmassor minskar möjligheten för att återvinna schaktade massor på plats
Vid framtagande av åtgärdsmål för sanering ställs strängare krav på återfyllnadsmassornas renhet än vad användningen av området kräver. Till exempel kan åtgärdsmål specificera att externa återfyllnadsmassor ska utgöras av jungfruliga massor, även om den tänka användningen av området inte motiverar detta. Enligt Naturvårdsverkets vägledning bör det strävas efter att föroreningshalterna i externa fyllnadsmassor ligger under eller så nära de lokala bakgrundshalterna som möjligt, dock minst under de lägsta av riktvärdena som gäller för aktuell markanvändning. Vägledningen bör precisera när och för vilken typ av markanvändning detta bör eftersträvas, med exempel för när det istället kan räcka med under KM/MKM. Detta skulle kunna leda till ökad resurshushållning av jungfruliga massor och ökad återvinning av andra massor.

Omfattande administration för att få återvinna massor
Samtliga massor som lämnar området anses vara avfall vilket innebär att det omfattas av avfallsförordningen och hanteringen kräver då omfattande administration. Exempelvis måste verksamhetsutövaren innan återvinning avgöra om massorna är anmälnings- eller tillståndspliktiga och då ha skaffat sig en uppfattning om det avfall som ska återvinnas i anläggningsändamål utgör ”mindre än ringa risk, ”ringa risk” eller ”mer än ringa risk”, vilket kräver provning och provtagning för att bestämma föroreningsgraden i termer av både halt och utlakning. Enligt Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 behöver den som planerar att använda avfallet inhämta information om avfallets egenskaper och innehåll för att bedöma om ett avfall kan användas för anläggningsändamål. Om inte relevant och lämplig information redan finns eller är tillräcklig för att beskriva avfallet, så behöver det provtas och provas.

Kort tillåten lagringstid innan deponering
Schaktade massor som inte har ett tänkt återvinningssyfte, kan endast lagras i högst ett år i väntan på deponering. Om tiden för lagring av icke-farligt avfall förlängdes till tre eller t.o.m. fem år skulle möjligheten att med tiden finna en användning för dem öka. Det skulle spara in på eventuellt långväga transporter till deponier vilket i sin tur skulle innebära minskade externa effekter från olika utsläpp. Det kan tänkas att det fortsatta ansvaret för massorna hos ägaren skulle öka incitamenten att finna det bästa och mest kostnadseffektiva sättet att återvinna dem. Arbete genomförs vid flera deponier för att öka materialåtervinning, men massor som väl kommit till deponier blir trots detta i regel kvar där och sluttäcks så småningom när deponicellen är full. Efter det är det väldigt svårt att återvinna massorna. Dessutom skulle initiativ som

t.ex. Optimass och andra marknadsplattformar för schaktmassor potentiellt ha ett större underlag av utbud och därmed få större genomslag.

Återstående hinder är dock platsbrist för tillfällig lagring och höga markpriser, särskilt i stadsnära områden. Att minska hindret med kort lagringstid kan därför förväntas få effekt främst på landsbygden.

Låga krav på behandling innan deponering
Enligt 14 § i deponeringsförordningen får endast avfall som har behandlats deponeras. Behandlingen ska ändra avfallets egenskaper så att dess mängd eller farlighet minskas, hanteringen underlättas eller **återvinning gynnas**. Eftersom begreppet behandling i 14 § avser allt från användning av termiska, kemiska eller biologiska metoder till sortering är det osäkert vilken typ av behandling som skall anses vara miljömässigt motiverad eller tillräcklig för att avfallet skall få deponeras. Naturvårdsverkets allmänna råd är i att ”sortering av avfall vid källan eller vid en återvinningsanläggning bör i vissa fall kunna anses vara tillräcklig behandling” (ur NVs handbok 2004:2).

Ett förtydligande i förordningen om vad som är miljömässigt motiverat för jordmassor av olika avfallsklasser, och en ändrad vägledning från Naturvårdsverket med strängare krav på förbehandling före deponering, skulle kunna bidra till att minska mängden som läggs på deponi. Det skulle t.ex. kunna leda till att fler *in-situ* behandlingar genomförs samt att mer avfall faktiskt transporteras ut från anläggningar med deponering.

Ingen deponiskatt på förorenad jord från marksanering
Förorenade jordmassor från marksanering är undantagna från deponiskatt i egenskap av konventionellt avfall, i och med att avdrag får göras för sådant avfall (11 §). Utgångspunkten är att det för dessa konventionella avfall saknas miljömässigt acceptabla alternativ till deponering under överskådlig tid och att möjligheten att minska avfallsmängderna genom teknikutveckling, processförändringar eller liknande är avsevärt begränsade. Deponiskattens styreffekt bedöms därför för dessa avfallsslag vara mycket liten.

Vid beslut om ifall jordmassor från sanering skulle beskattas eller ej resonerade regeringen i propositionen (1998/99:84) att det förvisso fanns starka skäl att skattebelägga förorenad jord för att reducera mängden som deponeras, men att det fanns en oro att en skatt skulle minska viljan att genomföra nödvändiga saneringar för att uppnå miljömålen. Vid den tidpunkten förväntade man sig att tillgänglig ny teknik borde finnas inom några år som gör att förorenad jord inte längre behöver deponeras och att skattefriheten då bör kunna tas bort. När avdragsmöjligheter medges utifrån den rådande situationen på marknaden skapas dock inga incitament att ta fram lösningar som minskar deponering av avfall, eftersom det inte lönar sig. En aktör som utvecklar lösningar som minskar deponering riskerar ett skattepåslag, utöver kostnaderna för forskning och utveckling av att ta fram den nya tekniken, medan samtliga aktörer undviker både kostnaderna för FoU och får fortsatta avdragsmöjligheter om ingen väljer att investera i nya lösningar.

Delvis på grund av detta motsägelsefulla incitament har väldigt lite hänt vad gäller utvecklingen av behandlingsmetoder under tiden fram till idag. För vissa av de förorenade massorna finns det alternativa slutbehandlingsmetoder till deponering, men inte för alla (Naturvårdsverket, 2013). I kombination med de tekniska begränsningarna finns även andra faktorer som påverkar möjligheterna att behandla och återvinna förorenade massor. Behandlade massor blir sällan lika rena som en jungfrulig jord och behöver uppfylla kriterierna för återvinning för att inte riskera att farliga ämnen sprids till den nya platsen. Även juridiska (vem ansvarar för att eventuellt åtgärda de restföroreningar som kan finnas kvar) och geotekniska (behandlingen kan t.ex. ha medfört att innehållet av organiska ämnen har ökat) hinder bidrar därmed till att en del jordar även i fortsättningen behöver deponeras. I tillägg måste det finnas en avsättning för de behandlade massorna, dvs. att återvinningen fyller ett behov.

För förorenade jordmassor är det alltså inte säkert att återvinning eller andra alternativa slutbehandlingsmetoder till deponering skulle öka även om möjligheten till skatteavdrag togs bort. Däremot skulle en skatt riktad mot massor som är möjliga att ytterligare förbehandla innan deponering leda till en minskad deponerad mängd; en hög mottagningsavgift gör att dyra förbehandlingsmetoder som exempelvis termisk, kemisk eller biologisk behandling blir billigare i förhållande till deponering. Det skulle också stärka styreffekten av kravet på behandling innan deponering i 14 § förordning (2001:512) om deponering av avfall, och påskynda utveckling av alternativa slutbehandlingsmetoder.

Ett annat sätt att nå samma resultat är en generell höjning av den deponiavgift som tas ut vid mottagningsanläggningar, eftersom den fungerar som ett kompletterande ekonomiskt styrmedel till deponiskatten. Denna kan dock vara svårare att påverka eftersom den sätts av mottagningsanläggningarna och styrs av marknaden.

Ingen deponiskatt samt låg deponiavgift för inerta jordmassor

Inerta jordmassor har i tillägg till skattebefrielse enligt 3 § normalt en väldigt låg mottagningsavgift. Detta leder till att deponering är ett billigt och enkelt alternativ jämfört med andra behandlingsmetoder. För schaktmassor med föroreningsinnehåll motsvarande inert avfall förutsätter det i allmänhet endast att man kan ange att avfallet har sådana egenskaper att det inte finns några hinder för aktuell deponi att ta emot det, och de är undantagna från kravet på provning av utlakning och organiskt innehåll.

En beskattning eller högre avgift på deponering av dessa massor skulle innebära att avfallsproducenten anstränger sig mer för att finna sätt att återvinna massorna, t.ex. i anläggningsändamål, i de fall massorna har lämpliga tekniska egenskaper. Inerta jordmassor bör också ha störst möjlighet att ersätta behovet, och därmed minska uttaget, av jungfruliga massor för återfyllnad. Det är därför extra viktigt att dessa inte läggs på deponi.

3.4.2 Utveckling av nya metoder och arbetssätt

Nedan beskrivs möjliga nya metoder och arbetssätt som skulle kunna öka återvinningen av jordmassor.

Ökad behandling på plats (*in situ* och *ex situ*)
In-situ metoderna innebär behandling utan föregående schaktning och är i många fall mer ekonomiskt fördelaktiga, men med nackdelen att resultatet blir mer osäkert och att saneringen kan vara svår att övervaka samt att efterbehandlingen kan behöva pågå en längre tid. Bästa effekterna får *in-situ* metoderna i genomsläppliga jordarter. Några exempel på *in-situ* metoder är:

- Metoder som bygger på markventilation, såsom vakuumextraktion (Soil Vapor Extraction, SVE), air sparging, multifasextraktion och bioventilering
- Termisk behandling
- Injektering
- Stabilisering/solidifiering
- Förstärkt naturlig självrening

Dessa alternativa behandlingsmetoder skulle innebära att mindre mängd jordmassor (även icke-förorenade massor) schaktas och körs till deponi.

Alternativ till *in-situ* metoder i de fall jordmassor måste schaktas bort eller där tekniska förutsättningar för *in-situ* åtgärder inte finns är att genomföra *ex-situ* behandling på plats, genom exempelvis att man vid schaktning direkt avskiljer stenblock som inte behöver gå till deponering, siktning och/eller jordtvätt, termisk behandling eller mikrobiell behandling. Sådana behandlingsmetoder tillämpas i varierande grad i marksanerings- och bygg- och anläggningsprojekt, men en ökad användning skulle innebära att mindre mängd jordmassor (även icke-förorenade massor) schaktas och körs till deponi. Erfarenheter visar att behandling *ex-situ* på plats kan medföra påtaglig minskning av material som behöver deponeras.

Innovativ upphandling och val mellan utförandeentreprenad eller totalentreprenad
I en utförandeentreprenad ansvarar beställaren för projekteringen och entreprenören för utförandet. Detta innebär att beställaren tar fram planhandlingar och är ansvarig för behandlingsmetoder och tekniska lösningar. I en totalentreprenad anges istället att entreprenören i förhållande till beställaren svarar för projekteringen och för utförandet. Här tar således entreprenören ett större ansvar för slutprodukten än vid utförandeentreprenaden.

Vid en totalentreprenad har beställaren ett ansvar att ange vilka krav som entreprenaden ska uppfylla. Entreprenören har sedan ett ansvar är att se till att ta fram lösningar som lever upp till kraven. Om totalentreprenad användes i större utsträckning för saneringar av förorenade områden skulle alltså utföraren ha ökade incitament att finna den bästa hanteringen av massorna.

Innovativ upphandling där miljövänliga lösningar vägs mot pris skulle kunna öka återvinningen av jordmassor. I dagsläget baseras offentlig upphandling oftast på pris

och utföraren väljer då den billigaste behandlingen, vilket för icke-förorenade massor ofta betyder att de läggs på deponi.

Klassificering av jordmassor. En mera välgrundad klassificering av olika massors miljömässiga och tekniska potential för återvinning bör utvecklas (och senare i denna rapport visas ett förslag till en sådan metodik). Tillsynsmyndigheter kräver med all rätt att massornas kvalitet måste vara bestämda med en hög grad av tillförlitlighet för att de ska kunna tillåta en återvinning. Utveckling av en sådan metodik skulle minska osäkerheterna kring massornas kvalitet och därmed medföra att massor inte diskvalificeras pga. felaktigt misstänkta höga föroreningshalter.

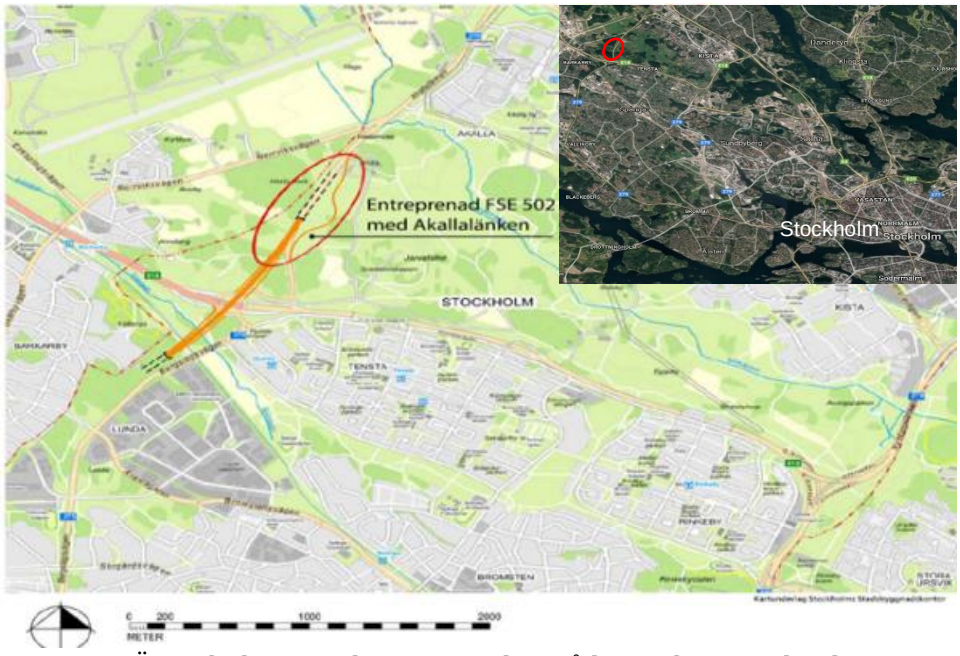
4 Fallstudie Hjulsta Norra

Fallstudien Trafikplats Hjulsta Norra beskrivs i detta kapitel. Nyckelpersoner hos entreprenören intervjuades för att få information från projektet. Bland annat intervjuades projektledaren, platschefen för Mark och KMA-funktionen. Utöver det hämtades relevant information in från lämplig dokumentation.

Frågeställningarna gällande hur regleringen av masshanteringen gått till har varit utgångspunkt i fallstudien och var också i fokus under intervjuerna. Det rörde sig tex om vilka hinder som finns för återvinning / hantering av massor, samt var någonstans översskottsmassor från projektet hamnar. Förutom detta handlade frågorna om eventuella synergier mellan entreprenaderna inom Förbifart Stockholm, bl.a. Hjulsta och Häggvik.

4.1 Områdesbeskrivning

Trafikplats Hjulsta Norra är ett delprojekt av Förbifart Stockholm, se Figur 4-1. Förbifart Stockholm är en ny sträckning av E4, väster om Stockholm (21 km lång led som ska binda samman de norra delarna av Stockholms län). Trafikverket är beställare och NCC är entreprenör.



Figur 4-1. Översiktskarta med entreprenadsområdet markerat med röd ring.

Projektet är delvis en totalentreprenad och delvis en utförande entreprenad och pågår mellan 2016–2021. Kontraktssumman beräknas till 608 miljoner kronor. Entreprenaden består av byggnation av bergtunnel och betongtunnlar, nybyggnation och flytt av en del av Akallalänken, en huvudväg, inslagsvalv, betongtråg och Va-anläggningar, kanalisation, vägbelysning och vägutrustning. Projektet innefattar schakt och hantering av stora mängder massor i ett område med begränsad tillgång till lagringsytor samt svåra geotekniska förhållanden.

Hjulsta Norra projektet ligger ca. 15 km från Stockholm. Projektet passerar genom en del av Järvafältet (ett gammalt kulturlandskap med fornlämningar från bronsåldern och framåt). Från 1905 till 1970 användes Järvafältet som militärt övningsfält. Sedan 2006 är det en del av Igelbäckens kulturreservat, där också lantbruk bedrivs. Det är ett välbesökt rekreationsområde med värdefulla miljö- och kulturvärden.

4.2 Förberedelse och utförande av entreprenaden

4.2.1 Mängder massor och dess egenskaper

Projektet innefattar schakt och hantering av stora mängder massor. Totalt beräknad schaktvolym (uppskattade mängder massor) för hela E4 Förbifart Stockholm (där Hjulsta Norra är ett delprojekt) presenteras i Tabell 4-1.

Tabell 4-1. Uppskattade totala schaktvolymer för E4 Förbifart Stockholm.

		Mton
Ovan jord	*Berg*	*3,9*
	Jord	*2,0*
Under jord	*Berg*	*16,6*

Källa: Bilaga 3 till Beskrivning Beaktande av tillåtlighetsvillkor. Appendix 1 PM Masshanteringsplan. Arbetsplan utställelsehandling. E4 Förbifart Stockholm. Trafikverket. 2011-05-05. 0P140033.doc

Tabell 4-1 ger att densiteten på berget är 2,6 ton /m^3 och jord till 1,5 ton/m^3. I kommande beräkningar i denna rapport används andra värden på densitet för jord vid omräkning från m^3 till ton (och det omvända) enligt nedan.

- 2,0 ton/m^3 för friktionsjord och lera
- 1,8 ton/m^3 för vegetationsmassor
- 2,0 ton/m^3 för externa jordmassor till återfyll runt tunnel och tråg

I Hjulsta Norra projektet uppskattades initialt att de mängder av jord- respektive annat material som redovisas i Tabell 4-2 skulle komma att behöva hanteras inom entreprenaden.

Tabell 4-2. Initial uppskattning av mängder att hantera inom entreprenad Hjulsta Norra.

Jord	**Ton**
Lera	51 000
Friktionsmaterial	125 600
Vegetationsmassor	14 000
Totalt jordmassor	**190 000**
Andra material	
Bergmassor	242 200
Rivningsmassor inkl. asfalt och vägöverbyggnad	4 405
Totalt andra material	**246 605**

Hanteringen av överskottsmassorna skulle bestå i någon av följande åtgärder:

1. mellanlagring för återvinning inom entreprenaden
2. återvinning på eller utanför projektet via:
    a. mottagningsanläggning
    b. krossanläggning
3. deponering

Tabell 4-3 visar hur massorna inom entreprenaden, uppdelat på två områden, förväntades att hanteras, lagras och slutgiltigt omhändertas.

Tabell 4-3. Hantering, lagring och slutgiltigt omhändertagande av massor. AO=arbetsområde

Typ av massor Akallalänken	**Lagring**	**Slutligt omhändertagande**
Vegetationsmassor	Inom AO	Används inom entreprenaden för att återställa området och färdigställa vägslänter etc
Särskilt värdefulla vegetationsmassor	Upplag Järfälla efter Beställarens anvisning	Återförs till entreprenadområdet efter avslutad entreprenad
Jord <KM ”Gröna massor”	Inom AO	Till huvudväg eller till återställning
Jord >KM<MKM ”Gula massor”	Inom AO	Återställning på ”gult område”
Asfalt	-	Uppriven asfalt transporteras till Ballast i Rotebro
Berg	Lagras inte inom AO	Massorna transporteras direkt till krossanläggning Ballast i Rotebro
Typ av massor Huvudvägen	**Lagring**	**Slutligt omhändertagande**
Vegetationsmassor	Inom AO	Används inom entreprenaden för att återställa området
Torrskorpelera	Inom AO	Används inom entreprenaden för återfyllning och återställning
Lera	Lagras inte inom AO	Extern mottagningsanläggning
Friktionsjord	Inom AO	Används inom entreprenaden för resterande återfyllning och återställning
Berg	Lagras inte inom AO	Används inom entreprenaden för uppbyggnad av väg i tunnel och för fyllning mot konstruktion alternativt transporteras överskott av berg till extern anläggning
Asfalt	Lagras inte inom AO	Uppriven asfalt transporteras till Ballast Anläggning
Vägöverbyggnads-massor	Lagras inte inom AO	Massorna återvinns inom arbetsområdet för t ex byggvägar alternativt transporteras direkt till krossanläggning Ballast Anläggning. Slutligt omhändertagande för massor som används i byggvägar är som återfyllning ovanpå tråget.
Cementrester från jetslurry	Inom AO	Massorna återvinns inom arbetsområdet för t ex byggvägar alternativt transporteras direkt till krossanläggning Ballast Anläggning. Slutligt omhändertagande för massor som används i byggvägar är som återfyllning ovanpå tråget.

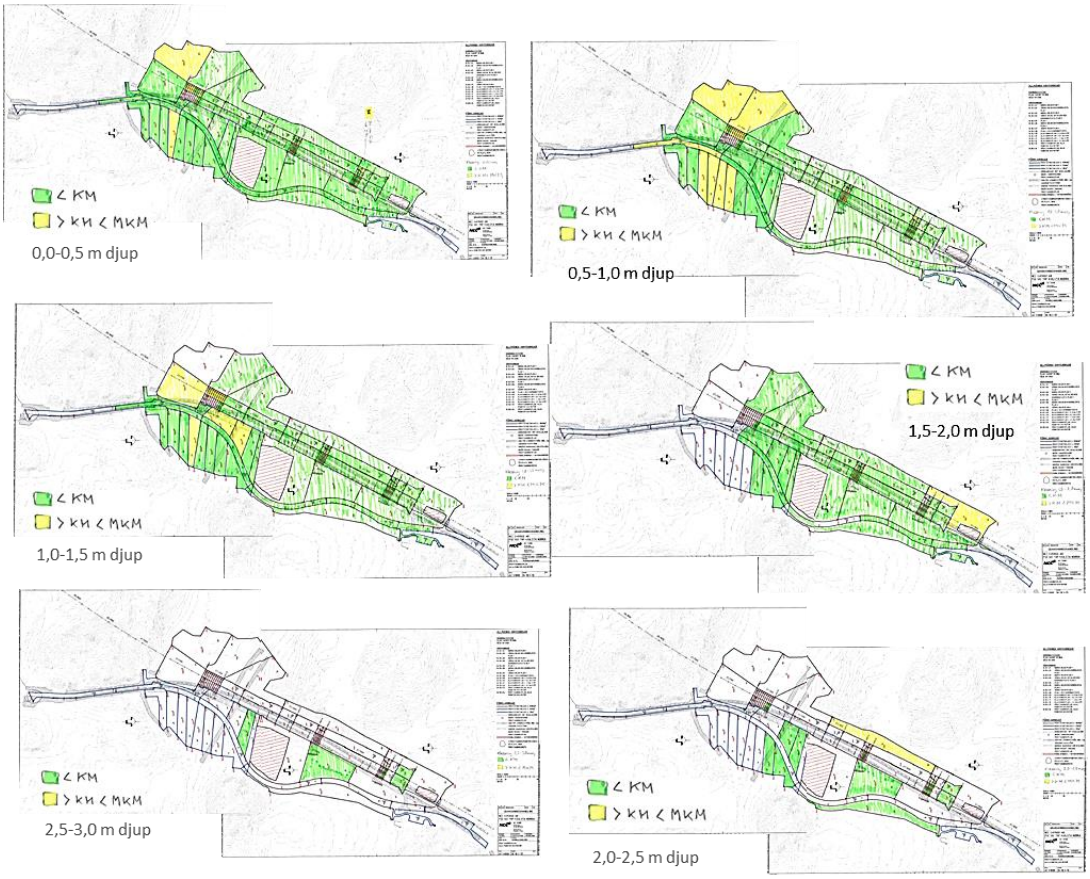
Entreprenaden uppskattade att det fanns upplagsytor med utrymme för uppläggning av ca 170 000 ton massor.

Föroreningssituationen
Området undersöktes initialt av Trafikverket (översiktliga markmiljö-undersökningar) och resultaten har föranlett Trafikverket (TRV) att bestämma fyra provtäthetsklasser (1, 2, 3, 4) för området. Exempelvis motsvarar provtäthetsklass 2 en yta på 10 000 m^2 företrädesvis inom naturmark där den översiktliga undersökningen inte påvisat några föroreningar. Provtäthetsklass 4 motsvarar 100 m^2 och har placerats runt provpunkter som vid den översiktliga provtagningen haft förhöjda halter av föroreningar.

Enligt masshanteringsplanen för Hjulsta Norra hade NCC i uppdrag att utifrån Trafikverkets översiktliga miljöteknisk markundersökning genomföra kompletterande markundersökning. Syftet med denna var att kunna klassificera schaktmassorna och säkerställa att hantering av schaktmassor skedde på ett miljösäkrat sätt. Den kompletterande markundersökningen skulle utgå från de provtäthetsklasser som Trafikverket angett. Inför denna tog NCC fram en provtagningsplan. Den kompletterande provtagningen kunde även ge anledning att utföra en utökad markundersökning ifall föroreningsnivåer över MKM inom områden med provtäthetsklass 3 (2500 m^2), eller lägre, konstateras. Om så konstaterades skulle, enligt masshanteringsplanen, föroreningens utbredning avgränsas genom utökad provtagning med förtätning av provpunkterna enligt provtäthet 4 (100 m^2).

NCC gjorde de kompletterande provtagningarna i rutnät baserat på Trafikverkets förutbestämda provtäthet. Enligt TRV:s rutin for hantering av schaktmassor (E4FS2015:0065) ska ett medelvärde för de fem provpunkter som ingår i provtäthetsklass-rutan beräknas. Medelvärden beräknas for varje 0,5 m jorddjup. Totalt har cirka 300 medelvärden beräknats för nivåer i rutorna. De nivåer som har klassificerats representerar en volym på mer än 300 000 m^3. Massorna har klassificerats enligt riktvärden för MRR, KM och MKM. MKM står för mindre känslig markanvändning, KM för känslig markanvändning och MRR för mindre än ringa risk. Figur 4-2 illustrerar klassificering för varje 0,5 m jorddjup.

Klassificeringen efter provtagningen visade att 54% var under MRR, 34 % under KM och över MRR och 12 % är mellan KM och MKM. Generellt visade provtagningen alltså att föroreningshalten var låg, under KM. I några provpunkter i anslutning till Huvudvägen har oljekolväten påträffats. Det rör sig främst om alifater med kolkedjelängd >16-35. I de fall metaller överskridit KM rör det sig främst om kobolt. Kobolthalterna avtar inte med djupet varför det är rimligt att anta att det rör sig om högre naturliga kobolthalter. Andra metaller som påträffades var nickel, krom, bly, koppar och kadmium. PAH-halten var generellt låg.



Figur 4-2. Klassificeringsplan för varje 0,5 m djup, där färgmarkering gäller: gröna är < KM och gula är < MKM.

4.2.2 Hantering av massor under utförandet och resultat

Under förklassificeringen som hade sin utgångspunkt i markmiljöundersökningar fördelades massor i olika klasser. Under 2017, 2018 och 2019 transporteras massor internt och externt. Ingen transport gjordes under 2016. Schaktarbetet var i stort sett slutfört under april 2019. Det som kommer att göras efteråt handlar om återfyllning omkring betongtunnlar och betongtråg, och återställning av markens funktion med vegetationsmassor som har varit på mellanlagring.

Resultat

Tabell 4-4 anger de mängder som initialt ansågs behöva hanteras inom entreprenaden samt en aktuell uppskattning om slutgiltig schaktmängd. Totalt har i dagsläget cirka 400 000 ton jordmassor hittills schaktats och hanterats inom området.

Tabell 4-4: Aktuell och initial uppskattning av mängder att hantera inom entreprenad Hjulsta Norra.

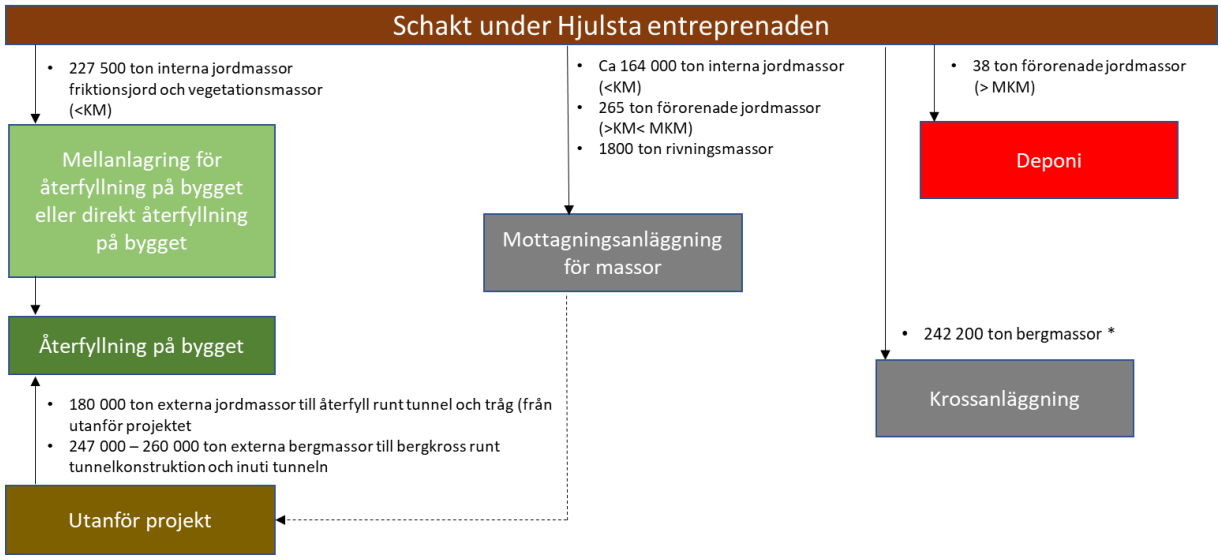
	Aktuell uppskattning	Initial uppskattning
Jord	**Ton**	**Ton**
Lera	146 000	51 000
Friktionsmaterial	282 000	125 600
Vegetationsmassor	27 000	14 000
Totalt jord	**455 000**	**190 000**
Andra material	**Ton**	**Ton**
Bergmassor	242 200*	242 200
Rivningsmassor inkl. asfalt och vägöverbyggnad	1800	4 405
Totalt andra material	**244 000**	**246 605**

*Initial uppskattning, inga uppdaterade mängder finns

Det finns en betydande skillnad, med betydligt större mängder av främst lera och friktionsmaterial i senaste uppskattningen. Skillnaden mellan dessa härrör från att underlaget som används i anbudsarbetet och de verkliga omständigheterna under projektets utförande. En initial uppskattning baseras på undersökningar och den aktuella på verkliga förhållanden. En annan orsak till att volymen massor, lera framförallt, är större i senaste uppskattningen är att materialet sväller efter schaktning. Dessa skillnader är viktiga eftersom det innebär ett större behov av resurser för hantering av massor t.ex. genom att köra bort material eller mellanlagra.

I Figur 4-3 visas massornas ursprung, mängd, var de transporterats till och föroreningsnivå när detta är relevant. Massor har om möjligt lagrats inom arbetsområde för återfyllning och återställning. Detta gäller för 227 500 ton jordmassor bestående av packningsbara friktionsmaterial och vegetationsmassor under KM som har mellanlagrats inom arbetsområde. Dessa har använts för att bl.a. fylla upp till ursprungliga marknivåer vid återställande av platsen efter genomfört arbete. Vegetationsmassorna har återvunnits inom entreprenaden till hundra procent. Detta gäller inte friktionsmaterialet där ca 80 000 ton är inkluderade i de 164 000 ton med föroreningshalt under KM som har återvunnits utanför entreprenaden.

Bergmassor på ca 242 000 ton uppskattades i början av projektet, där berg från bergtunneln inte ingår i summan. Uppdaterade siffror har inte varit tillgängliga. Differensen i mängd jordmaterial mellan Tabell 4-4 och Figur 4-3 finns i interna jordmassor. Dessa kommer att hanteras genom att transporteras till mottagningsanläggning.

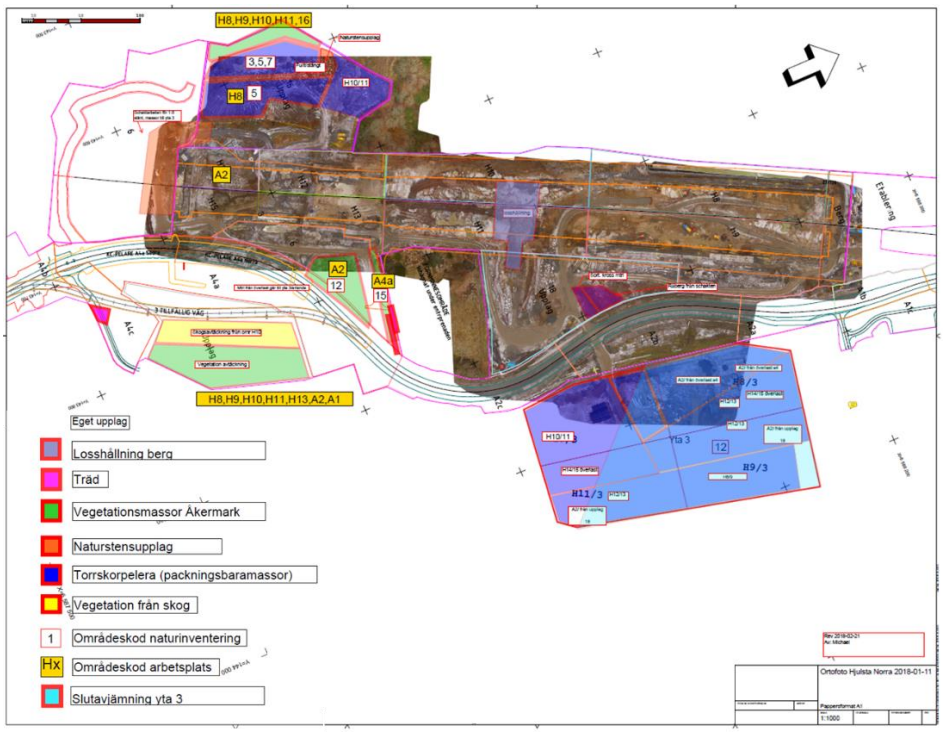


Figur 4-3. Sammanställning av massors ursprung, mängder, var de transporterats och föroreningshalt.

* Mängder av bergmassor som uppskattades i början. Uppdaterade siffror är inte tillgängliga.
** Mängd interna massor från senaste uppskattningen av mängder men som i dagsläget inte finns redovisade var de ska transporteras.

Sammanställningen av NCC:s provtagning visade att det inom arbetsområdet fanns förhöjda halter av alifater mellan KM och MKM i två rutor med torrskorpslera, vars ursprungliga volym beräknades till 200 m^3 (ca 400 ton). Efter en utökad provtagning kunde mängden förorenad jord begränsas till 265 ton. Dessa kördes till Töstatippen utanför Västerås och användes vid en sluttäckning av deponi. 38 ton jord har körts till deponi som oljeförorenad jord efter en miljöincident som inträffades i projektet under 2017. Jorden klassificerades som över MKM.

Figur 4-4 illustrerar placeringen av de olika massorna som mellanlagrats i projektet. Figuren visar hur entreprenören kan följa upp placeringen av de olika massorna.



Figur 4-4. Ortofoto Hjulsta Norra 2018-01-11, är ett exempel på placeringen av de olika massorna som mellanlagrats i projektet.

Massorna som inte kan användas på platsen, endera för att upplagsytorna inte räcker till eller för att de inte går att använda som fyllnadsmaterial, transporteras till extern mottagningsanläggning. Exempelvis körs lera till Arlanda och andra täkter/deponier för att trolig återvinning utanför projektet som utfyllnad/vattenhållande lager vid återställning av täkter och deponier. Berg- och asfaltmassor skickas till en krossanläggning (berg) respektive en återvinnings-anläggning (asfalt).

Asfalten krossas där och säljs som återvunnet material. De 242 000 ton bergmassor som produceras säljs till NCC Industry i Barkarby och Rotebro, båda inom 10 km från anläggningen. Dessa massor måste sedan köpas in igen av Hjulsta projektet när det är dags att återställa platsen. Detta innebär såklart en kostnad för projektet samt negativa externa effekter från transporterna.

Förutom de jordmassor som mellanlagrats inom arbetsområde för återvinning, uppskattas ett ytterligare behov av fyllnadsmassor:

- 180 000 ton externa jordmassor till återfyll runt tunnel och tråg
- 247 000 – 260 000 ton externa bergmassor till bergkross för att använda runt tunnelkonstruktion och inuti tunneln.

4.3 Styrdokument och aktörer som påverkat masshanteringen

I ett projekt som Hjulsta Norra är det olika aktörer som påverkar processen med masshantering: beställare, entreprenör och myndigheter, både inför och under anbudstiden, samt under produktionsfas. Figur 4-5 sammanställer de viktigaste styrdokumenten eller händelserna som påverkade schakt och masshantering.

	Inför Produktion	Produktionsfas
Beställare (Trafikverket)	Upphandlingsdokumenten Översiktliga miljö- och geotekniska undersökningar	Kontinuerlig kontakt med entreprenören Kontinuerlig kontakt skett med myndigheter Bygghandling
Entreprenör (NCC)	Anbudet	Miljö- och geotekniska undersökningar, och miljökontroll Masshanteringsplan för hantering av schaktmassor Schaktplan Löpande arbete med massmottagare Kontakt med myndigheter
Myndigheter (Stockholms Stad)		Dispens och beslut av Stockholms stad

Figur 4-5. Översikt över dokument som styr masshantering eller arbetssätt hos olika aktörer i olika moment

Nedan följer en lista med dokumenten / etapperna som styrde processen:

<u>Geotekniska- och miljöundersökningar och miljökontroll (1980s – 2016):</u>

- Geotekniska förutsättningar begränsar upplagsvolymen (bärförmåga)
- Omfattande miljöundersökningar (2016).

<u>Tillsynsfrågor (2016-2017):</u>

- Ansökan från NCC för att få tillgång till en yta för mellanlagring av schaktmassor utöver ytor inom arbetsområde. Ett jakande beslut gavs av Stockholms stad, med vissa begränsningar (2016-2017).

<u>Upphandlingsdokument för total och utförandeentreprenad av Trafikverket (2014-2016):</u>

- OTB (Objektspecifik Teknisk Beskrivning) för Hjulsta huvudvägen

- TB (Teknisk beskrivning) för Akallalänken och Hästa Bergtunnel
- Administrativa föreskrifter och specifikt projektstyrningsdokument för hantering av schaktmassor
- Dokument om masshantering för hela E4 Förbifart Stockholm.

Dokument producerade av NCC som vägleder entreprenadarbete (2015 - 2017):

- Schaktplanerna för huvudvägen och för Akallalänken (2017).
- Rapport Masshanteringsplan. Hantering av schaktmassor under entreprenaden. Slutgiltig 2016-09-19.

Löpande arbete med mottagningsanläggningar under entreprenaden (2018 – 2019):

- Löpande kontakter / arbete och samråd med de som ska ta emot massorna angående om de kan ta emot dem (om massors egenskaper stämmer med de tillstånd som anläggningar har, samt om det finns tillräckligt plats för massorna).

I bilaga B finns en mer detaljerad beskrivning av vissa av dessa dokument.

4.4 Hinder/möjligheter

Redan identifierade samt ytterligare hinder / förutsättningar / regler och konsekvenser relaterade till masshantering som lyftes fram under intervjuerna beskrivs nedan.

Administrativa hinder

Entreprenadområdet var tilldelat av beställaren och bestod av, förutom arbetsområdet, etablering, parkering av maskiner och tillfälliga konstruktioner såsom tillfälliga vägar. Det har saknats tillräckligt med upplagsytor. Att få ytterligare ytor är svårt då de allokeras till de olika entreprenörerna av Trafikverket. Dessutom kan de vara upptagna med annan användning eller av en annan entreprenad. Det finns också områden som skulle vara möjliga att använda ur ett tekniskt perspektiv men inte möjliga att ta i bruk då de ligger inom kulturreservatområde.

Vissa av de tilldelade ytorna hade inte tillräcklig geoteknisk bärförmåga eller var för blöta och kunde därför inte användas. Dessa ytor var redan identifierade i förfrågningsunderlaget. Efter att NCC skickat en ansökan till Stockholms stad beviljades mellanlagring på ytterligare en yta (blå ruta 3 i figur 4-5 ovan), dock med en höjdbegränsning med hänvisning till att bevara landskapsbilden. Entreprenören fick också avslag på att använda ytterligare en upplagsyta eftersom man då hade varit tvungna att korsa en cykelväg på vägen dit.

Entreprenören valde att behålla vegetationsmassor och friktionsjord, snarare än bergkross, eftersom kraven på att återställa platsen med motsvarande material gällde dessa massor samt att avsättningsmöjligheterna är bättre och enklare för berg än för jord.

- Enligt 11 § 3 pkt. avfallsförordningen (2011:927) är icke-förorenad jord och annat naturligt material inte att betrakta som avfall, om massorna grävs upp

och används på den plats där grävningen utfördes inom rimlig tidsrymd (Naturvårdsverket, 2016a). Massorna undantas då från avfallsförordningens tillämpningsområde vilket underlättar återvinningen på plats. ”På den plats där grävningen utfördes” kan tolkas som att det ska ske inom samma projekt.

Möjligheter

Vid upptäckt av föroreningar kan utökad provtagning användas för att identifiera den faktiska mängden jord som är förorenad och på så sätt begränsa mängden som går till deponi. Enligt masshanteringsplanen för Hjulsta Norra hade NCC i uppdrag att utifrån Trafikverkets översiktliga miljötekniska markundersökning genomföra *kompletterande markundersökning*. Syftet med denna är att kunna klassificera schaktmassorna och säkerställa att hanteringen av schaktmassor sker på ett miljösäkert sätt. Den kompletterande markundersökningen ska utgå från de provtäthetsklasser som Trafikverket angett. Inför denna tog NCC fram en provtagningsplan. Provtagningen kan även ge anledning att utföra en *utökad markundersökning* ifall föroreningsnivåer över MKM inom områden med provtäthetsklass 3 (2500 m2), eller lägre, konstateras. Om så är fallet ska, enligt masshanteringsplanen, föroreningens utbredning avgränsas genom utökad provtagning med förtätning av provpunkterna enligt provtäthet 4 (100 m2).

Sammanställningen av NCCs provtagning visade att det inom arbetsområdet fanns förhöjda halter av alifater mellan KM och MKM i två rutor med torrskorpslera, vars ursprungliga volym beräknades till 200 m3 (ca 400 ton). Efter en utökad provtagning kunde mängden förorenad jord begränsas till 265,45 ton. Dessa kördes till Töstatippen utanför Västerås och användes vid en sluttäckning av deponi.

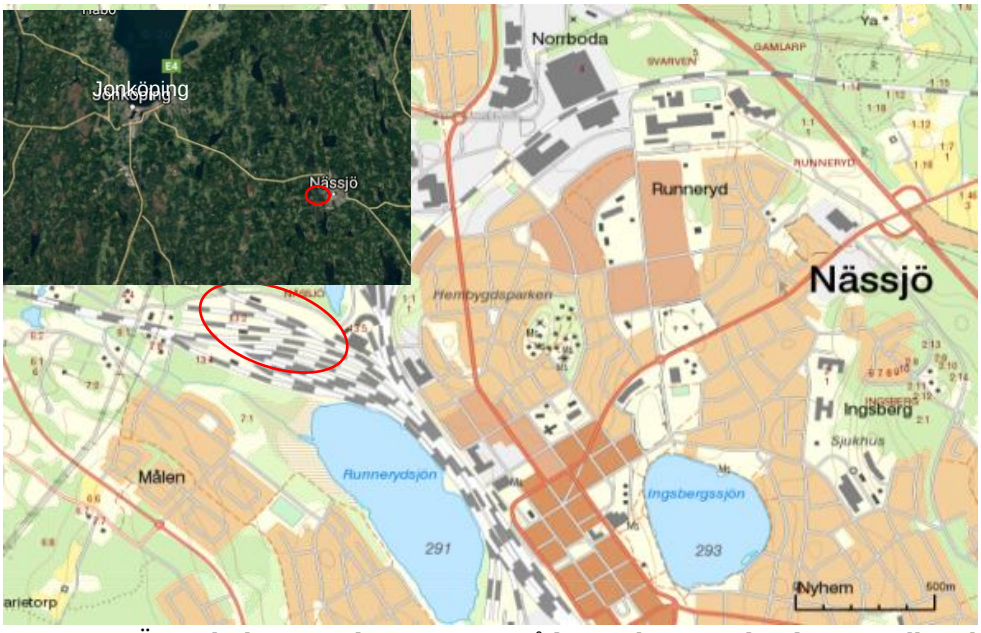
En potentiell möjlighet till ökad återvinning inom Förbifart Stockholm hade varit att dela massor och upplagsytor med andra entreprenörer. Under själva entreprenadens utförande är synkroniseringen i tid mellan tillgång och efterfrågan för att kunna använda schaktade massor för att återfylla dålig, vilket begränsar (eller iaf inte underlättar) återvinning på plats. Detta gäller inte bara inom Norra Hjulstaprojektet utan i de flesta entreprenader. Dessutom finns det ingen rutin eller arbetssätt för att vid uppkomst av massor diskutera ett eventuellt utbyte med andra entreprenörer, eller kanske inte ens med andra projekt inom entreprenadbolaget. Det finns ingen inom projektet som har detta som uppgift eller tid utöver ordinarie uppgifter och det skulle enligt de intervjuade krävas att någon jobbade med det på heltid för att det skulle fungera. Istället kontaktas mottagningsanläggningarna direkt när massor behöver köras iväg. Inom en snar framtid kommer nya entreprenader i Stockholmsområde och då finns det en större potential till ökad återvinning eftersom dessa entreprenader kommer att vara i olika tidsetapper.

5 Fallstudie Nässjö bangård

Detta kapitel behandlar fallstudien om saneringen av Nässjö bangård. Informationen i kapitlet baseras på intervju av en nyckelperson hos entreprenören, den biträdande platschefen. Utöver intervjun har relevant information hämtats in från lämplig dokumentation såsom slutrapporten om saneringsåtgärden. Frågorna under intervjun fokuserade på hur regleringen av masshanteringen hade gått till. Det rörde sig t.ex. om vilka hinder som fanns för återvinning/hantering av massor, samt var någonstans översskottsmassor från projektet transporterades.

5.1 Områdesbeskrivning

Saneringen av Nässjö bangård omfattade en fastighet där en före detta impregneringsanläggning funnits. Fastigheten ägs av Trafikverket och det är f.d. Banverket som drivit impregneringsanläggningen. Fastigheten i fråga ligger i den västra delen av Nässjö tätort, cirka 40 km från Jönköping, se Figur 5-1. Trafikverket har som syfte att fortsätta bedriva järnvägsrelaterad verksamhet på fastigheten efter avslutad sanering.



Figur 5-1. Översiktskarta med saneringsområdet markerat med röd ring. Källa: Slutrapport, ÅF, 2017.

Nedanstående beskrivning baseras framför allt på slutrapporten från saneringsentreprenaden som skrevs av konsultföretaget ÅF på uppdrag av Trafikverket.

Området har under cirka 75 år (mellan 1918 och 2005) använts för impregnerings-verksamhet. Impregneringen har i huvudsak skett med kreosotolja, men även Bolidensalt (koppar, krom och arsenik) och dessa aktiviteter har förorsakat föroreningarna på platsen i form av arsenik och PAH. Eftersom kreosotoljan spridits i fyllnadsmassorna, torven och friktionsmaterialet hade den också belastat närliggande vattendrag. Även i grundvattnet förekom förhöjda halter av arsenik, PAH samt fenol inom hela undersökningsområdet (ÅF, 2017).

Sjöarna Höregölen och Runnerydssjön ligger nordost respektive sydost om impregneringsplatsen. Impregneringsområdet delas upp i tre avrinningsområden, som omfattar Höregölen, Runnerydssjön och Nässjöån, vilka även påverkar Ryssbysjön och Vätterns avrinningsområde. Inom området finns inget grundvattenuttag och det saknas kommunala vattenskyddsområden i närheten. Dock finns det fastigheter med enskilda dricksvattenbrunnar (ÅF, 2017).

Förutom impregneringsområdet, omfattade området ett impregneringsverk, upplagsplatser, verkstäder, förråd och järnvägsspår. En del av dessa hade rivits när saneringen påbörjades. Saneringsområdet omfattade ca tio hektar med i huvudsak fyllning över torv som överlagrade siltig sandig morän eller issjösediment. Fyllningen var av sand och grus med inslag av slagg, aska och träslipers. Fyllningen och torven var mäktigast i de västra och östra delarna av området (ÅF, 2017).

5.2 Miljödom och åtgärdsmål

Trafikverket som var verksamhetsutövare, önskade initialt sanera till 1 m djup. Länsstyrelsen ställde dock högre krav på att saneringen skulle göras djupare än 1 m. Eftersom de inte hade samsyn om saneringsnivån gick processen vidare till miljödomstolen och sedan miljööverdomstolen. Miljööverdomstolen beslutade att Trafikverket skulle sanera i enlighet med ett föreslaget åtgärdsmål samt att kostnaden skulle delas lika mellan Trafikverket och Naturvårdsverket. Saneringen var därmed till viss del bidragsfinansierad.

Åtgärdsmålen i projektet sattes utifrån dom nr 8489-09 från 2010-12-22, vilken fastslagit de föreslagna åtgärdsmålen som skulle styra saneringens omfattning. Åtgärdsmålen för saneringen var de följande *(Trafikverkets miljöplan, handling 11.4 20130320)*:

Övergripande åtgärdsmål

- Trafikverkets personal och tillfälliga besökare ska i framtiden kunna vistas fritt på området utan risk för hälsovådlig exponering från förorenad jord.
- Boende inom närliggande fastigheter ska inte utsättas för exponering över lågrisknivå som kan härledas till impregneringsplatsen.
- Miljön inom skogsmarken skall skyddas till minst samma nivå som Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (krav på åtgärd i skogsområdet ner till max 2 m under markytan).
- Eventuellt läckage från området till recipienterna (Höregölen, Runnerydssjön och Nässjöån) ska minimeras för att inte ge påvisbara negativa effekter för dessa recipienter.

Mätbara åtgärdsmål

- Jorden inom impregneringsområdet och i de delar av omgivningen som har påverkats av impregneringsverksamheten ska, om det inte finns synnerliga skäl (såsom byggnader, naturvärden osv.) åtgärdas så att resthalten av arsenik, metaller och PAH underskrider de platsspecifika riktvärdena.

- Återfyllning skall ske med jord som underskrider platsspecifika riktvärden alternativt generella riktvärden (i detta fallet var de plastspecifika värdena högre än de generella).
- Utgående vatten till infiltrationsanläggningen intill Höregölen ska, efter rening, uppfylla uppsatta gränsvärden (Trafikverkets miljöplan, handling 11.4 20130320).

Utöver åtgärdsmål beräknades det för platsen platsspecifika riktvärden för metaller och PAH gällande olika markanvändningar (skogsmark och industrimark) och djup (0-2 m samt >2m). Dessa återfinns i Bilaga C.

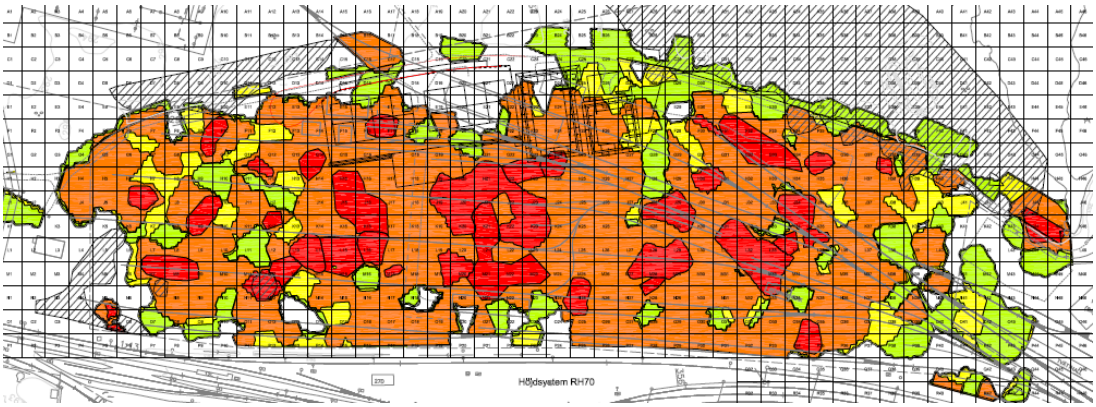
5.3 Förberedelse och utförande av sanering

Under 2011 påbörjades projekteringen av saneringsåtgärden genom att fastställa att de åtgärder som fastslagits i Miljööverdomstolens dom var genomförbara. Projekteringen färdigställdes 2012. Under 2013 upphandlades entreprenaden vilken påbörjades under våren 2015 efter en försening p.g.a. överklagan av upphandlingen.

NCC var den entreprenör som blev tilldelad att utföra saneringen och tillsyns-myndighet under arbetet var Länsstyrelsen i Jönköpings län. Inom entreprenörens uppdrag ingick förutom sanering genom schakt att riva alla spår, betongplattor och reningsverk. I entreprenaden har även bl.a. ingått att ersätta luftledningar med markförlagda ledningar samt att riva spåranläggningar och återbygga ett stickspår. Förutom detta ingick även en underbyggnad för ett kommande uppställningsspår i entreprenaden.

5.3.1 Mängder massor och dess egenskaper

En förklassificering gjordes 2012 i halvmetersnivåer. Rutsystemet för klassning och urgrävning illustreras i Figur 5-2.



Figur 5-2. Förklassificering gjordes före entreprenaden: Röd färg indikerar FA (farligt avfall), orange är 2MKM-FA (där MKM är mindre känslig markanvändning) och IFA (icke farligt avfall), gula är >MKM-2MKM, och gröna är <MKM.

Den uppskattade mängden av massor som skulle schaktas baserades på de miljöundersökningar som gjorts inför sanering och uppgick till cirka 200 000 ton, där den största delen var i föroreningsklasserna 2MKM-FA och IFA med låg organisk halt (ej torv). Klassen 2*MKM-FA betyder att det är de dubbla halterna för MKM till FA som avses. Att denna klass infördes i saneringen av Nässjö bangård berodde på hur tillståndet hos den mottagningsanläggning som skulle ta emot massorna såg ut.

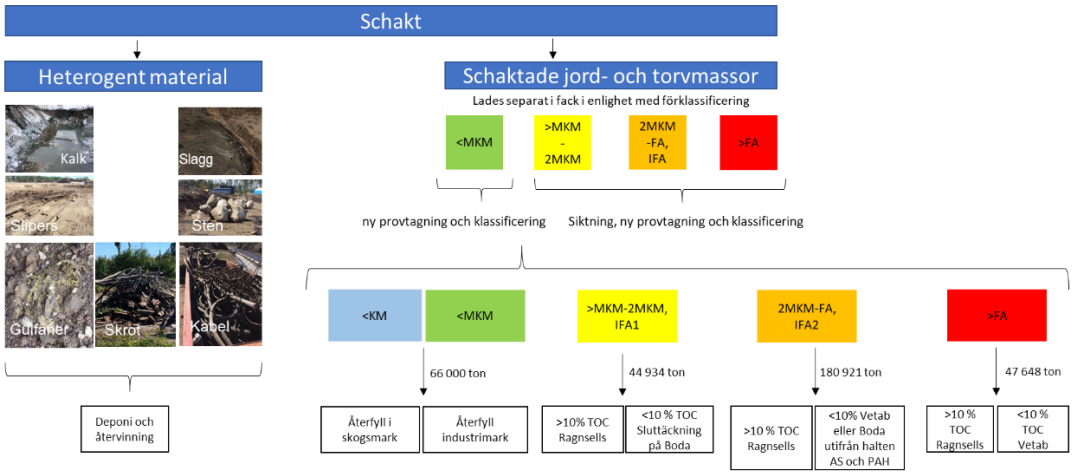
5.3.2 Hantering av massor under utförandet

Under saneringen schaktades massorna utifrån 20 × 20 × 0,5 m rutor och avfallsklass (färg), se figur 5-2. Projektet beslutade att använda siktning som en del i saneringsarbetet. Beslutet om detta metodval togs vid ett byggmöte där Trafikverket, Länsstyrelsen och NCC var närvarande.

Siktning valdes för att minimera mängden massor som gick på deponi eftersom det inte ansågs vara skäligt att betala för dessa som FA-massor. De osiktade massorna lagrades på ännu icke sanerat område utifrån färgkoderna. Siktningen har utförts på schaktade jordmassor som lämpat sig för förbehandling.

Figur 5-3 visar en sammanställning av de olika klassificeringarna, där vissa massor hade potential att användas som återfyll direkt medan andra skulle kräva siktning för en eventuell efterföljande återvinning efter ny provtagning.

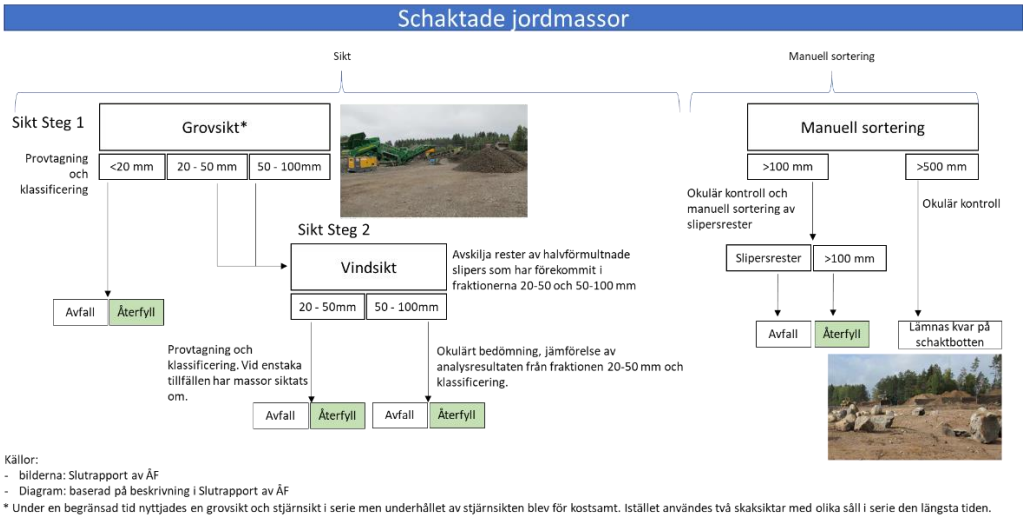
Det grövre materialet gick till större högar intill siktverken i början. Siktverken samt omgivande mark stod så långt det var möjligt på förorenad mark som senare skulle saneras. Torven har inte siktats men har periodvis fått plockas för hand eller med grävmaskin när det blev mycket slipersrester i den. För stora mängder slipersrester i torven gjorde att materialet riskerade att behöva klassas upp en klass inför deponering.



Figur 5-3. Schakt av massor och processen inför beslut om återvinning på plats eller deponering hos avfallsmottagare. TOC står för total organic carbon.

Siktning

Siktningen har utförts i två steg, en siktning utifrån fraktion (såll) och en utifrån densitet (fläkt samt friktion), se Figur 5-4 och beskrivning nedan.



Figur 5-4. Översiktlig bild av processen med behandling av massor under schaktarbete.

Steg1: Steg ett var två skaksiktar med olika sållstorlek. I början nyttjades en skaksikt tillsammans med en stjärnsikt. Resultatet var bra men underhållet på stjärnsikten var krävande. Stjärnsikten byttes därför ut till ytterligare en skaksikt, se figur 5-5.

Steg 2: Tidigt i projektet kunde det konstaterats att även siktade grusmassor innehöll för mycket slipersrester för att nyttjas till återfyll. En vindsikt, se Figur 5-5, fick nyttjats för att avskilja rester av slipers som förekom i fraktionerna 20-50 och 50-100. Den första vindsikten slogs sönder då den inte var utformad för sten och byttes ut till en ny med ett utbyggt transportband som tålde slagen som stenen orsakade under siktningen.

Figur 5-5. Steg 1 till vänster, två skaksiktar som delar in massorna i fraktionerna 0-20 mm, 20-50 mm, 50-100 mm, >100 m. Steg 2, vindsikten till höger. Stenen kommer ut på transportbandet underifrån och slipersrester samt slagg i den gröna containern.

Vindsikten skiljer på material med olika densitet genom att massorna passerar en fläkt som avskiljer lättare material som trä och slagg, men låter tyngre material som sten falla rakt ner. I vindsikten fanns också en rulle som gjorde att trärester med en planare sida ”hakade i” pga högre friktion än den runda stenen och fick en skjuts rakt fram. Efterhand i projektet så fungerade denna metod väl. En viktig lärdom var att köra in

så jämna fraktioner som möjligt för att kunna ställa in styrkan på fläkten rätt utifrån fraktion.

I Figur 5-4 visas att fraktionerna 20-50 mm vindsiktats för att avskilja slipersrester och slagg. Dessa har sedan provtagits, analyserats och klassats som avfall eller återfyll. Vid ett par tillfällen har massor som genom provtagning underkänts och klassats som avfall återförts till vindsikten ytterligare en gång med resultatet att massorna sedan kunnat godkännas som återfyll.

Material i storleken 50-100 mm har också vindsiktats, Figur 5-4, och därefter kontrollerats okulärt samt med jämförelse av analysresultaten från fraktionen 20-50 mm bedömts om de kan användas som återfyll. Vid några tillfällen har den okulära bedömningen gett att fraktionen innehöll för stor mängd finpartiklar, slagg och/eller slipersrester och har då siktats om tills ett önskat resultat uppnåtts. Vindsikten har till största delen av utförandet nått mycket goda resultat med avskiljning av slipersrester och endast vid enstaka tillfällen har omsiktning krävts.

För att vinna tid och plats för att kunna sikta så länge som möjligt fick vindsikten och stenmassor flytta till redan sanerad mark. NCC fick sen återställa denna mark efteråt genom att skrapa av översta 10 cm och provta ytan. Skaksiktarna fick stå kvar på förorenad mark så länge som möjligt sedan kördes materialet iväg osiktat.

Fraktionen >100 mm har sorterats manuellt och besiktigats okulärt. Om de blev godkända kunde de användas som återfyll. Större block, >500 mm, har vid schakt lämnats kvar på schaktbotten efter att det mekaniskt har avlägsnats så mycket finpartikar som möjligt och att de okulärt kontrollerats vid miljökontroll av schaktbotten.

Användning av fack

Ett facksystem nyttjades alltså för uppschaktad torv som inte gick att sikta samt för finfraktionerna av jord/grusmassor som siktats. Även lätt förorenade massor som schaktats för att komma åt underliggande lager lades i fack. De behövde kontrolleras för att sedan användas för återfyllnad eller gå in i sikten. Användningen av fack var alltså till för att lagra massor innan transport samt för provtagning och eventuell om-klassificering.

I Figur 5-6 visas facken på en flygbild till höger och på en tavla inne på kontoret till vänster. Information som visades på detta sätt var; fackets nummer, massans avfallsklass utifrån förklassificering, datum för provtagning, identifikationsnummer, verklig avfallsklass och vilken anläggning materialet skulle transporteras till.

Högarna i facken provtogs och klassades av NCC. Från varje fack togs det 20 delprover i en hink som blandades. Ur hinken togs ett samlingsprov. Schaktade massor klassades utifrån analyssvaren som ett avfall eller möjliga att använda för återfyllnad. Torv och jordmassor hölls åtskilda. Beställarens miljökontrollant medverkade vid utvalda provtagningstillfällen och godkände provtagningsförfarandet.

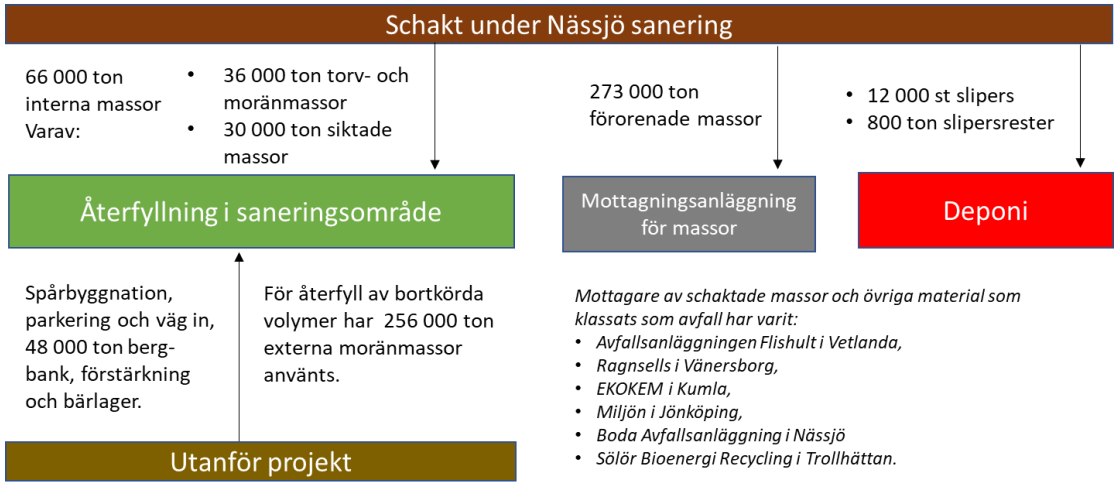
Fraktionen 0-20 mm klassades efter provtagning som avfall eller återfyll. Vid några tillfällen har återfyll från fraktionen 0-20 mm klassats om till avfall, pga innehåll av slipersrester och slagg, efter okulär bedömning

Figur 5-6. De olika facken i verkligheten (höger) samt på en tavla i fikarummet (vänster) där all information fanns uppdaterad om vad som låg i facket, föroreningsgrad och vart det skulle transporteras.

Resultat

Resultatet från schakt och siktning blev att av de 339 000 ton som schaktats inom området, har 273 000 ton förorenade massor (där framför allt torv och den minsta fraktionen, <20 mm ingår) transporterats till godkända mottagningsanläggningar. Dessutom har 12 000 st slipers och 800 ton slipersrester transporterats till godkänd mottagare. Massor som efter provtagning uppfyllt kraven för återfyllnadsmassor har återvunnits inom området.

Återfyll har utförts med 66 000 ton interna massor mellan KM och MKM där ca. hälften var torv- och moränmassor och resten bestod av siktade massor. Återfyll har också utförts med externa massor, som moränmassor och bergkross, som har hämtats på flera olika ställen. Inköpta massor användes också som konstruktionsmaterial vid väg och spårbyggnation. Sammanställning av mängder visas i figur 5-7. Genom siktning som förbehandling har en större mängd återfyllnadsmassor kunnat utvinnas ur de schaktade massorna. Kostnaderna för saneringen har uppgått till cirka 250 Mkr och avslutades med slutbesiktning 23 november 2016 (ÅF, 2017).



Figur 5-7. Sammanställning av mängder som schaktats, återvunnits, köpts in samt transporterats till mottagningsanläggning (deponi).

Projektets utvärdering angående svårigheter och oförutsedda kostnader

<u>Slagg/slipers</u>

I förfrågningsunderlaget fanns bara information om att det skulle finnas ”inslag av slagg och slipersrester”. Därför var projektet oförberedda på omfattningen av denna problematik förrän schakt och siktning på allvar tog fart.

Vid spårrivningen kunde man konstatera att sliprarna var delvis förmultnade och att man nyttjat slipers under mark som rustbäddar (lagt dem tätt intill varandra för att få bättre bärighet i mark). Man hade inte heller rivit järnvägsspår som satt sig, utan fyllt över dem. Detta gjorde att stora mängder slipersrester fanns i marken. De höga PAH- och arsenikhalterna i slipersresterna blev helt avgörande vid krossning och analys. Teoretiska beräkningar utförda av NCC:s organisation visade att det inte behövdes några större mängder av slipers rester inblandat i jord/torv för att hela volymen skulle behövas klassas om. Projektet hittade lösningar för att urskilja både slagg och slipers ur främst de utsiktade grusmassor. Metoden som kom att användas var att vindsikta materialet.

Initialt fanns problem med båda typer av siktar (stjärnsikt och vindsikt). Detta löstes genom att byta till ytterligare en skaksikt samt ett nytt mer robust transportband till vindsikten.

För att få till siktningssteget inom arbetsområdet behövdes mer resurser än vad som var kalkylerat för, inte minst ur personalsynpunkt. Det behövdes ytterligare en hjullastare och en dumper för att få till flödet och för att hinna ikapp med månaders siktat material som lagrats.

Utrymmesfrågan var initialt ett bekymmer då Trafikverket inte ville att NCC skulle arbeta med siktningsprocessen på redan sanerad mark. Det fanns dock ingen annan yta att uppbringa, utan projektet beslutade att efter avslutad siktning skrapa av de

översta 10 cm på redan sanerad yta efteråt. Området var mycket rent visade det sig efter siktningen så endast delar av området skrapades.

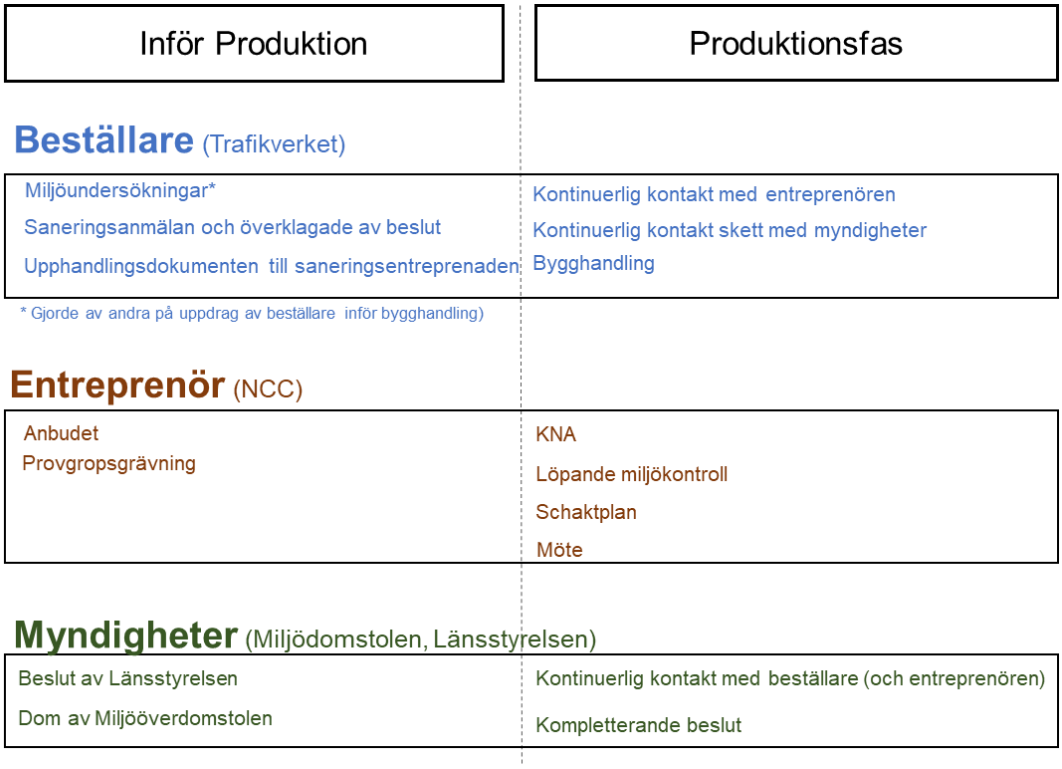
Nya föroreningar

Flera gånger stod projektet inför nya utmaningar då nya material eller föroreningar påträffades. Förutom slagg och slipers som blev ett problem först när schakten startades så påträffades också:

- Asbest i form av takpannor. Till en början plockades en hög med pannor ihop och skickades iväg men mycket snart kom man fram till att asbest fanns inom ett större område med små skärvor. Området fick saneras separat och personal fick utbildas.
- Trärester/faner påträffades i större mängd från en fanérfabrik på andra sidan gölen. Delar av fanéren innehöll också limrester.
- Kalk som först misstogs som gips påträffades först i mindre mängd men en kort tid senare även i mycket stor mängd i ett område. Största problematiken kring detta var att pH-värdet i vattnet som gick in i vattenreningen höjdes och entreprenören fick sluta att pumpa från detta delområdet.
- Dinitrofenol, ett gult bekämpningsmedel upptäcktes genom att vattenpölar på området färgades. Efter en lång diskussion med laboratoriet kunde de konstatera att det rörde sig om detta äldre bekämpningsmedel som också använts ett kort tag som impregnering. Massorna var tvungna att förbrännas och en process påbörjades med Länsstyrelsen om nya riktvärden i jord och vatten.

5.4 Styrdokument och aktörer som påverkat masshanteringen

I ett saneringsprojekt är det olika aktörer som påverkar och styr hur saneringsprocessen fortlöper, såsom beställare, entreprenör och myndigheter. Dessa aktörer har olika påverkan i olika tidsperioder som t.ex. inför och under upphandlingen, och även i själva produktionsfasen. Diagrammet i Figur 5-8 visar en sammanställning av de viktigaste styrdokumenten eller händelserna som påverkat schakt och masshantering.



Figur 5-8. Översikt över dokument som styr masshantering eller arbetssätt hos olika aktörer i olika moment.

Nedan listas och beskrivs några av de dokumenten/etapperna som styrde processen med masshantering. I Bilaga C finns en mer detaljerad beskrivning av vissa av dessa dokument.

<u>Miljöundersökningar och miljökontroll (1980s – 2016):</u>

- Miljöundersökningar före upphandling (1980-talet till 2007)
- Miljökontroll under entreprenaden (2015-2016)

<u>Tillsynsfrågor (2007-2016):</u>

- Miljööverdomstolen (2007 – 2010): Saneringsanmälan från Trafikverket (2007), Dom från Miljööverdomstolen, MÖD 2010:45 (2010), dom nr M848-09, daterad 2010-12-22.
- Ytterligare beslut från Länsstyrelsen under entreprenaden, pga. förändringar under saneringen. Kontinuerlig kontakt har skett med Länsstyrelsen: Ändrat utsläppspunkt för vatten, tillägg på riktvärden för DNP, osv.

<u>Upphandlingsdokument för utförandeentreprenad från Trafikverket (2013):</u>

- Administrativa Föreskrifter
- Teknisk beskrivning
- Miljöplan

<u>Dokument från NCC som vägledde entreprenadarbetet (2015 - 2016):</u>

- KNA, 2015

- Schaktplaner i 0,5 m lager, 2015-06-24.

(Interna) möten under entreprenaden (2015 – 2016):

- Miljömöte, exempelvis miljömöte 10, 2016-10-21, angående svårigheter med sanering pga. utsättning av markförlagda kablar
- Byggmöte, exempelvis ett byggmöte i november 2016, avseende, bl.a., kontroll av schaktväggar och schaktbotten

5.5 Hinder och möjligheter

I detta avsnitt diskuteras hinder för en högre grad av återvinning av massor som identifierats inom fallstudien. De identifierade hindren består främst i olika typer av administrativa hinder som tex brister i förfrågningsunderlaget, krav på saneringsgrad och krav på externa och interna återfyllnadsmassor. Avsnittet behandlar också identifierade möjligheter.

Hinder

Förfrågningsunderlaget underskattade föroreningsutbredningen

Under saneringen utförde NCC provgropsgrävning vid fyra tillfällen för att få ytterligare information om föroreningar och jordlager före schaktarbeten påbörjades i olika delar av saneringsområdet (ÅF, 2017). Detta för att de kartor som tidigare gjorts visade sig stämma dåligt. I förfrågningsunderlaget, hade man bara baserat schaktkartorna på borrningar. Resultatet efter utvidgade undersökningar visade att inom flertalet områden hade föroreningarna gått djupare än vad förklassificeringen påvisade. Klassificeringen i förfrågningsunderlaget var baserad på den första provtagningen och på respektive interpolering som var gjord. Detta innebar att saneringen i flera fall fick utföras mer än dubbelt så djupt än vad som tidigare var tänkt. Främst vid ”hotspots” var utbredningen betydligt underskattad. I projektet schaktades 149 000 ton mer än det var tänkt i den ursprungliga planen, på samma tid.

Krav på externa massor att använda i projektet

I miljödomen stod inskrivet att projektets återfyllnadsmassor behövde antingen vara;

- Tagna direkt från täkt, jungfrulig mark eller om det kan påvisas på annat sätt att massorna inte är antropogent (mänskligt) påverkade de senaste 100 åren. Provtagning behövde då ske med samlingsprov på 4000 m^3.

Eller

- För andra externa massor som nyttjats eller bearbetats de senaste 100 åren ska ett samlingsprov tas ut för varje 50 m^3 och analyseras. Entreprenören skall visa att halterna av metaller och PAH i externa återfyllnadsmassor inte överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och att de ligger nära naturliga bakgrundshalter.

Detta andra alternativ med provtagning varje 50:e kubikmeter skulle blivit både kostsamt och resurskrävande. Denna omfattande provtagning var inte möjligt att göra för alla återfyllnadsmassor inom ett projekt med denna storlek.

Projektet använde sig av det första alternativet och det blev en stor utmaning att hitta lämpliga återfyllnadsmassor som föll in under kriterierna för provtagning var 4000:e kubikmeter, dvs av jungfruligt ursprung. Med jungfruliga massor menar man ingen påverkan på 100 år (se ovan). Som bevis för jungfruligheten har man använt sig av information om avverkade träd som åldersbestämts samt att det letats flygfotografier i kommunens arkiv.

Interna återfyllnadsmassor
Inom såväl industriområdet som skogsområdet fanns det massor med föroreningshalter som underskred de platsspecifika riktvärdena men som behövde grävas bort eftersom de underlagrades av förorenade massor. Uppgrävda massor som tillhörde avfallsklasser med halter under platsspecifikt riktvärde för industrimark (skogsmark), men över halten för Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM (KM) kunde enligt återfyllningskriteriet sen inte återvinnas på platsen. Dessa behövde således hanteras och omhändertas som avfall, såvida de inte förbehandlades så att halterna sjönk under återfyllnadskriteriet. Det var endast om halterna hos de uppgrävda massorna underskred kraven för återfyllnadsmassor (dvs Naturvårdsverkets *generella* riktvärden för MKM resp. KM) som de direkt kunde återvinnas som fyllnadsmassor (Miljöplan).

Krav på grad av sanering av fastigheten
Fastigheten har riskbedömts till MKM och kommer aldrig nyttjats till något annat ändamål så länge tågen rullar på stambanan mellan Malmö-Stockholm direkt utanför samt att rangergården är aktiv. Ändå har marken till största del fyllts med massor som det skulle kunna byggas bostäder på, det vill säga massor med föroreningshalter under KM.

Mot slutet av saneringen fanns inte längre några förorenade, ej sanerade ytor att ställa sikten på. Om massorna istället skulle tas från området till annan plats för att siktas skulle de enligt miljöplanen och andra styrdokument räknas som externa fyllnadsmassor när de kommer tillbaka, och i vissa fall inte längre klara kraven för återfyllnad. Detta ledde till att mindre mängder massor siktades än vad som var möjligt och istället kördes iväg.

Möjligheter

En jämförelse av förklassificeringen (baserat på förfrågningsunderlag samt utökad provgropsgrävning) av massor med utfallet vid provtagning av schaktade massor visar att ca 61 % av de provtagna högarna efter siktning har klassat om till en lägre klass. T.ex. FA har klassats ner till IFA, medan endast 7 % har klassats upp till en högre klass. 32 % har varit förklassificerade till samma klass som provtagningen visar.

Avvikelsen mellan förklassificeringen och provtagningen av schaktade massor kan bero på att förklassificeringen i stor utsträckning baseras på beräkningar från provtagningar i borrpunkter medan provtagningar av schaktade massor har provtagits

som samlingsprover bestående av 30 st delprover från en 200 m^3 hög vilket kan ge ett mer representativt prov (ÅF, 2017).

Som ett resultat av siktning och miljökontroll genom provtagning kunde man återvinna 66 000 ton massor inom projektet.

6. Samhällsekonomiska effekter

I detta kapitel betraktas återvinning av jordmassor ur samhällsekonomisk synvinkel. Kapitlet inleds i avsnitt 6.1 med att förklara några olika typer av samhällsekonomiska effekter som kan uppstå vid olika grader av återvinning av massor och hur det går att resonera sig fram till vilken återvinningsgrad som är samhällsekonomiskt mest lönsam. Vidare förklaras det centrala begreppet ”negativ extern effekt”, vilket syftar på kostnader som uppstår för samhället men som inte räknas in som en kostnad i projektekonomiska kalkyler. Avsnitten 6.2 och 6.3 kopplar sedan tillbaka till fallstudierna i kapitel 4 och 5. I dessa tidigare kapitel visades för fallstudierna hur hanteringen av massor påverkades av projektens styrdokument, och i 6.2 och 6.3 studeras vissa externa effekter som uppstod till följd av denna masshantering. Kapitlet avrundas i avsnitt 6.4 med en diskussion utifrån resultaten från 6.2 och 6.3.

6.1 Inledning

Nyttor och kostnader av olika grader av återvinning av massor
Ur samhällsekonomisk synvinkel är en ökad återvinning av jordmassor inte per definition något önskvärt, utan en sådan återvinning kan medföra såväl fördelar som nackdelar för samhällsekonomin. Vad som är intressant att undersöka är därmed under vilka omständigheter som fördelarna med ökad återvinning är större än nackdelarna.

En ökad återvinning av jordmassor har tveklöst potential att leda till positiva samhällsekonomiska effekter, eftersom den i bred bemärkelse kan minska resursåtgången i samhället och öka människors välbefinnande. Långa transporter till exempelvis deponier och mottagningsanläggningar kan undvikas och därmed även de utsläpp av luftföroreningar och trafiksäkerhetsrisker som transporter innebär. En ökad återvinning kan även minska behovet av att ta i anspråk jungfruliga resurser genom att öppna eller utvidga täkter och därmed även minska de miljöstörningar som täkter för med sig.

Det finns dock även potentiella negativa samhällsekonomiska effekter av att öka återvinningen av jordmassor. Att helt ersätta uppgrävda jordmassor med jungfruligt material kan vara ett sätt att minska risken för att marken fylls med material som innehåller föroreningar. Om jordmassor återvinns kan det finnas en större risk för att det förekommer föroreningsrester som kan leda till negativa effekter för människors hälsa och miljön. I potentiella hälsoeffekter ingår arbetsmiljörisker; det kan tänkas att risken för att erforderliga skyddsåtgärder inte har vidtagits ökar om eventuellt förorenade jordmassor återvinns i större utsträckning. Genom provtagning av jordmassorna kan föroreningar upptäckas, men provtagning är inte gratis utan tar tid och resurser, dvs. medför kostnader.

Samhällsekonomiskt innebär det här att det finns en balansgång mellan nyttor och kostnader av en ökad återvinning av massor. Det vore önskvärt att hitta den återvinningsgrad som gör skillnaden mellan nyttor och kostnader (=nettonyttan) av återvinning så stor som möjligt. I specifika projekt kan denna återvinningsgrad vara olika hög, eftersom förhållanden såsom avstånd till deponier och täkter samt möjligheten till att tillfälligt lagra massor vid eller nära platsen för projektet kan

variera kraftigt mellan olika projekt. Sådana projektspecifika förhållanden illustreras senare i detta kapitel genom fallstudierna för Hjulsta Norra och Nässjö bangård.

Att hitta balanspunkten mellan nyttor och kostnader
För att på ett generellt sätt kunna illustrera balansgången mellan nyttor och kostnader används Figur 6-1 som hjälp. X-axeln mäter graden av återvinning av massor i ett projekt och går från 0 % till 100 % återvinning. Y-axeln mäter nyttor och kostnader i kronor. Vid 100 % återvinning kan det förväntas finnas en viss risk för att en eventuell föroreningshalt i de jordmassor som grävs upp, behandlas och sedan återvinns på platsen ligger över en önskad nivå. Förekomsten av en sådan föroreningshalt kan drabba projektet i form av behov av kostsamma saneringsåtgärder och eventuella skadestånd.

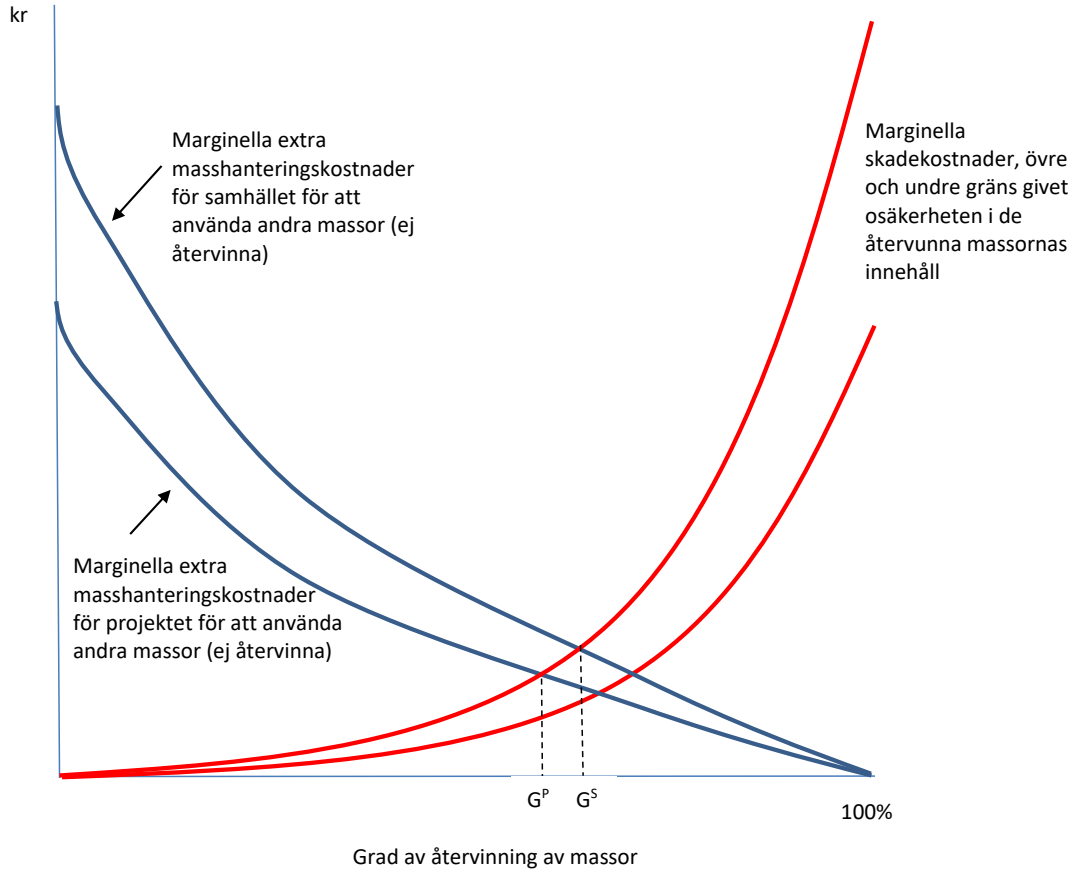
Risken för en föroreningsnivå över önskad nivå på platsen kan däremot förväntas vara obefintlig eller mycket låg vid 0 % återvinning, dvs. en situation där de uppgrävda massorna helt och hållet ersätts med kontrollerat jungfruligt material. Den ökande risken för människors hälsa och miljön vid en högre återvinningsgrad mäts i figuren av den marginella skadekostnadskurvan (MSK). Denna kurva uttrycker hur mycket de totala skadekostnaderna för samhället till följd av hälso- och miljörisker ökar vid en marginell (dvs. liten) ökning av återvinningsgraden. De totala skadekostnaderna för att uppnå en viss återvinningsgrad kan utläsas som ytan under MSK-kurvan fram till denna återvinningsgrad: ytan är summan av alla marginella skadekostnader.

Av flera skäl kan det förväntas finnas en osäkerhet kring hur stora hälso- och miljöriskerna är, och därför finns det i figuren två MSK-kurvor som representerar en övre och en undre gräns för de marginella skadekostnaderna. En källa till osäkerhet är att provtagning av de jordmassor som återvinns inte ger en fullständig bild över förekomsten av föroreningar i massorna; i figuren har MSK-kurvorna ritats givet att en viss provtagningsmetod används. Försiktighetsskäl kan tala för att det är den övre MSK-kurvan som används för bedömningar av graden av massåtervinning. En ändrad provtagningsmetod kan minska osäkerheten och därmed avståndet mellan MSK-kurvorna, se vidare nedan.

Vid återvinning av massor uppstår kostnader för själva hanteringen av återvinningen, t.ex. för provtagning, maskintid och platsbehov för att tillfälligt lagra massorna innan de kan återvinnas. Kostnaden för samhället kan förväntas överstiga projektkostnaden, eftersom kostnader till följd av t.ex. luftutsläpp från maskiner drabbar samhället utan att projektet debiteras för sådana kostnader (s.k. negativa externa effekter).

De kurvor för hanteringskostnader som visas i figuren är de marginella extra masshanteringskostnaderna för att använda *andra* massor istället för att återvinna. Kurvorna är ritade så att dessa extra kostnader är noll vid 100 % återvinningsgrad, och att de sedan stiger ju mer andra massor används istället för att återvinna. Att använda andra massor kan leda till att det bland annat uppstår längre transporter, deponeringsavgifter, och behov av att köpa jungfruligt material. Den lägre kurvan visar de marginella extra hanteringskostnaderna för projektet och den övre visar motsvarande kostnader för samhället. Anledningen till att de senare överstiger kostnaderna för projektet är förekomst av externa effekter på grund av transporter och ianspråktagande av jungfruliga resurser genom nya eller utvidgade täkter.

En ökad användning av jungfruligt material och därmed en lägre grad av återvinning innebär alltså stigande masshanteringskostnader. Men å andra sidan uppstår även en lägre risk för att förorenade massor används. Detta medför en nytta i form av minskade skadekostnader som i figuren kan vägas mot de stigande masshanteringskostnaderna.



Figur 6-1. Principiell illustration av den mest fördelaktiga graden av återvinning av massor ur ett samhällsekonomiskt perspektiv (G^S) samt ur ett projektekonomiskt perspektiv (G^P), givet att försiktighetsskäl talar för att den övre kurvan för marginella skadekostnader används för bedömningen.

Givet att försiktighetsskäl gör att det är den övre MSK-kurvan som är styrande, är figurens kurvor ritade på ett sätt som innebär att den ekonomiskt mest fördelaktiga återvinningsgraden är lika med G^P % för projektet och G^S % för samhället. Om man använder kurvorna för att läsa av resultatet av en ytterligare minskning av återvinningsgraden finner man att denna minskning medför en nytta (=minskade skadekostnader) som är mindre än kostnaden (=ökade masshanteringskostnader).

Figurens kurvor ger en kraftigt förenklad bild av verkligheten och är ritade enbart för att ge en principiell illustration av avvägningen mellan minskade skadekostnader och ökade masshanteringskostnader. I verkligheten kan till exempel masshanterings-kostnaden för att återvinna massor vara högre än masshanteringskostnaden för andra massor på grund av t.ex. brist på lämpliga tillfälliga lagringsplatser för uppgrävda

massor och komplicerade procedurer för att behandla uppgrävda massor, dvs. de extra masshanteringskostnaderna för att använda andra massor kan vara negativa för ett kort eller långt intervall från 100 % återvinning och nedåt.

Ändrad provtagning kan påverka återvinningsgraden
Genom en förbättrad provtagning skulle de massor som är tänkta att återvinnas kunna klassificeras på ett säkrare sätt, så att osäkerheten i den marginella skadekostnaden minskar. Då förskjuts den övre MSK-kurvan nedåt i diagrammet och den undre MSK-kurvan förskjuts uppåt, dvs. det osäkerhetsintervall som uttrycks av mellanrummet mellan MSK-kurvorna blir smalare. Antag att det av försiktighetsskäl ändå är den övre MSK-kurvan som fortfarande är styrande för beslut. Förskjutningen nedåt innebär då att den ekonomiskt mest fördelaktiga graden av återvinning blir *högre* än tidigare, allt annat lika. Det är dock troligt att den förbättrade provtagningen innebär en viss ökning av provtagningskostnaderna. För en ekonomisk utvärdering av den förändrade provtagningsmetodiken blir det således nödvändigt att väga de ökade provtagningskostnaderna mot den minskade övre gränsen för de marginella skadekostnaderna.

6.2 Hjulsta Norra

I kapitel 4 förklarades hur masshanteringen påverkades av projektets styrdokument. I detta avsnitt presenteras några samhällsekonomiska effekter av den hanteringen i termer av kostnader och nyttor, med fokus på externa effekter. De effekter som studeras är dock avgränsade till arbete på området och transporter mellan område, deponi och plats där fyllnadsmassor hämtas. De effekter som uppstår vid deponier och täkter är alltså inte medräknade. Syftet är inte att göra en heltäckande kostnads-nyttoanalys, utan att visa på de direkta effekterna av styrdokumenten, se Tabell 6-1.

Massor innehållande alifater med föroreningsinnehåll >KM<MKM kördes till Swerock Recyclings mottagningsanläggning Töstatippen utanför Västerås, ca 100 km enkel väg. Dessa användes vid en sluttäckning av deponi. De förorenade massornas mängd var initialt uppskattad till 200 m^3, eller ca 400 ton. För att minimera mängden förorenade massor som kördes till tippen gjordes extra tester i syfte att avgränsa föroreningarnas spridning, vilket gjorde att mängden kunde begränsas till 265 ton och kostnaderna för transport och mottagningsavgift minimeras.

Denna extra provtagning besparade projektet ca 102 000 kr i mottagningsavgift och transportkostnad, varav avfallstaxa utgjorde ca 47 000 kr och transport ca 55 000 kr. Av transportkostnaden utgjorde ca 5 000 kr kostnader för externa effekter som utsläpp och olycksrisk. Kostnaden för den extra provtagningen finns inte specificerat för just denna del utan är en del av den kompletterande markundersökningen.

Tabell 6-1. Minskad samhällsekonomisk kostnad som resultat av utökad provtagning på förorenade massor. Källa enhetskostnad externa effekter, ASEK 6.1 (Trafikverket, 2018) samt Trafikverket (2019).

Förorenade massor	*Initialt*	*Efter extra provtagning*	*Skillnad*
Vikt (ton)	400	265	135
Antal lass (30 ton/lass)	14	9	5
Körsträcka ToR (km)	200	200	
Total körsträcka (km)	2800	1800	1000
Kostnad CO2 (3,56 Kr/fkm)	9 968 kr	6 408 kr	3 560 kr
Kostnad luftföroreningar (0,35 kr/fkm)	980 kr	630 kr	350 kr
Kostnad ökad olycksrisk (0,33 kr/fkm)	924 kr	594 kr	330 kr
Bullerkostnad (0,40 kr/fkm)	1 120 kr	720 kr	400 kr
Körkostnad (45 kr/km+1000 kr/lass)	140 000 kr	90 000 kr	50 000 kr
Total avfallstaxa, exkl. moms (350 kr/ton)	140 000 kr	92 750 kr	47 250 kr
Total kostnad	**292 992 kr**	**191 102 kr**	**101 890 kr**
Varav externa effekter	12 992 kr	8 352 kr	4 640 kr

Stora mängder bergkross (242 200 ton) kördes iväg till NCC Industry i Barkarby och Rotebro, som ett resultat av att det inte fanns tillräckligt med upplagsytor. Antaget att det går 30 ton på varje lass och att det körs lika mycket till Barkarby och Rotebro, 10 respektive 2 km bort (dvs. i genomsnitt 6 km), innebär det transporter på sammanlagt 96 900 km tur och retur.[5] Eftersom dessa bortkörda mängder sedan måste ersättas med inköp av ny bergkross vid återställande av platsen tillkommer det lika mycket transport till, totalt 193 800 km. Den totala transportkostnaden av detta uppgår till ca 25,8 mkr, varav körkostnaden utgör 24,9 mkr och de externa effekterna 0,90 mkr. Bergkrossen har ett värde och kan säljas, men innebär ändå totalt sett en förlustaffär för projektet eftersom motsvarande mängd kostar mer att köpa in. Om dessa transporter hade kunnat undvikas hade det inneburit en besparing i transportkostnader (inkl. externa effekter) på 106 kr per ton material som tas från platsen (25,8 mkr/242 200 ton).

I och med att Trafikverkets initiala uppskattning av schaktmängder inte var korrekt var underskottet av upplagsytor än större. Detta innebar att även 164 000 ton rena jordmassor (<KM) som hade kunnat användas som återfyllnadsmassor inom projektet istället kördes iväg till olika mottagningsanläggningar, för att sedan ersättas med nya. Detta innebar ytterligare transport- och mottagningskostnader. Vilka anläggningar som massorna kördes till är dock inte känt, och därmed har det inte varit möjligt att exakt beräkna denna kostnad. Troligtvis handlar det om ungefär samma storleksordning som för att transportera bort bergkrossen, dvs. ett tiotal miljoner kr (exempelvis är 106 kr/ton * 164 000 ton = 17,4 mkr).

[5] 96 900 = 242 200 / 30 * [6*2]. Jämför beräkningar i Tabell 6-1.

För att kunna återvinna de 242 kton bergkross och 164 kton rena jordmassor inom projektet hade det alltså behövts en stor areal extra upplagsytor. Tillståndsmyndigheten gjorde bedömningen att det inte fanns några sådana ytor att tillgå i direkt anslutning till arbetsområdet och gav bland annat avslag på en ansökan som NCC skickade in. Att ta sådana ytor i anspråk, ytor som dessutom kan ta tid att återställa efter lagringen, innebär också en kostnad för samhället. Hur stor denna kostnad är beror på vilket användningsområde platsen har, eller hade haft, om området inte används som mellanlager, dvs. alternativkostnaden av marken. Några exempel på användningsområde skulle kunna vara rekreation, produktion av livsmedel, parkering etc.

6.3 Nässjö bangård

I kapitel 5 förklarades hur masshanteringen påverkades av projektets styrdokument. I detta avsnitt presenteras några samhällsekonomiska effekter av den hanteringen i termer av kostnader och nyttor, med fokus på externa effekter. De effekter som studeras är dock avgränsade till arbete på området och transporter mellan område, deponi och plats där fyllnadsmassor hämtas. De effekter som uppstår vid deponier och täkter är alltså inte medräknade. Syftet är inte att göra en heltäckande kostnads-nyttoanalys, utan att visa på de direkta effekterna av styrdokumenten.

I Nässjö tog NCC ett eget initiativ att sikta massorna för att kunna återvinna en större mängd på plats. Detta sparade kostnader för entreprenören genom minskade körkostnader och avfallstaxor, samt inköp och transport av ytterligare externa massor. Det innebar också minskad påverkan på samhället från utsläpp och olycksrisker kopplat till transporter. Enligt uppgifter från platsansvarig på NCC hade de återvunna massorna högst sannolikt körts till Vetab i Vetlanda om de istället hade deponerats, en sträcka på 88 km tur och retur från Nässjö. De externa massorna antas ha tagits från någonstans i Nässjö inom en radie på 10 km, dvs. en körsträcka på 20 km ToR.

I Tabell 6-2 visas kostnadsbesparingen av att siktade massor återvanns på plats i stället för att deponeras, kostnadsbesparing till följd av att rena (osiktade) massor användes för återfyllnad i stället för att deponeras, samt kostnadsbesparing av att återvinningen av massor gjorde det onödigt att köpa in externa fyllnadsmassor. Den totala kostnadsbesparingen, eller nyttan, fås alltså genom att addera de tre kolumnerna, vilket summeras till 54,6 mkr. Av dessa utgör externa effekter ca 1,1 mkr. Notera att det i fallet Nässjö fanns en bestämd gemensam avgift för att köra bort och ta hand om massorna på 644 kr/ton.

Tabell 6-2. Minskad samhällsekonomisk kostnad till följd av att sikta och återvinna massor istället för att köra iväg alla schaktade massor och ersätta med rena externa massor. Källa enhetskostnad externa effekter, ASEK 6.1 (Trafikverket, 2018) samt Trafikverket (2019).

	Siktade massor	*Återfyllnads-massor*	*Externa massor*
Vikt (ton)	30 105	36 167	66 272
Antal lass (30 ton/lass)	1004	1206	2210
Körsträcka ToR (km)	88	88	20
Total Körsträcka (km)	88352	106128	44200
Kostnad CO2 (3,56 Kr/fkm)	314 533 kr	377 816 kr	157 352 kr
Kostnad luftföroreningar (0,35 kr/fkm)	30 923 kr	37 145 kr	15 470 kr
Kostnad ökad olycksrisk (0,33 kr/fkm)	29 156 kr	35 022 kr	14 586 kr
Bullerkostnad (0,40 kr/fkm)	35 341 kr	42 451 kr	17 680 kr
Körkostnad inkl. mottagningsavgift (644 kr/ton)	19 387 620 kr	23 291 548 kr	
Körkostnad (45 kr/km+1000 kr/lass)			4 199 000 kr
Inköpstaxa externa massor (100 kr/ton)			6 627 200 kr
Total inbesparad kostnad	**19 797 573 kr**	**23 783 982 kr**	**11 031 288 kr**
Varav externa effekter	409 953 kr	492 434 kr	205 088 kr

Insatsen innebar dock kostnader för själva siktningen samt utsläpp från maskinerna som användes för detta. Utsläppskostnaden i form av CO_2 och NOx har tidigare beräknats av NCC (2015), som underlag för beslut om efterbehandlingsalternativ. En liknande metod har använts till denna rapport, men med uppdaterade mängder samt de senaste schablonvärdena på utsläppskostnader enligt ASEK 6.1 (Trafikverket, 2018), se Tabell 6-3. Mängd massor som siktas per timme är tagen från NCC (2015), där det uppskattades till 69 ton/h. Med en total mängd att sikta på ca 195 000 ton uppgår kostnaden för koldioxid- och kväveoxidutsläpp till ca 633 tkr.

Eftersom området ligger som det gör exponeras inte några människor utanför projektet av någon annan typ av externa effekter. Ytterligare potentiella externaliteter som skulle vara aktuella om ett liknande åtgärdsarbete utfördes i stadsmiljö är bl.a. utsläpp av partiklar och buller.

De massor med halter under platsspecifika riktvärden för industrimark men över halten för Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM (resp. KM för skogsmark) som grävdes upp för att komma åt underliggande massor kunde enligt återfyllningskriteriet sedan inte återvinnas på platsen. Detta har lett till att de istället hanterats som avfall eller gått in i siktningsprocessen. Hur stora mängder som hade kunnat återvinnas eller som ändå återvanns efter siktning finns det inte information om, varför det inte har inkluderats i beräkningarna av externa effekter.

Tabell 6-3. Den samhällsekonomiska kostnaden av utsläpp från siktningen. Källa enhetskostnad externa effekter, ASEK 6.1 (Trafikverket, 2018) samt Trafikverket (2019).

Mängd som siktades (ton)	194 842
Mängd per timme (ton)	69
Antal timmars arbete	2822
Liter diesel per timme	12,5
Total mängd diesel (liter)	35 278
Mängd CO_2-utsläpp (kg) [2,5 kg CO_2/l diesel]	88 196
Enhetskostnad CO_2 (kr/kg)	7,00
Kostnad CO_2 (kr)	**617 369**
Mängd NOx-utsläpp (kg) [5 g NOx/l diesel]	176
Enhetskostnad NOx (kr/kg)	86
Kostnad NOx (kr)	**15 170**
Totalt luft- och klimatutsläpp	**632 538**

Vid slutet av arbetet när det inte fanns tillräckligt med plats på området för sikten hade resterande massor behövt lämna området för att kunna siktas. Återfyllnadskravet för externa massor innebar dock att schaktmassor inte kunde lämna och sedan återföras till området. Därmed deponerades en större mängd än nödvändigt. Det är dock inte undersökts hur stor mängd massor som eventuellt hade kunnat återföras efter siktning, och dessa ingår därmed inte heller i beräkningarna.

6.4 Diskussion

Resultaten i fallstudierna illustrerar på olika sätt att det kan finnas en besparingspotential i att återvinna jordmassor, dvs. att det i linje med resonemanget kring Figur 6-1 finns en extrakostnad med att inte återvinna. I fallet Hjulsta Norra skulle det ha kunnat uppstå en besparing i transportkostnader om det hade funnits tillräckligt med upplagsytor så att bergkrosstransporter hade kunnat undvikas. Denna potentiella besparing (inklusive undvikna negativa externa effekter) beräknades till 106 kr per ton material. Detta leder dock inte utan vidare till slutsatsen att det hade varit lämpligt att inrätta större upplagsytor, eftersom det inte kan uteslutas att det skulle finnas en ännu bättre användning av dessa ytor för samhället. Vid en bedömning av att reservera mark för upplagsytor behöver det med andra ord vägas in vad som är den bästa alternativa användningen av sådana ytor.

Fallet Hjulsta Norra illustrerar också att extra provtagningar kan leda till lägre projektkostnader i form av mottagningsavgifter och transportkostnader och lägre negativa externa effekter, även om det just i denna fallstudie inte fanns data som gjorde det möjligt att jämföra dessa lägre projektkostnader med kostnaden för de extra provtagningarna.

I fallet Nässjö bangård togs beslutet att behandla jordmassor på plats genom siktning och på så sätt kunna återvinna en större mängd massor. Detta ledde till kostnadsbesparingar i form av minskade körkostnader och avfallstaxor, samt inköp

och transport av ytterligare externa massor. Det innebar också minskade negativa externa effekter från transporterna. Dessa är kostnadsbesparingar som måste jämföras med konsekvenserna av att sikta. NCC valde siktningsalternativet av projektekonomiska skäl, och av de negativa externa effekter som studerades i avsnitt 6.3 kan utläsas att siktningsalternativet leder till en nettovinst. Nettovinsten förstärks troligen av att de viktigaste externa effekterna som inte har studerats i fallstudien är de negativa externa effekter som är kopplade till deponering och användande av jungfruliga massor.

Fallstudiernas resultat tillåter inte några *generella* slutsatser om den projektekonomiska och samhällsekonomiska lönsamheten av större återvinning av jordmassor, utan illustrerar snarast hur *specifika* förhållanden vid enskilda projekt kan förväntas ha en avgörande betydelse för lönsamheten, t.ex. transportavståndet till upplagsytor, deponier och täkter. Därför behöver enskilda projekt undersöka konsekvenserna av olika strategier beträffande återvinning av jordmassor. Det vore ett stort steg framåt om föreslagna projekt som en del av ett beslutsunderlag (och utvärderingar) kan beräkna nyckeltal för olika strategier att hantera massorna, exempelvis följande:

- Projektekonomiska respektive samhällsekonomiska enhetskostnader räknade i kronor per ton jordmassor.
- Relationen mellan ton återvinna massor (på plats respektive på annan plats) och ton jungfruliga massor.
- Relationen mellan ton jungfruliga massor som tas från bergtäkter och ton totala jungfruliga massor, i syfte att få en bild av möjligheten att jungfruliga massor kan tas från överskott från t.ex. infrastrukturprojekt istället för att ny mark tas i anspråk genom täkter.
- Relationen mellan ton massor som deponeras av projektet och ton totala massor som deponier har tillstånd att ta emot, i syfte att få information om hur mycket deponikapacitet som projektet kommer att ta i anspråk.
- Relationen mellan ton återvinna massor (på plats respektive på annan plats) och ton schaktade massor.
- Provtagningskostnader för projektet i relation till ton återvinna massor (på plats respektive på annan plats) respektive till ton totala massor, i syfte att få en indikation på ambitionsnivån avseende provtagning.

Som påpekades i kapitel 3 kan kravställning i upphandlingar förväntas vara ett viktigt styrmedel för att få till stånd en större återvinning av jordmassor. Att kräva att återvinningsstrategier föreslås i anbud och dessutom beskrivs med hjälp av nyckeltal kan förenkla jämförelsen av strategierna och kan även i sig ge incitament till ökad återvinning. Målsättningen i ett anbudsskede kan sedan följas upp under och efter projektets genomförande genom rapportering av hur projektet presterar med avseende på nyckeltalen.

Upphandlingar bör även ta hänsyn till att lägre kostnader för projektet som helhet till följd av återvinning inte nödvändigtvis ger företagsekonomiska incitament till återvinning, ifall kostnadsbesparingar och kostnadsökningar är asymmetriskt fördelade mellan olika aktörer, t.ex. utförare av olika delar av projektet. Eventuella lägre negativa externa effekter utgör per definition inte heller automatiskt något

Med stöd från VINNOVA Sveriges innovationsmyndighet Energimyndigheten FORMAS Strategiska innovations-program

företagsekonomiskt incitament, eftersom de externa effekterna inte inkluderas i de kalkyler som företagen gör om de inte behöver betala för dem i form av t.ex. miljöskatter.

7 Klassificering av massor för återvinningssyfte

Den klassificeringsmetodik som presenteras här baseras på tidigare arbeten om statistisk analys och klassning av föroreningar i jord, framförallt Norrman et al. (2009) och SGI (2018). I denna beskrivning används samma terminologi som SGI (2018). Läsaren hänvisas till SGI (2018) för den kompletta ordlistan och dess förklaringar.

7.1 Felklassning och risker

Jordmassor klassificeras som underlag för beslut gällande hur massorna skall hanteras: skall massorna köras till deponi, och i så fall vilken typ av deponi eller kan massorna återvinnas på platsen där de grävdes upp, eller någon annanstans? Oftast sker ett beslut på underlaget att man jämför om medelhalten i massorna överskrider ett uppsatt haltkriterium.[6]

All sådan klassning baseras på en provtagning av massorna. När en provtagning utförs på en viss massenhet, här kallat *beslutsenhet*, försöker man genom att analysera endast små delar av enheten uttala sig om hela beslutenheten; det är omöjligt att analysera varje partikel inom en beslutsenhet. Istället tas ett stickprov från enheten. Om dessa små delar, dvs. stickprovet, väljs ut på ett bra sätt så kan man anse att dessa är representativa för hela beslutsenheten. Men även om dessa små delar är utvalda så korrekt som möjligt kommer det alltid att finnas en skillnad mellan det stickprovet visar och det som stickprovet avser att representera. Syftet med statistiska metoder är att kvantifiera den osäkerheten så att man eventuellt kan justera hur stort stickprovet skall vara för att felet (osäkerheten) inte skall vara för stort eller ta höjd för den osäkerheten när man fattar beslut.

Det finns i princip två typer av fel som kan uppstå när man avser att klassificera massor för återvinning (se även Figur 7-1):

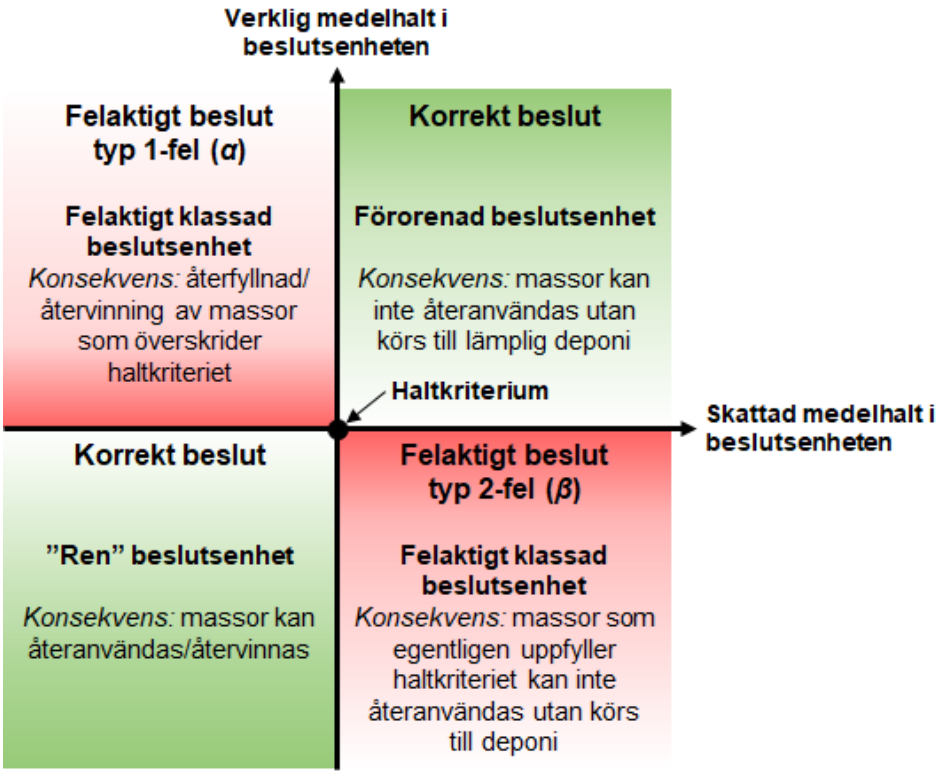
- Typ 1-fel: stickprovet visar felaktigt att medelhalten i beslutsenheten ligger under haltkriteriet och man därför tar beslutet att återvinna olämpliga massor;

- Typ 2-fel: stickprovet visar felaktigt att medelhalten i beslutsenheten ligger över haltkriteriet och man tar därför beslutet att köra massor till en deponi fast de hade kunnat återvinnas.

Oftast betraktar man typ 1-felet som det värsta felet, och därför försöker man ofta begränsa den felrisken. Ju närmare haltkriteriet den verkliga medelhalten ligger desto svårare är det att klassificera rätt. Ju större skillnad mellan verklig medelhalt och haltkriterium, desto troligare är det att klassificera korrekt. Detta är delvis lyckosamt eftersom man kan tänka sig större hälso- och miljökonsekvenser om man felaktigt klassificerar massor som ligger långt över haltkriteriet, och att dessa konsekvenser blir mindre när man ligger i närheten av haltkriteriet: haltkriterier är ofta satta med en viss säkerhetsmarginal.

[6] Avfallskriterier är ofta uppsatt utifrån laktester istället för totalhalter. All text i stycket hänvisar till provtagning och analys av totalhalter.

Ett viktigt budskap gällande klassning av massor är att det alltid finns viss osäkerhet i provtagningar även om de utförs så korrekt som möjligt. Felen i klassningen beror normalt på osäkerheterna i provtagningsstrategi och provberedning och osäkerheten i analysmetoden brukar normalt vara av mindre dignitet. Man behöver hantera och kontrollera den osäkerheten, men man kan aldrig uppnå 100% säkerhet.



Figur 7-1. Schematisk matris som illustrerar två typer av felklassning (röda rutor) och två typer av korrekt klassning (gröna rutor). Den röda färgens gradient indikerar att det är mer sannolikt att göra felklassningar då den verkliga medelhalten ligger nära haltkriteriet. Den gröna färgens gradient indikerar att ju större skillnad mellan den verkliga medelhalten och haltkriteriet, desto större sannolikhet att göra en korrekt klassning. Anpassad efter SGI (2018).

7.2 Haltkriterier: riktvärden och avfallskriterier

När massor som misstänks kunna innehålla någon grad av förorening skall bedömas, använder man sig av olika typer av haltkriterier. De renaste massorna klassas enligt Naturvårdsverket (2010) som MRR (mindre än ringa risk). För massor inom KM (känslig markanvändning) och MKM (mindre känslig markanvändning) gäller Naturvårdsverkets generella riktvärden (NV, 2016b). Kriterier för klassning av FA (farligt avfall) är å sin sida framtagna av Avfall Sverige (2019). För återvinning av massor är det de lägre klasserna MRR, KM samt MKM som är av intresse. Den framtida markanvändningen styr vilka jordmassor som eventuellt får återvinnas som exempelvis fyllning. Vid tillfällen kan även platsspecifika riktvärden (PSRV) avgöra huruvida massor på en plats kan återvinnas eller ej (Naturvårdsverket, 2009b).

7.2.1 Avfallskriterier

Som nämnts under kapitel 3 i denna rapport, utgörs den styrande svenska lagstiftningen av Miljöbalken (SFS 1998:808) samt Avfallsförordningen (SFS 2011:927). Dessa bottnar i sin tur i EU:s avfallsdirektiv 2008/98/EG. För att underlätta för kommunala avfallsmottagare och privata aktörer har branschorganisationen Avfall Sverige (2019) låtit samla lagstiftning och kriterier om avfall samt tagit fram gränser för det som betecknas som farligt avfall i sin rapport 2019:01 *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor*. Rapporten beskriver bland annat utifrån vilket perspektiv ett avfall klassas som farligt med avseende på dess egenskaper såsom frätande, brandfarligt eller explosivt. Med i rapporten finns även framräknade rekommendationshalter som är styrande för hur det ska behandlas. Är halterna lägre än FA klassas avfallet istället som IFA ända ner till den övre gränsen av MKM enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden.

7.2.2 Riktvärden

Riktvärden för förorenad jord utgår från ett riskbaserat synsätt: genom att utgå från markanvändningen på en plats kan man räkna ut vilka halter som inte bör överskridas för att hälso- och miljörisker skall vara acceptabla. En känslig markanvändning innebär att människor vistas där och i hög grad exponeras för föroreningar i marken. På en sådan plats accepteras lägre halter än på platser där människor inte vistas i lika hög utsträckning (eller där det inte finns lika skyddsvärda ekosystem). Vid en förenklad riskbedömning används generella riktvärden, men helst bör platsspecifika riktvärden tas fram för en mer platsspecifik bedömning av hälsorisker. Andra platsspecifika fördjupningar som kan göras i en riskbedömning är kopplat till bedömning av markekosystemet (se t.ex. Tiberg et al., 2019) och bedömning av risker till närliggande ytvattendrag.

Viktigt att lägga på minnet vid framtagning av riktvärden är dock att information om hur människor använder området utgår från en idé om att området skall kunna användas på det sättet utan att innebära en oacceptabel risk, inte utifrån hur människor faktiskt använder området idag, eftersom det kan komma att ändras ganska snabbt. Andra platsspecifika faktorer som mark- och vattenförhållanden är sådant som man inte kan förvänta sig kan förändras väldigt snabbt (även om de pågående klimatförändringarna idag talar för att detta kan behöva kommas att omprövas).

Om massor skall kunna återvinnas i högre utsträckning behöver man tillämpa metodiken för beräkning av riktvärden för att kunna avgöra vilka halter som kan tillåtas på en ny plats där massorna skulle kunna återvinnas. Idag används kriteriet MRR (mindre än ringa risk) för att avgöra om massor kan återvinnas utan att inhämta tillstånd från tillsynsmyndigheten. Men man kan tänka sig att det finns ett antal typanvändningar som lågförorenade massor skulle kunna återvinnas för, för vilka riktvärden kan tas fram med den metodik som använda idag för riskbedömning av förorenade massor. Bilaga D redovisar ett antal tänkbara sådana scenarier med en sammanställning av potentiella riktvärden för dessa typanvändningar. Listan nedan redovisar vilka dessa typanvändningar är.

- Fyllning under vägkropp
- Djupare fyllning, MKM
- Djupare fyllning, KM
- Fyllnadsmaterial på industriområde – asfalterat
- Fyllnadsmaterial på industriområde – oasfalterat
- Bullervallar
- ”*Landscaping*”

7.3 Provtagningsteori

Följande avsnitt beskriver mycket kortfattat olika provtagningsbegrepp och provtagningsteori och baseras på SGI (2018). För mer fördjupning av teorin hänvisas läsaren till SGI (2018) samt eventuella andra källor via referenser i texten.

7.3.1 Medelhalt, medelvärde och UCLM

Klassning av massor baseras på uppmätta föroreningshalter, dvs. koncentrationen av en förorening, mätt som mängden förorening per volymenhet, t.ex. mg/kg TS. När man skall klassa en viss beslutsenhet så är det normalt medelhalten man försöker skatta för att jämföra med ett haltkriterium. Det vi får fram genom en provtagning är alltså en *skattning* av den verkliga medelhalten, men den verkliga medelhalten kommer alltid att vara okänd för oss. Det är alltså en skillnad på den *verkliga* medelhalten och den *skattade* medelhalten, den senare är ofta representerad av medelvärdet. Inom statistiken betecknar man den verkliga (okända) medelhalten med μ och den skattade medelhalten, eller medelvärdet, med ($\bar{x}$).

Ibland vill man skydda sig mot felaktiga beslut, och då framförallt mot att felaktigt klassa en beslutsenhet som ren (dvs. med en skattad medelhalt under haltkriteriet) fast den i själva verket är förorenad (dvs. med en skattad medelhalt över haltkriteriet). Detta motsvaras av typ 1-fel i Figur 7.1. Det kan man göra genom att beräkna en övre konfidensgräns för den skattade medelhalten, ofta UCLM95. UCLM står för *Upper Confidence Limit of the Mean* och 95 betecknar i det här fallet den 95 %-iga konfidensgränsen. En beräkning av UCLM95 innebär att sannolikheten för att den verkliga medelhalten skall vara högre än UCLM95-värdet endast är 5%[7]. För att beräkna UCLM95 rekommenderas att använda sig av gratisprogramvaran ProUCL (US EPA, 2015).

7.3.2 Heterogenitet och variabilitet

Massor kan vara mer eller mindre heterogena, men det finns alltid ett visst mått av heterogenitet i alla massor, såväl de som ligger ouppgrävda i marken och de som är uppgrävda och eventuellt behandlade. Heterogeniteten innebär att föroreningshalten varierar i massorna och uppträder på tre skalor: på partikelskalan, på korta avstånd (upp till någon meter) och på långa avstånd.

[7] Under förutsättning att observationerna är representativa och slumpmässigt utvalda, samt att man har gjort rimliga modellantaganden och använt en korrekt beräkningsmetod!

- *Partikelheterogenitet:* Beror på materialets kornstorleksfördelning (föroreningar binds oftast starkare till små partiklar) samt om man har fragment av vissa föroreningar (t.ex. blyhagel). Analyssvaret blir beroende av vilka partiklar som kommer med i provet och spelar framförallt stor roll när prov tas ut på laboratoriet. Partikelheterogeniteten kan inte reduceras genom homogenisering utan istället måste partiklarna krossas eller malas till mindre storlek. Sådan behandling måste normalt beställas av laboratoriet.

- *Småskalig heterogenitet:* Beror på att föroreningen är rumsligt fördelad i volymen. Den småskaliga heterogeniteten kan spela stor roll när prov skall tas ut i fält. Om samlingsprov tas med flera inkrement (delvolymer) som kan ha mycket olika föroreningshalter så kan detta få stor effekt om inte samlingsprovet homogeniseras och delas ned korrekt. Detta behöver normalt beställas av laboratoriet.

- *Storskalig heterogenitet:* Beror också på att föroreningen är rumsligt fördelad i en volym. Framförallt har detta stor betydelse om massorna som man skall klassa ligger in-situ (dvs. ouppgrävda). För att hantera detta kan man antingen skapa samlingsprover som representerar hela enheten, eller genom att man tar flera enskilda prover som tillsammans representerar enheten.

Heterogeniteten på alla dessa skalor behöver hanteras korrekt för att provtagning skall bli så representativ som möjligt.

För att beskriva att föroreningshalten varierar rumsligt (och ibland över tid) kan man använda sig av kvantitativa mått på variabiliteten. Inom statistiken är standardavvikelse (s) och variabilitet (s^2) vanliga sådana mått. Båda är mått på hur stor en vanlig avvikelse från medelvärdet är i en viss datamängd. Ett annat sätt att uttrycka variabiliteten är att titta på ett relativt mått, i form av hur stor standardavvikelsen (s) är i förhållande till medelvärdet ($\bar{x}$): $s/\bar{x}$. Denna kvot benämns variationskoefficienten (*CV – Coefficient of Variation*) som är ett dimensionslöst mått.

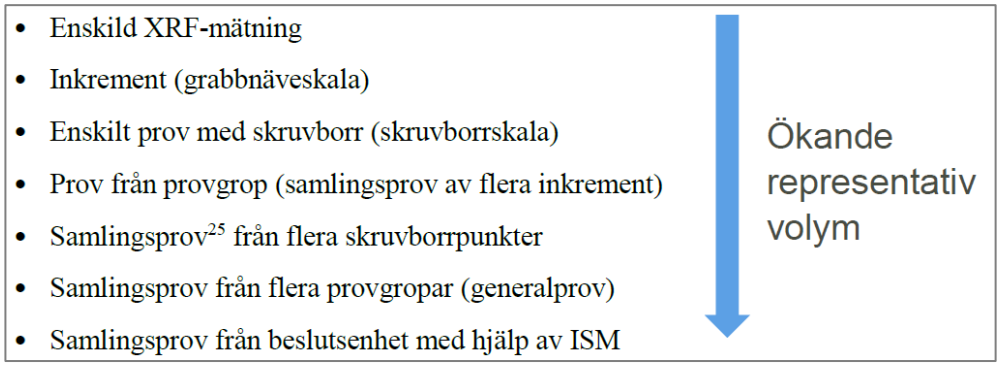
SGI (2018) ger förslag på hur olika CV kan tolkas, se Tabell 7-1. Generellt kan man säga att ju högre variabilitet, desto större osäkerhet i skattningen av medelhalten i beslutsenheten. Det är inte ovanligt att data från förorenade massor uppvisar CV-värden inom alla de spann som tolkas i Tabell 7-1.

Tabell 7-1. Variationskoefficienten CV och förslag på hur olika värden på CV kan tolkas (efter SIG, 2018).

CV	Förslag på tolkning
< 0.5	Mycket liten variabilitet. Data är troligen normalfördelade.
0.5 – 1	Liten variabilitet. Data kan troligen betraktas som normalfördelade.
1 – 1.5	Måttlig variabilitet. Data följer en skev fördelning, t.ex. lognormalfördelning. Dataspannet är någon eller några få tiopotenser.
1.5 – 2	Relativt stor variabilitet. Data följer en skev fördelning, t.ex. lognormalfördelning. Dataspannet är flera tiopotenser.
2 – 3	Stor variabilitet. Data följer en mycket skev fördelning, t.ex. lognormalfördelning. Dataspannet är åtskilliga tiopotenser.
> 3	Mycket stor variabilitet. Dataspannet är åtskilliga tiopotenser.

7.3.3 Provtagningsskala och representativ volym

Provtagningsskalan[8] är den volym eller massa som ett prov *representerar*, vilket inte nödvändigtvis är den samma som jordvolymen i själva provet. Provtagningsskalan beror av antalet inkrement i ett samlingsprov, mängden jord i provet, var i beslutsenheten som inkrementen har tagits, samt provberedning. Figur 7-2 är från SGI (2018) och visar en relativ bedömning av provtagningsskalan för ett antal vanliga provtagningar.



Figur 7-2. Relativ bedömning av provtagningsskala för vanliga provtagningar (från SGI, 2018).

När man skall klassa en beslutsenhet är det fördelaktigt med så stor provtagningsskala som möjligt. Metoden *Incremental Sampling Methodology* (ITRC, 2020)[9], eller inkrementell provtagning, strävar efter att göra provtagningsskalan lika stor som beslutsenheten genom att samla in ett stort antal inkrement från hela beslutsenheten.

[8] På engelska *support*.
[9] Under arbetet med den här rapporten håller materialet om ISM på att uppdateras. Uppdateringar där vissa fel i ISM metodiken skall ha uppdaterats förväntas publiceras i december 2020.

Anledningen till att det är fördelaktigt beror av ett fenomen som heter *volym-varianseffekten*. Det innebär att variabiliteten i en datamängd minskar om den representativa volymen, dvs. provtagningsskalan, ökar. Det innebär i sin tur att ju större representativ volym, desto lägre variabilitet (CV), desto mindre skev datamängd, och desto säkrare klassning av en beslutsenhet.

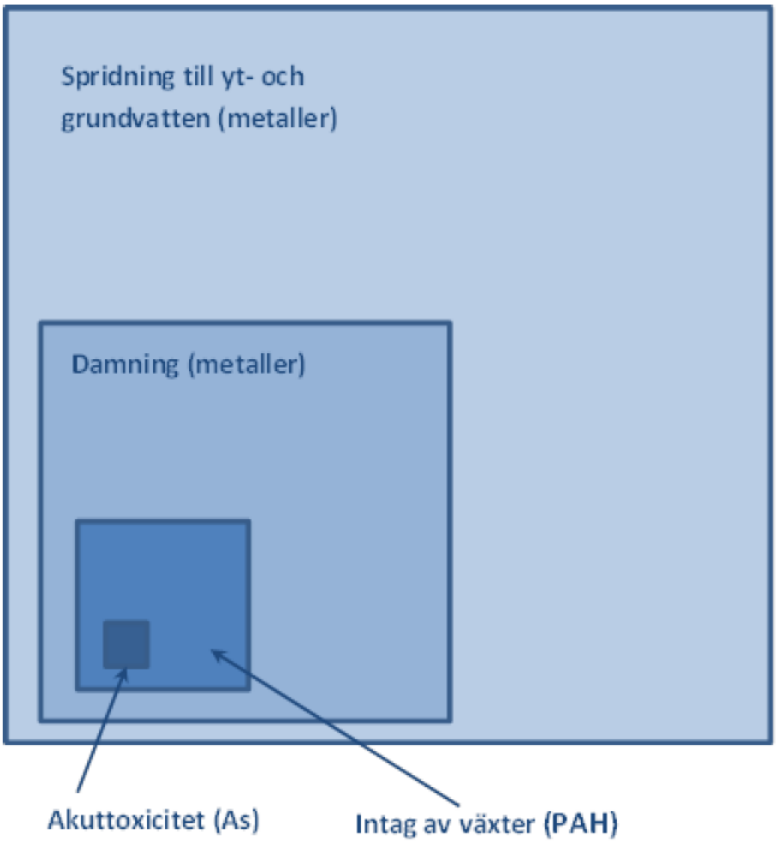
7.3.4 Beslutsenhet och exponeringsenhet

Riktvärden relaterar inte direkt till en viss volym, även om det för vissa delar har att göra med storleken på det område som skall riskbedömas[10] (eller eventuellt storleken på det område där massor skall återvinnas). Detta innebär att riktvärden inte kan användas direkt som haltkriterium utan behöver relateras till en viss volym också. Ett haltkriterium bör helst formuleras som ”*all jord med medelhalten av ämne X över haltkriterie Y i Z kubikmeter jord skall grävas bort/behandlas in situ/klassas som FA*” alternativt ”*all jord med medelhalten av ämne X under haltkriterium Y i Z kubikmeter jord kan återvinnas för ändamål W*”.

En beslutsenhet avser den volym som skall klassificeras. Om massorna befinner sig *in situ* behöver den volymen definieras med både area, djup, form och placering, se vidare SGI (2018). Om massorna är uppgrävda handlar det om hur stora högarna får vara som skall klassificeras som enskilda beslutsenheter. Vad som är en lämplig storlek bör ta hänsyn till möjlig återvinning, såsom planerad användning och styrande exponeringsvägar för människa och miljö.

En exponeringsenhet är den minsta jordvolym som utgör ett problem ur risksynpunkt. Den definitionen innebär att alla haltvariationer inom en sådan enhet är inte betydelsefulla ur risksynpunkt, utan det är bara medelhalten hos en sådan enhet som har betydelse. Helst bör en beslutsenhets storlek inte avvika för mycket från storleken på en exponeringsenhet. Olika typer av risker kan sägas representerar olika storlekar på exponeringsenheter, se Figur 7-3.

[10] För beräkning av halter i grundvatten och ytvatten spelar områdets storlek roll.



Figur 7-3. Storleken på en exponeringsenhet varierar beroende på vilken risk som är aktuell (från SGI, 2018).

7.3.5 Föroreningsnivå

Föroreningsnivå innebär helt enkelt hur förorenade de massor är som man avser att klassa, dvs. vilken medelhalt de har. Föroreningsnivån spelar roll för vilken säkerhet man kan uppnå med sin klassning. Om massorna är förorenade långt över eller långt under det haltkriterium man skall jämföra med, så är felrisken låg, men om föroreningsnivån ligger nära haltkriteriet, då är felrisken hög, se Figur 7.1.

I SGI (2018) används ett mått på föroreningsnivån, *F*, som relaterar den verkliga (okända) medelhalten till det haltkriterium som är aktuellt:

$$F = \frac{\text{verklig medelhalt}}{\text{aktuellt haltkriterium}}$$

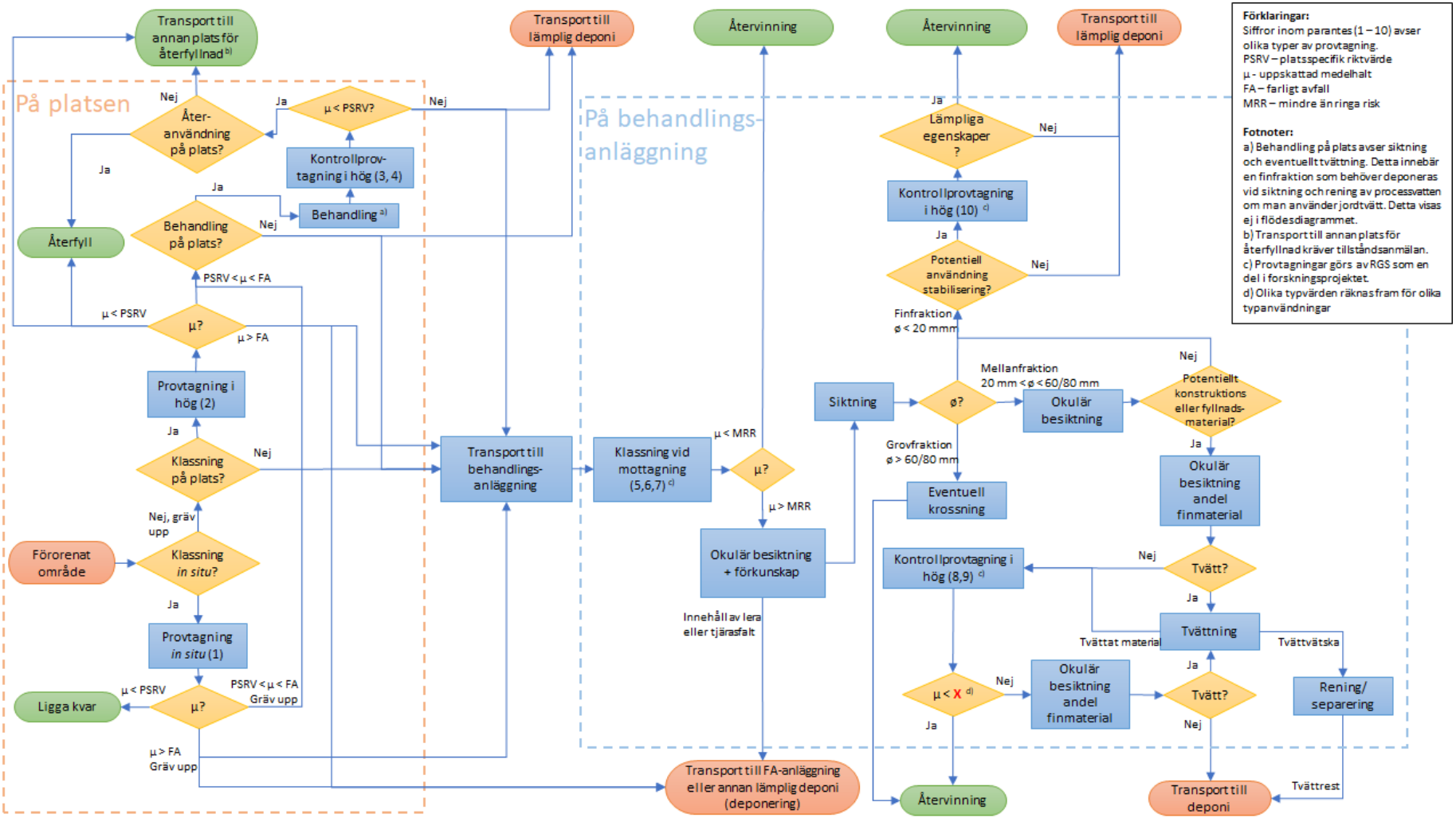
Om F = 1, innebär detta att den verkliga medelhalten är samma som haltkriteriet och det är mycket svårt att klassa massor korrekt. Om F > 1 innebär det att massorna är förorenade över haltkriteriet, om vice versa om F < 1 så innebär det att massorna inte har en medelhalt över haltkriteriet. Om man har en viss förkunskap om föroreningsnivån i massorna kan man utnyttja detta för att dimensionera sin provtagning.

7.4 Provtagningssituationer för återvinning och återvinning: förutsättningar och förkunskap

Förorenade massor kan provtas för klassning i en mängd olika skeden och för en mängd olika specifika syften. När massorna ligger *in situ* kan det göras för att avgöra om massorna kan ligga kvar eller grävas upp, samt för att avgöra vilken avfallsklass de skall klassificeras som. Uppgrävda massor i hög kan klassificeras med syftet att avgöra om de är lämpliga för återfyllnad, återvinning på annan plats, eller vilken typ av avfall de skall klassificeras som. Förutsättningarna och förkunskapen om massorna skiljer sig åt i de olika skedena. I Figur 7-4 beskrivs schematiskt olika situationer där massor skall klassificeras, inklusive olika visuella besiktningar som rekommenderas, dels på den plats där jordmassan påträffas och dels på en behandlingsanläggning. Generellt kan sägas att ju mer hanterade och behandlade massorna blir, desto mer homogena blir de: variabiliteten kan förväntas minska efterhand som massor blir uppgrävda, hanterade och siktade.

De olika situationerna kan förväntas ge upphov till olika utmaningar. Exempel på utmaningar är att man har stor variabilitet i de massor man skall provta eller att det är problematiskt att provta grova fraktioner eftersom laboratoriet endast analyserar fraktioner < 2 mm. Principiellt kan dock metodiken som redovisas i SGI (2018) tillämpas för de flesta situationer där man vill klassificera massor baserat på medelhalten.

Provtagning av materialets tekniska egenskaper kan krävas om den tänkta återvinningen ställer krav på detta. För återvinning som fyllnad i stabiliserat material bör monolitlaktester utföras och för detta finns det inte någon tillämpbar standard i Sverige idag.



Figur 7-4. Schematisk illustration av olika provtagningssituationer på platsen där förorenade massor påträffas samt på en behandlingsanläggning, samt förslag på olika steg för att identifiera material som lämpar sig för återvinning.

De olika provtagningssituationer som indikeras i flödesdiagrammet i Figur 7.4 är:

1. Provtagning för klassning (PSRV, FA) av massor *in situ*
2. Provtagning för klassning (PSRV, FA) från hög på platsen
3. Kontrollprovtagning för klassning (PSRV) från hög på platsen efter siktning
4. Kontrollprovtagning för klassning (PSRV) från hög på platsen efter siktning och tvättning
5. Provtagning för klassning (MRR, FA) vid mottagning av osorterade oklassificerade massor (som 2)
6. Provtagning för klassning (MRR, FA) vid mottagning av osorterade förklassificerade massor
7. Provtagning för klassning (MRR, FA) vid mottagning av sorterade förklassificerade massor (som 3, 4)
8. Provtagning för klassning (MRR, typvärde X) från hög av sorterad oklassificerad mellanfraktion som bedömts vara användbart som konstruktionsmaterial (som 3), samt provtagning av tekniska egenskaper
9. Kontrollprovtagning för klassning (MRR, typvärde X) från hög av tvättat material (mellanfraktion) (som 4)
10. Provtagning finfraktion och/eller mellanfraktion som bedömts vara användbart för stabilisering: monolitlaktest

Principiellt olika provtagningar/förkunskapsnivå: 1, 2, 3, 4, 6, samt 8 (tekniska egenskaper) och 10 (monolitlaktest). Nedan följer kortfattade beskrivningar av ansats för respektive provtagningssituation (numrering enligt ovan).

1. Provtagning för klassning av massor *in situ*
   - Hög variabilitet
   - Oftast lite förhandskunskap
   - Oftast ingen eller bara delvis visuell inspektion möjlig
   - SGIs rapport (2018) om klassning *in situ* finns framme med förslag på hur man kan välja antalet inkrement/enhet som skall klassas

2. Provtagning för klassning av osorterade massor från hög (eller lastbilsflak):
   - Liknande tillvägagångssätt för provtagning 2 och 5
   - Vanligtvis hög variabilitet
   - Möjligt att inspektera visuellt för att göra preliminär bedömning av variabilitet
   - Massor har ingen förklassning, men man kan ha viss förkunskap om området där massorna är uppgrävda
   - Anvisningar om provtagning i hög, principer om inkrement kan appliceras från SGI (2018)

3. Provtagning för klassning av siktade massor från hög
   - Liknande tillvägagångssätt för provtagning 3, 7, 8
   - Sorterade/siktade massor, kan vara fin- eller mellanfraktion.

- Finfraktionen återvinns typiskt inte utan klassas för deponering
- Grovfraktion kan ibland återvinnas direkt på platsen utan kontrollprovtagning
- Lägre variabilitet pga av siktning
- Möjligt att inspektera visuellt
- För provtagning av finfraktion kan principer gällande antal inkrement från SGI (2018) tillämpas
- *Utmaning:* Representativ provtagning av mellanfraktion.

4. Provtagning för klassning av siktade och tvättade massor från hög:
   - Liknande tillvägagångssätt för provtagning 4, 7 och 9
   - Lägre variabilitet
   - Möjlighet till visuell inspektion
   - Tänkt användning som återfyllnads- eller konstruktionsmaterial
   - Endast mellanfraktioner
   - *Utmaning:* Representativ provtagning av tvättad mellanfraktion.

6. Provtagning för klassning från lastbilsflak vid mottagning av osorterade förklassificerade massor
   - Har förkunskap om massorna men den kan dock vara av varierad kvalitet.
   - Om förkunskap inte används, se provtagning 2.
   - Om förkunskap kan användas (t.ex. medelhalt) kan antalet inkrement anpassas till detta, se SGI (2018).
   - SGIs rapport (2018) kan användas för att bestämma antalet inkrement principiellt

7. Provtagning för klassning vid mottagning av sorterade, förklassificerade massor
   - Liknande tillvägagångssätt som för 3 eller 4 beroende på vilken behandling som gjorts
   - Har förkunskap om massorna men den kan dock vara av varierad kvalitet.
   - Kan komma som fin- eller mellanfraktion (grov återvinns normalt).
   - Lägre variabilitet förväntas för mellanfraktion, men också generellt lägre än för osorterat material
   - För finfraktion gäller att om förhandskunskap inte kan användas så blir principerna desamma som för 2. Om förhandskunskap används blir principerna samma som för 6.
   - *Utmaning:* Representativ provtagning av mellanfraktion. Om förhandskunskap inte kan användas, samma som 3.

8. Provtagning för klassning från hög av sorterad oklassificerad mellanfraktion som kan användas som konstruktionsmaterial eller fyllnadsmaterial, samt provtagning av tekniska egenskaper
   - Eventuellt nytt finmaterial som ett resultat av krossning
   - Visuell inspektion skall vara utförd för att detektera tjärasfalt
   - Variabiliteten förväntas vara lägre än ursprungsmaterialet pga. sorteringen
   - *Utmaning:* Representativ provtagning av mellanfraktionen, se även 3, 7

- *Kvarstående frågeställningar:* a) tekniska krav och teknisk provning; b) eventuella krav på att vissa ämnen inte alls får finnas.

9. Kontrollprovtagning från hög av tvättat material (mellanfraktion) (som 4)
   - Samma förutsättningar som i 4 (siktat och tvättat)
   - Representativ provtagning?

10. Provtagning finfraktion (och eventuellt mellanfraktion) som bedömts vara användbart för stabilisering: monolitlaktest
    - *Kvarstående frågeställning*: Kan standarden från Nederländerna tillämpas i Sverige, samt vilken kostnad (och tidsåtgång) innebär sådan testning?

7.5 Metodik för klassning av massor *in situ*

En generell metodik för klassning av förorenade massor *in situ* förslås i SGI (2018). Metodiken bygger på sju olika steg där olika faktorer skall bedömas och överväganden göras. Metodiken skall ses som iterativ, då man kan behöva gå tillbaka för att göra nya bedömningar om ny information framkommer. Metodiken redovisas i korthet nedan, för ytterligare detaljer hänvisas läsaren till SGI (2018).

7.5.1 Definiera syftet med klassningen

Vad gäller ouppgrävda massor finns två huvudsakliga frågeställningar:

- att klassificera massor för att avgöra om dessa kan ligga kvar utan att en oacceptabel risk överskrids, eller
- att klassificera massor som skall grävas bort med avseende på möjlig återvinning eller avfallsklassning.

I den här rapporten ses punkt två som huvudfrågeställningen, dvs. det huvudsakliga syftet är att klassificera massor med avseende på att de skall kunna återvinnas eller avfallsklassas. I SGI (2918) listas ett antal stödfrågeställningar som kan vara till hjälp när syftet definieras, t.ex. vilken jord omfattas av klassningen (horisontellt, vertikalt), vilka typer av föroreningar som finns i området (t.ex. flyktiga föroreningar eller icke-vattenlösliga vätskor), skall samma provtagningsstrategi användas i hela området, skiljer sig situationen åt inom olika delområden, behövs en indelning i flera olika delklasser, och hur säker vill man vara på att en beslutsenhet klassas rätt.

7.5.2 Bedöm heterogenitet, variabilitet och föroreningsgrad

En kvalitativ bedömning av markens heterogenitet bör väga in de geologiska och hydrogeologiska förhållandena, utfyllnader, avfall och gamla konstruktioner samt installationer t.ex. ledningar. Vid en mycket hög heterogenitet kan det vara mer fördelaktigt med provgropar än skruvborrsprovtagning.

Man behöver också göra en kvantitativ uppskattning av variabiliteten på föroreningshalten, d.v.s försöka ange ett värde på variationskoefficienten, *CV*. Detta kan göras med olika ambitionsnivåer, från en schablonmässig bedömning m.h.a. Tabell 7.1, eller en bedömning baserad på tidigare undersökningar, man kan följa den metodik som ges i SGI (2018) för en noggrannare skattning, eller till en hög ambitionsnivå att genomföra provtagning i beslutsenheterna.

Slutligen skall också föroreningsnivån, *F*, bedömas eftersom den har en stor inverkan på hur bra en provtagningsstrategi fungerar. Föroreningsnivån bör bedömas utifrån tidigare undersökningar. Om man vill göra en grov bedömning av hur bra en provtagningsstrategi är så rekommenderas att använda $F = 1{,}5$ som schablonvärde, dvs. att föroreningshalten är 50% högre än haltkriteriet.

7.5.3 Definiera beslutsenheterna

Att definiera beslutsenheterna (area, djup, form, placering, antal) är en viktig del i metodiken och bör beakta en mängd olika aspekter. Det är kopplat till syftet med klassning, föroreningens förekomst och variabilitet, styrande exponeringsvägar för människa och miljö, planerad markanvändning, masshantering och andra praktisk aspekter, och ekonomi.

Vid återvinning av massor är det av vikt att beakta markanvändningen vid platsen där massorna skall återvinnas, samt vilka exponeringsvägar som kommer att styrande på den nya platsen. Se avsnitt 7.2.2 för förslag på möjliga riktvärden för typanvändningar samt avsnitt 7.3.4 för kopplingen mellan beslutsenhet och exponeringsenhet för vidare exempel. Vilka krav som ställs eller vilka rutiner som finns vid en viss behandlingsanläggning eller avfallsanläggning kan också påverka valet, t.ex. genom att anpassa beslutsenheternas storlek till den volym som hanteras vid mottagningen vid en anläggning.

7.5.4 Välj kriterium för klassning

I det enklaste fallet används ett haltkriterium som markerar gränsen mellan två klasser, men ibland önskar man klassificera massorna i fler än två klasser. Detta är vanligt om massorna skall klassificeras för olika typer av återvinning eller olika avfallsklasser. Metodiken är utvecklad för användning av endast ett haltkriterium och i fall när man har fler än två klasser och alltså fler än ett haltkriterium så behöver metodiken tillämpas för vardera klassgränsen. I huvudsak kommer det dock vara an klassgräns som blir styrande för hur bra provtagningsstrategin är, dvs. den klassgräns som ligger nära den genomsnittliga föroreningsnivån, så i praktiken kan det räcka med att beakta ett haltkriterium. Om strategin fungerar bra för denna klassgräns kommer den sannolikt att fungera bra för övriga klassgränser.

7.5.5 Välj representativ halt

Vid klassningen tas en representativ halt fram för varje beslutsenhet som jämföra med det/de aktuella haltkriteriet eller haltkriterierna. SGI (2018) listar tre olika parametrar som kan vara aktuella:

- *Ett mätvärde (A)*, vanligtvis analyssvaret från ett samlingsprov som representerar medelhalten i beslutsenheten.
- *Ett beräknat medelvärde (B)* av analyssvaren från flera enskilda prover (som tillsammans ska representera medelhalten i beslutsenheten).
- *Ett beräknat UCLM-värde* © av analyssvaren från flera enskilda prover eller samlingsprover (som tillsammans ska representera medelhalten i beslutsenheten).

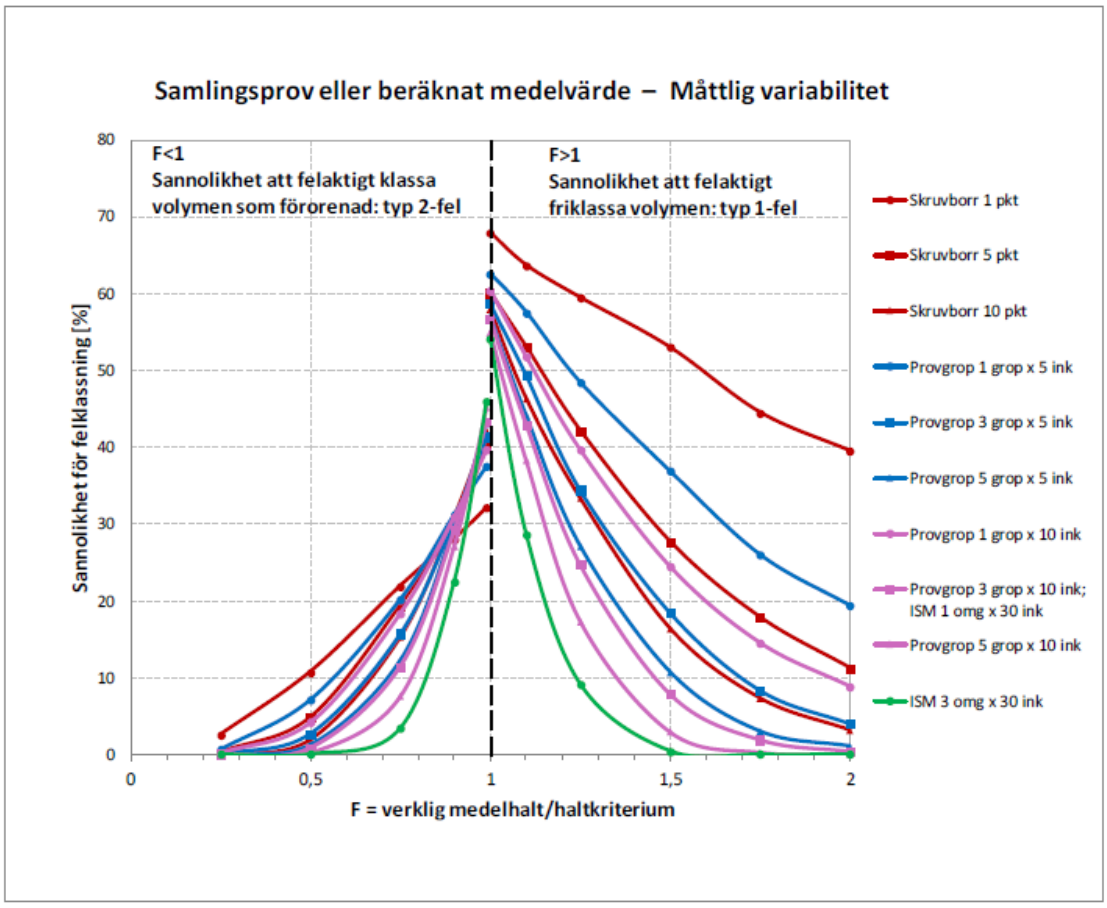
För att välja vilken av dessa parametrar som är mest lämplig att basera klassningen på behöver man beakta hur man ser på de fel som kan begås vid klassningen, dvs typ 1-fel samt typ 2-fel, se avsnitt 7.1. Värderingen av dessa två feltyper avgör vilken typ av representativ halt som är lämplig:

- Om de två feltyperna anses vara lika allvarliga bör alternativ A eller B väljas.
- Om felet att lämna kvar förorening (typ 1-fel) ses som allvarligare än att felaktigt gräva bort förorening (typ 2-fel) bör alternativ C väljas.

Vid avfallsklassning kan man dock tänka sig att typ 2-fel ses som allvarligare än typ 1-fel, dvs. att felaktigt klassa icke-farligt avfall som farligt skulle kunna betraktas som mer allvarligt än det omvända om kostnader och externa effekter av långväga transporter till en avlägsen deponi för farligt avfall vägs in. Metodiken hanterar i nuläget inte sådana fall.

7.5.6 Välj provtagningsstrategi

Som stöd för val av provtagningsstrategi har ett antal diagram tagits fram i arbetet med SGI (2018) för att ge stöd i avvägningen mellan önskad säkerhet, antal provpunkter och antal inkrement (se även SGI, 2016). Diagrammen ger dock inte något stöd gällande provpunkternas placering samt provberedning på laboratorium. Nedan ges ett exempel på ett diagram från SGI (2018), se Figur 7-5, som kan användas för att bedöma hur bra en provtagningsstrategi är med avseende på antal provpunkter/inkrement, sannolikhet för förekomst av typ 1- och 2-fel, variabilitet (*CV*) samt föroreningshalt (*F*).



Figur 7-5. Diagram för val av provtagningsstrategi vid klassning av beslutsenheter in situ. Diagrammet gäller för måttlig variabilitet i skruvborrsskalan (CV =1,2). Den representativa halten för en beslutsenhet baseras på analysresultat från samlingsprov eller beräknat medelvärde. Förkortningar: pkt = punkt, ink = inkrement, omg = omgång. Från SGI (2018).

De provtagningsstrategier som hanteras är simulerade och presenterade i diagrammet i Figur 7.5 är av tre olika typer:

- Provtagning med skruvborr och där 1) dessa prover slås ihop till ett samlingsprov och analyssvaret representerar medelvärdet eller 2) att ett medelvärde beräknas utifrån det antal skruvborrspunkter som ingår i strategin (i simuleringarna skiljer sig dessa strategier inte åt även om de rent praktiskt skiljer sig åt).
- Provtagning i provgrop där varje provgrop innehåller att antal inkrement som slås ihop till ett samlingsprov och där 1) dessa samlingsprover slås ihop till ett generalprov och analyssvaret representerar medelvärdet eller 2) att ett medelvärde beräknas utifrån det antal samlingsprov som ingår i strategin (i simuleringarna skiljer sig dessa strategier inte åt även om de rent praktiskt skiljer sig åt).
- Provtagning enligt en förenklad ISM – inkrementell provtagning, där man skapar samlingsprover av ett stort antal inkrement som skall representera hela beslutsenheten och där dessa samlingsprover repeteras.

Storleken på en beslutsenhet i relation till antalet provpunkter påverkas indirekt genom att: 1) variabiliteten är normalt högre inom en stor enhet än inom en mindre varför fler provpunkter kan behövas, samt 2) de negativa konsekvenserna av att felklassa en stor enhet är normalt större än för en mindre enhet varför man bör avväga en säkrare klassning vid mycket stora enheter, vilket i sin tur kräver fler antal provpunkter.

Provpunkternas placering beaktas inte i diagrammen, men detta är en viktig del av en provtagningsstrategi. För att diagrammen skall vara representativa får inte placeringen av provpunkterna vara riktad, dvs. den måste innehålla ett element av slumpmässighet. Vanliga provtagningsmönster som uppfyller detta är slumpmässig, systematisk samt systematisk slumpmässig provtagning, se SGF (2013).

Provberedningen på laboratorium är också en viktig del av en provtagningsstrategi, speciellt då ett samlingsprov eller ett generalprov skall representera medelvärdet för en hel beslutsenhet. Normalt krävs att man beställer extra provberedning för att laboratoriet skall hantera de ofta heterogena samlingsproverna på så sätt att de analysprover som tas ut i laboratoriet är representativa. Hur provberedningen skall utföras bör bestämmas projektspecifikt då det är beroende av typ av material samt typ av föroreningar.

Typen av diagram som redovisas i Figur 7.5 och som finns i fler varianter i SGI (2018) samt i SGI (2016) kan användas för 1) att uppnå en önskad säkerhet i klassningen, att utvärdera en provtagningsstrategi som är föreslagen eller som används, eller att jämföra olika strategier.

7.5.7 Kontrollera provtagningsstrategin

Slutligen bör provtagningsstrategin kvalitetssäkras genom att kontrollera att strategin verkligen uppfyller det syfta som formulerats inledningsvis. Strategin bör revideras om det visar sig att syftet inte kan uppnås. Vanligtvis bör repeterbarheten kontrolleras genom att man upprepar samma provtagningsstrategi flera gånger i samma beslutsenhet. Detta är inkluderat i en ISM- strategi där man vanligen producerar åtminstone 3 replikat av varje samlingsprov och kontrollerar variabiliteten mellan dessa.

Man kan också behöva kontrollera variabiliteten inom beslutsenheterna kopplat till den skala man provtar på för att se att den uppskattning man gjort är rimlig. Detta görs rimligtvis inom en delmängd av beslutsenheterna, åtminstone 10% av enheterna. Om det är få men stora beslutsenheter så kan det vara befogat att kontrollera variabiliteten inom alla beslutsenheter.

Kvalitetssäkringen skall dokumenteras, och om det visar sig att provtagningsstrategin inte uppfyller det definierade syftet bör man backa tillbaka och revidera strategin. Svenska geotekniska föreningen har också nyligen givit ut en handbok (SGF, 2019)

om kvalitetskontroller vid provtagning av förorenade områden där ytterligare information finns.

7.6 Metodik för klassning av massor *ex situ*

En metodik för klassning av massor *ex situ*, dvs. när massorna är uppgrävda och i vissa fall behandlade på olika sätt bör principiellt följa samma steg som i metodiken för klassning av massor *in situ*, men med vissa skillnader i förutsättningar och tillvägagagångssätt. Diagrammen som baseras på simuleringar (se SGI, 2016) är generella så till vida att simuleringarna inte gör skillnad på om massorna ligger *in situ* eller i hög *ex situ*. Simuleringarna utgår endast från variabilitet (*CV*), föroreningsnivå (*F*) samt antal provpunkter eller inkrement (och eventuella replikat). Detta är alltså fullt jämförbart med provtagning av massor *ex situ*. Nedan redovisas de viktigaste skillnaderna.

7.6.1 Variabilitet och föroreningsnivå

I många fall har man en viss förhandskunskap om variabilitet och föroreningsnivå i de massor man skall klassa som bygger på tidigare provtagning. Man bör dock vara medveten om att den tidigare provtagningen inte nödvändigtvis är utförd med hög representativitet. Det finns fall då man förklassar massor *in situ* baserat på endast en skruvborrspunkt per beslutsenhet, vilket ger en dålig representativitet och hög osäkerhet. För att kunna använda sig av tillförlitlig förhandskunskap är det då av vikt att veta hur den tidigare provtagningen är utförd.

I många fall är dock variabiliteten lägre, speciellt i de fall då massor har hanterats i flera olika omgångar samt behandlats på olika sätt, t.ex. genom siktning och eventuellt tvättning. Det är dock viktigt när man utgår från de olika diagrammen som hjälp att bedöma en provtagningsstrategi att man väljer rätt diagram, dvs. utgår från rätt variabilitet. Man måste komma ihåg att skilja på den variabilitet som gäller för inkrementen och den variabilitet som gäller för samlingsproverna.

7.6.2 Representativa analysprover för grova material

Då många massor genomgår siktning efter att de grävts upp för att avskilja mer förorenade kornstorlekar från sådana som kan betraktas som mer rena uppstår ofta specifik problematik vad gäller uttag av analysprover. Det är vanligt att urskilja fraktioner som är större än 60 eller 80 mm och betrakta dessa som möjliga att återvinna mer eller mindre direkt om övriga tekniska egenskaper är lämpliga. Fraktioner < 20 mm benämns finfraktion och betraktas normalt inte som återvinningsbara utom i de fall man ser möjligheter till att stabilisera materialet och återvinning som t.ex. markytor vid industrier. Den fraktion som ligger mellan 20 mm och 60 eller 80 mm benämns mellanfraktion och här kan finnas stora möjligheter till

återvinning[11]. Ur provtagningssynpunkt är den (och den grova fraktionen) dock problematisk.

Vanligt analysprov i laboratoriet består endast av fraktioner < 2 mm varför det just för den här fraktionen uppstår problem i att få till en bra representativitet i analysprover. Principiellt skall det inte finnas några fraktioner alls som har kornstorlek < 2 mm, men oftast kan laboratoriet hitta en mindre mängd (ibland genom att skrapa av material från större fraktioner) och använder då denna som analysprov. Detta är dock inte representativt för fraktionen som helhet. Det finns då två möjligheter att hantera detta för att få bättre representativitet:

- genom att krossa materialet så att allt material < 2mmm, eller
- genom att sikta ut all det material som är <2 mm i provet och väga in det, för att kunna beräkna en medelhalt genom att ta hänsyn till viktfördelningen.

Båda tillvägagagångssätt har dock vissa problem. De riktvärden som är framtagna för förorenad jord bygger på principen att man provtar fraktioner < 2 mm eftersom dessa fraktioner räknas som de fraktioner som bidrar till exponering för människa och ekosystem (direktintag, hudkontakt, inandning av dammpartiklar, tillgängligt för upptag av växter samt tillgängligt för utlakning av föroreningar till grundvatten). Det blir dock en grov överskattning av riskerna om ett prov endast innehåller en mycket liten del av dessa tillgängliga fraktioner, men det är dessa som medelhalten baseras på. Genom att krossa allt material så får man en bättre bild av den totala medelhalten i provet. Nackdelen är att det inte helt sanningsenligt representerar det som människor och ekosystem exponeras för i verkligheten, dvs. de små fraktionerna. Att beräkna en medelhalt baserat på viktfördelningen mellan olika fraktioner underskattar också till viss del medelhaltskattningen eftersom det vanliga är då att man betraktar halten i de grova fraktionerna som 0.

De typanvändningar som har exemplifierats i rapporten (Bilaga D) har framförallt tre olika recipienter och exponeringsvägar som de mest känsliga: spridning till grundvatten, spridning till ytvatten samt inandning av ångor för vissa organiska ämnen. Om det är utlakning och spridning till grundvatten och ytvatten som betraktas som den största risken i samband med återvinning av massor så kan laktester som utförs på ett adekvat sätt vara ett bättre sätt att bedöma risken än en totalhaltsbestämning. Även för laktester gäller dock motsvarande problem med att testutrustningen vanligtvis är anpassad till mindre fraktioner.

Vid provtagning av grova fraktioner är det en självklarhet att man behöver ha en provtagare som är tillräckligt stor för att kunna provta materialet. Vid stora prover (dvs. att det ingår en stor mängd material i fältprovet) kan man också behöva bereda provet i fält innan det skickas in för analys. Detta bör generellt undvikas eftersom förutsättningarna för en korrekt behandling är lägre i fält än i laboratorium. Provberedning i fält måste dock utföras på ett så korrekt sätt som möjligt. En viktig aspekt vid grova material är att det prov som skickas in för analys måste vara

[11] Eventuellt fotnot om RGS Nordics mängder av mellanfraktion per år?

tillräckligt stort för att vara fullt representativt. I princip kan man säga att ju grövre fraktioner som provtas desto större måste provet vara för att det skall vara representativt. SIS (2006) ger detaljerad information om relationen mellan ett representativt prov och fraktionsstorlek.

Ett samlingsprov kan antingen sättas ihop i fält eller att de enskilda inkrementen skickas i till laboratoriet för att skapa ett samlingsprov där (som sedan behöver delas ned). Detta innebär att man slipper neddelning av prov i fält. Då neddelning behöver genomföras i fält behöver detta ske på ett korrekt sätt. SIS (2006) gör en genomgång av följande metoder för neddelning av prover i fält:

- Avlång hög och alternerande skovel, lämpligt för prov > 100 kg.
- Konformade högar och indelning i fyra delar, lämpligt för alla prover ned till 1 kg.
- Användning av en riffelbox (eng. *riffle box*), lämpligt för prover < 100 kg.
- Användning av en Tyler-neddelare, kräver att proverna är tillräckligt torra för att partiklarna skall kunna glida på det lutande planet i delaren.
- Användning av en roterande neddelare.

7.6.3 Provtagning i hög

Provtagning av massor i högar (eng. *stockpiles*) skiljer sig från provtagning av massor *in situ* med avseende på att massorna inte är jämnt utbredda: högarna har formen av en kon eller en tillplattad kon och man får en viss gravitationssortering av materialet när det läggs på hög. Principiellt kan dock samma typer av provtagningsmönster användas som för massor *in situ*, men man behöver ta hänsyn till att mäktigheten på högen varierar och kompensera för detta vid en systematisk och en systematisk (eller stratifierad) slumpmässig provtagning. En fullständigt slumpmässig provtagning kan innebära vissa problem med att komma åt prover långt in i högen utan inblandning av prover från andra ställen längre ut i högen. Provtagningsutrustningen behöver anpassas till vilken provtagningsmetodik som tillämpas.

7.7 Fallstudie RGS Nordic: provtagning och analys

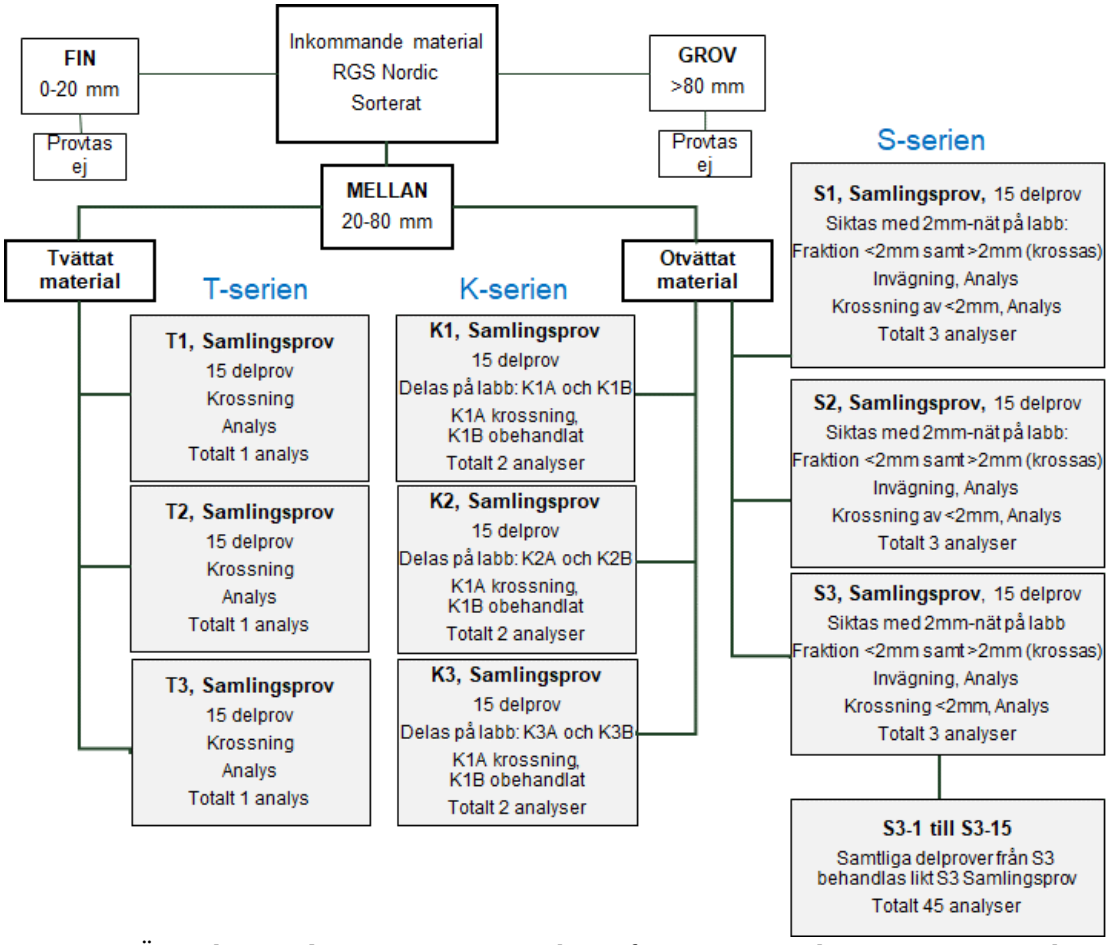
Inom projektet har provtagnings genomförts på massor på RGS Nordics anläggning i Göteborg med syftet att utvärdera den provtagningsstrategi som används. Genom att utvärdera den vanliga provtagningsstrategi som används på anläggningen med hjälp av den föreslagna klassningsmetodiken kan man identifiera situationer där provtagningsstrategin bör justeras men också få en kvalitetssäkring av den nuvarande provtagningsstrategin.

7.7.1 Fältarbete och laboratorieanalyser

Allt fältarbete har genomförts av RGS Nordic och alla laboratorieanalyser har gjorts av Eurofins i Linköping. En fullständig beskrivning av upplägget av provtagningen, utförandet samt resultatet finns i Bilaga E. Här återges endast en sammanfattning.

Figur 7-6 redovisar en översikt över den provtagning som har genomförts inom projektet. Alla prover är tagna från samma hög av material. Provtagning har genomförts på den delen av materialet som benämns mellanfraktion, <20 mm och ≤80 mm. Finfraktionen samt grovfraktionen har inte provtagits. Mellanfraktionen har behandlats och analyserats på ett antal principiellt olika sätt:

- tvättat material, krossats på laboratoriet vid uttag av analysprov (T-serien);
- otvättat material som inte har preparerats speciellt på laboratoriet vid uttag av analysprov (K-serien, prov A);
- otvättat material, krossats på laboratoriet vid uttag av analysprov (K-serien, prov B);
- otvättat material som har torkats, siktats och vägts in på laboratoriet vid uttag av analysprov (S-serien, >2mm);
- otvättat material som har torkats, siktats och vägts in på laboratoriet vid uttag av analysprov (S-serien, <2mm);
- otvättat material som har torkats, siktats, vägts in samt krossats på laboratoriet vid uttag av analysprov (S-serien, <2mm).



Figur 7-6. Översikt över den provtagning som har utförts inom projektet. Krossning innebär krossning och malning på laboratoriet.

De huvudsakliga syftena med provtagningen har varit att:

- undersöka resultatet av att krossa material vs. att sikta och väga in material samt olika sätt att ta ut analysprov och skatta en medelhelt för mellanfraktionen,
- undersöka effekten av att tvätta material som ytterligare behandling före eventuell återvinning, samt
- undersöka variabiliteten i materialet för att kunna skatta felsannolikheter i provtagningen.

7.7.2 Resultat av provtagningen

Nedan sammanfattas de viktigaste resultaten av provtagningen kortfattat.

Undersökning av uttag av analysprov i grova fraktioner
Provtagningen har genomförts så att det har varit möjligt att undersöka effekten av att ta ut analysprov på olika sätt i laboratoriet. De olika sätt som har använts är:

1. ingen speciell behandling, vilket innebär att laboratoriet samlar in de fraktioner som är <2 mm och genomför analys på den delen av fältprovet (motsvarar K_B);
2. krossning, eller malning, en del av fältprovet som skall representera alla fraktioner krossas och mals ned till finfraktion som analyseras (motsvarar K_A);
3. siktning av fältprovet för att väga in hur stor andel som utgörs av finfraktioner (<2 mm), analysen genomförs endast på finfraktionen (motsvarar $S_{ber,grovt\ 0}$);
4. siktning av fältprovet för att väga in hur stor andel som utgörs av finfraktioner (<2 mm), analysen genomförs både på finfraktionen samt på den grova fraktionen efter att denna krossats (malts) (motsvarar $S_{ber,grovt\ krossat}$).

Figur 7-7 visar en jämförelse mellan medelvärden och variationskoefficient för proverna K_B och K_A. En krossning av fältprovet innebär en genomsnittlig minskning av skattningen av medelhalt men en genomsnittlig ökning av variabiliteten i data (*CV*) jämfört med att inte krossa fältprovet utan endast ta ut < 2mm. Figur 7-8 visar dels en jämförelse mellan medelvärden och variationskoefficient för proverna $S_{ber,grovt\ krossat}$ och K_A (A) samt en jämförelse mellan medelvärden och variationskoefficient för proverna $S_{ber,grovt\ krossat}$. och $S_{ber,grovt\ 0}$ (B). En krossning av fältprovet innebär en genomsnittlig minskning av skattningen av medelhalt jämfört med att beräkna en medelhalt utifrån invägda och analyserade finfraktioner och grovfraktioner (krossade) och variabiliteten slår åt båda håll (A). Att istället anta att medelhalten i de grova fraktionerna är lika med noll och endast se till den fina fraktionen innebär en genomsnittlig minskning av skattningen av medelhalt jämfört med att beräkna en medelhalt utifrån invägda och analyserade finfraktioner och grovfraktioner (krossade) (B). För detta fall är variabiliteten inte jämförbar.

Element	Enhet	KB Medel	KB CV	KA, krossat Medel	KA, krossat CV	Skillnad Medel	Skillnad CV
Arsenik As	mg/kg Ts	11	N/A	4.2	0.64	38%	
Barium Ba	mg/kg Ts	143.3	0.040	43.33	0.087	30%	217%
Bly Pb	mg/kg Ts	536.7	0.42	61.67	0.69	11%	163%
Kadmium Cd	mg/kg Ts	N/A	N/A	N/A	N/A		
Kobolt Co	mg/kg Ts	9.933	0.094	4	0.51	40%	542%
Koppar Cu	mg/kg Ts	276.7	0.24	39.67	0.66	14%	273%
Krom Cr	mg/kg Ts	15.33	0.43	4.267	0.54	28%	123%
Kvicksilver Hg	mg/kg Ts	N/A	N/A	0.0725	0.36		
Nickel Ni	mg/kg Ts	18.67	0.08	3.867	0.65	21%	795%
Vanadin V	mg/kg Ts	44.33	0.18	11.5	0.47	26%	258%
Zink Zn	mg/kg Ts	323.3	0.19	100	0.10	31%	
Summa PAH L	mg/kg Ts	0.27	0.21	0.21	N/A	78%	
Summa PAH M	mg/kg Ts	2.7	0.052	0.897	1.16	33%	2219%
Summa PAH H	mg/kg Ts	4.05	0.19	0.847	0.98	21%	508%
Summa cancerogena PAH	mg/kg Ts	3.5	0.20	0.713	0.96	20%	473%
Summa övriga PAH	mg/kg Ts	3.55	0.060	1.097	1.11	31%	1855%
Summa totala PAH16	mg/kg Ts	7	0.14	1.843	1.06	26%	752%
					Medel:	30%	682%

Genomsnittlig minskning av halt men ökning av variabilitet

Figur 7-7. Jämförelse mellan medelvärden och variationskoefficient för proverna K_B och K_A. Grön markering visar halter över MRR, gul över KM och orange över MKM.

A)

Element	Enhet	S, ber, grovt kross Medel	S, ber, grovt kross CV	KA, krossat Medel	KA, krossat CV	Skillnad Medel	Skillnad CV
Arsenik As	mg/kg Ts	5.33	0.20	4.2	0.64	79%	
Barium Ba	mg/kg Ts	75.77	0.74	43.33	0.087	57%	12%
Bly Pb	mg/kg Ts	79.10	0.10	61.67	0.69	78%	677%
Kadmium Cd	mg/kg Ts			N/A	N/A		
Kobolt Co	mg/kg Ts	6.11	0.12	4	0.51	66%	431%
Koppar Cu	mg/kg Ts	132.74	0.76	39.67	0.66	30%	86%
Krom Cr	mg/kg Ts	5.64	0.52	4.267	0.54	76%	102%
Kvicksilver Hg	mg/kg Ts	0.15	0.38	0.0725	0.36		
Nickel Ni	mg/kg Ts	4.64	0.76	3.867	0.65	83%	85%
Vanadin V	mg/kg Ts	14.51	0.43	11.5	0.47	79%	108%
Zink Zn	mg/kg Ts	129.07	0.05	100	0.10	77%	
Summa PAH L	mg/kg Ts	2.86	1.46	0.21	N/A	7%	
Summa PAH M	mg/kg Ts	13.81	1.39	0.897	1.16	6%	84%
Summa PAH H	mg/kg Ts	8.71	1.34	0.847	0.98	10%	73%
Summa cancerogena PAH	mg/kg Ts	7.88	1.34	0.713	0.96	9%	71%
Summa övriga PAH	mg/kg Ts	17.30	1.40	1.097	1.11	6%	79%
Summa totala PAH16	mg/kg Ts	25.18	1.38	1.843	1.06	7%	77%
					Medel:	45%	157%

Genomsnittlig minskning av halt, variabilitet åt båda håll

B)

Element	Enhet	S, ber, grovt kross Medel	S, ber, grovt kross CV	S, ber, grovt 0 Medel	S, ber, grovt 0 CV	Skillnad Medel
Arsenik As	mg/kg Ts	5.33	0.20	1.15		22%
Barium Ba	mg/kg Ts	75.77	0.74	14.25		19%
Bly Pb	mg/kg Ts	79.10	0.10	39.10		49%
Kadmium Cd	mg/kg Ts					
Kobolt Co	mg/kg Ts	6.11	0.12	0.92		15%
Koppar Cu	mg/kg Ts	132.74	0.76	54.55		41%
Krom Cr	mg/kg Ts	5.64	0.52	1.67		30%
Kvicksilver Hg	mg/kg Ts	0.15	0.38	0.12		82%
Nickel Ni	mg/kg Ts	4.64	0.76	2.21		48%
Vanadin V	mg/kg Ts	14.51	0.43	3.85		27%
Zink Zn	mg/kg Ts	129.07	0.05	26.07		20%
Summa PAH L	mg/kg Ts	2.86	1.46	0.03		1%
Summa PAH M	mg/kg Ts	13.81	1.39	0.74		5%
Summa PAH H	mg/kg Ts	8.71	1.34	0.95		11%
Summa cancerogena PAH	mg/kg Ts	7.88	1.34	0.82		10%
Summa övriga PAH	mg/kg Ts	17.30	1.40	0.88		5%
Summa totala PAH16	mg/kg Ts	25.18	1.38	1.71		7%
					Medel:	24%

Genomsnittlig minskning av halt

Figur 7-8. A) Jämförelse mellan medelvärden och variationskoefficient för proverna $S_{ber,grovt\ krossat}$ och K_A. B) Jämförelse mellan medelvärden och variationskoefficient för proverna $S_{ber,grovt\ krossat}$. och $S_{ber,grovt\ 0}$. Grön markering visar halter över MRR, gul över KM och orange över MKM.

Provtagningarna ger en illustration av effekten av att ta ut analysprov på laboratoriet på olika sätt. Krossning av materialet för uttag av analysprov ger en mer representativ av totalmedelhalten i massorna än att bara analysera halten i den fina fraktionen. För det aktuella materialet ger de olika analyserna de svar man kan förvänta sig men det bör påpekas att en krossning kan också innebära en höjning av halter om det ingående bergmaterialet innehåller lättvittrade mineral med höga halter av t.ex. arsenik, bly eller zink som genom krossningen görs tillgängligt, eller i de fall man har aggregat av t.ex. tjärasfalt. En visuell inspektion av materialet bör föregå en bedömning om möjligt återvinning för få en bättre förhandskunskap om massorna.

Undersökning av effekten att tvätta materialet

Provtagning har genomförts på materialet före tvätt samt efter tvätt för att studera effekten av att införa en enklare tvättprocess för att ha möjlighet att öka graden av återvinning. Figur 7-9 redovisar en jämförelse mellan otvättat (KA) samt tvättat (T) material och visar som förväntat att både genomsnittlig medelhalt och variabilitet sjunker när proverna tvättats.

		KA, krossat		T, krossat		Skillnad	
Element	Enhet	Medel	CV	Medel	CV	Medel	CV
Arsenik As	mg/kg Ts	4.2	0.635	4.7	0.161	112%	
Barium Ba	mg/kg Ts	43.33	0.0874	32	0.136	74%	156%
Bly Pb	mg/kg Ts	61.67	0.69	19.67	0.251	32%	36%
Kadmium Cd	mg/kg Ts	N/A	N/A	N/A	N/A		
Kobolt Co	mg/kg Ts	4	0.507	3.633	0.307	91%	61%
Koppar Cu	mg/kg Ts	39.67	0.658	14.33	0.264	36%	40%
Krom Cr	mg/kg Ts	4.267	0.535	4	0.416	94%	78%
Kvicksilver Hg	mg/kg Ts	0.0725	0.361	N/A	N/A		
Nickel Ni	mg/kg Ts	3.867	0.65	3.633	0.37	94%	57%
Vanadin V	mg/kg Ts	11.5	0.47	12.87	0.298	112%	63%
Zink Zn	mg/kg Ts	100	0.1	110	N/A	110%	
Summa PAH L	mg/kg Ts	0.21	N/A	0.14	N/A	67%	
Summa PAH M	mg/kg Ts	0.897	1.163	0.55	1.131	61%	97%
Summa PAH H	mg/kg Ts	0.847	0.975	0.255	0.693	30%	71%
Summa cancerogena PAH	mg/kg Ts	0.713	0.955	0.23	0.676	32%	71%
Summa övriga PAH	mg/kg Ts	1.097	1.109	0.685	1.063	62%	96%
Summa totala PAH16	mg/kg Ts	1.843	1.061	0.895	0.956	49%	90%
					Medel:	70%	76%

Genomsnittlig minskning av halt och variabilitet

Figur 7-9. Jämförelse mellan medelvärden och variationskoefficient för proverna K_A och T. För uttag av analysprov är båda proverna krossade. Grön markering visar halter över MRR och gul över KM.

Undersökning av variabilitet i olika provtagningsskalor

Den så kallade volym-varianseffekten (se avsnitt 7.3.4) innebär att man kan förvänta sig en högre variabilitet i de delprover som ett samlingsprov består av än den variabilitet som gäller mellan samlingsproverna. Detta avsågs att undersökas genom att både undersöka samlingsproven i sig, men också de ingående delarna i samlingsprovet – i det här fallet 15 inkrement. I det som benämns S-serien i Figur 7-6 så är proverna S1 – S3 samlingsprover som består av 15 inkrement vardera, och S3-1 – S3-15 betecknar de ingående delarna i samlingsprov S3.

Dessvärre skedde bristfällig kommunikation gällande utförandet av den här provtagningen och i själva verket är varje inkrement som har tagits som enskilt fältprov större (dvs. har högre vikt) än det samlingsprov som de sammantaget skall representera. Analysen kan inte visa på en entydig volym-varianseffekt då vissa ämnen uppvisar en lägre variabilitet i den lilla provtagningsskalan än i den stora, se Figur 7-10. Genomsnittligt ser det dock ut som att variabiliteten ökar med den antagna mindre provtagningsskalan (S3). Variabiliteten ligger mellan 0,1 och nära 1,5 för samlingsproverna (S) samt mellan 0,3 och 1,6 för inkrementen (S3).

Detta innebär dock en möjlighet att den variabilitet som räknats fram för de ingående inkrementen är något lägre än vad den skulle vara om inkrementen som vanligen tas

har en något mindre provtagningsskala. För att kompensera för detta har variabiliteten ökats med 0.4 för vardera element.

		S, ber, grovt kross		S3, ber, grovt kross		Skillnad	
Element	Enhet	Medel	CV	Medel	CV	Medel	CV
Arsenik As	mg/kg Ts	5.33	0.20	6.30	0.48	118%	243%
Barium Ba	mg/kg Ts	75.77	0.74	61.15	0.60	81%	82%
Bly Pb	mg/kg Ts	79.10	0.10	98.21	1.56	124%	1528%
Kadmium Cd	mg/kg Ts						
Kobolt Co	mg/kg Ts	6.11	0.12	5.63	0.35	92%	294%
Koppar Cu	mg/kg Ts	132.74	0.76	91.06	1.34	69%	175%
Krom Cr	mg/kg Ts	5.64	0.52	6.68	0.85	119%	163%
Kvicksilver Hg	mg/kg Ts	0.15	0.38	0.20	1.43	132%	381%
Nickel Ni	mg/kg Ts	4.64	0.76	5.91	0.62	127%	82%
Vanadin V	mg/kg Ts	14.51	0.43	15.38	0.57	106%	131%
Zink Zn	mg/kg Ts	129.07	0.05	121.95	0.27	94%	569%
Summa PAH L	mg/kg Ts	2.86	1.46	0.77	1.56	27%	107%
Summa PAH M	mg/kg Ts	13.81	1.39	1.66	1.27	12%	91%
Summa PAH H	mg/kg Ts	8.71	1.34	1.41	1.09	16%	81%
Summa cancerogena PAH	mg/kg Ts	7.88	1.34	1.26	1.11	16%	83%
Summa övriga PAH	mg/kg Ts	17.30	1.40	2.28	1.41	13%	101%
Summa totala PAH16	mg/kg Ts	25.18	1.38	3.56	1.33	14%	96%
					Medel:	73%	263%

Figur 7-10. Sammanställning av medelhalt och variabilitet i S-serien för olika provtagningsskalor (inkrement vs. samlingsprov). S betecknar samlingsproverna (n = 3) och S3 betecknar inkrementen (n = 15). Medelhalten och CV är beräknat som ett viktat medelvärde mellan grov- och finfraktion. Grön markering visar halter över MRR, gul över KM och orange över MKM.

7.7.3 Skattning av felsannolikheter av genomförd provtagning

Från Figur 7-10 kan utläsas att variabiliteten på inkrementskalan i den utförda provtagningen ligger mellan 0,3 och 1,6 (S3). För att skatta den maximala genomsnittliga felsannolikheten i provtagningsstrategin för de aktuella massorna utgår vi från det högsta värdet på CV, dvs. 1,6. Detta gäller för elementen bly samt summa PAH L, alla andra element har uppvisat lägre variabilitet för S3. Rimliga värden på föroreningsnivå F, för att kontrollera genomsnittliga felsannolikheter är att utgå från värdet F = 1,5 för att kontrollera typ 1-fel och F = 0,75 för att kontrollera typ 2-fel (SGI, 2018). Avläsning i diagram ger att sannolikheten för att felaktigt klassa massor som rena när de i själva verket ligger över haltkriteriet är 4% (typ 1-fel) vid F = 1,5 om man i klassningen utgår från ett medelvärde av de 3 samlingsproverna med 15 inkrement vardera. Sannolikheten för att felaktigt klassa massor som förorenade när medelhalten i själva verket ligger under haltkriteriet är 9% (typ 2-fel) vid F = 0,75. Storleken på dessa felsannolikheter är relativt låga och provtagningsstrategin borde därmed vara tillfredställande. För de flesta andra ämnen ligger CV lägre än 1.6 vilket innebär att de genomsnittliga felsannolikheterna blir lägre.

Ett otvättat material där analysprovet har tagits ut genom att krossa det ingående materialet (K_A) ger en klassning av materialet som MKM (se t.ex. Figur 7-9). De element som styrklassningen är bly samt summa cancerogena PAH. Ytterligare behandling av materialet genom tvättning (T) tyder på att materialet uppfyller kraven på MMR och alltså kan återvinnas på annan plats (Figur 7-9). En jämförelse med

beräknade riktvärden för ett antal typanvändningar (se Bilaga D) visar att även utan tvättning kan materialet användas för samtliga dessa typanvändningar.[12]

Genom att redovisa hur man tar ut fältprov och analysprov samt att visa på vilka felsannolikheter som föreligger i klassningen bör man kunna få ett tillräckligt transparent underlag för att en tillsynsmyndighet skall kunna godkänna materialet för lämplig återvinning. Trots att enskilda prover kan visa på enstaka halter som ligger över det aktuella haltkriteriet så kan man visa på att medelhalten är skattad med rimlig säkerhet.

7.7.4 Undersökning av situationer när utökad provtagning är önskvärt

För att undersöka under vilka förutsättningar det är önskvärt att utöka provtagningen, t.ex. genom ytterligare samlingsprover görs en genomgång av olika situationer. Tabell 7-2 presenterar en översikt över de genomgångna situationerna.

Tabell 7-2. Översikt över de undersökta situationerna.

	CV på inkrement-skala = 0,8	**CV på inkrement-skala = 1,2**	**CV på inkrement-skala = 1,6**	**CV på inkrement-skala = 2,0**
Förkunskap finns, F är långt under riktvärde F = 0,5	A-låg	A-medel	A-hög	A-mkt hög
Förkunskap finns, F är långt över riktvärde F = 2	B-låg	B-medel	B-hög	B-mkt hög
Förkunskap finns om F: omkring riktvärdet F = 1,2	C-låg	C-medel	C-hög	C-mkt hög
Ingen förkunskap om F Antag F = 1,5 för att kontrollera α	D-låg	D-medel	D-hög	D-mkt hög
Ingen förkunskap om F Antag F = 0,75 för att kontrollera β	E-låg	E-medel	E-hög	E-mkt hög

Tabell 7-3 redovisar de skattade felsannolikheterna baserat på diagram från SGI (2016; 2018) för de olika situationerna som undersökts. Tabellen indikerar behov av utökad provtagning markerat med ljusröd skuggning i tabellen. Detta gäller fall där variabiliteten är mycket hög eller att man har en föroreningsnivå nära det haltkriteriet

[12] Det finns dock inte framräknade riktvärden för dessa typanvändningar för summa cancerogena PAH.

som klassningen baseras på men samtidigt stora krav på sig att begränsa felsannolikheten.

Tabell 7-3. Kontroll av befintlig provtagningsstrategier under villkor att:
α = sannolikheten att felaktigt klassa som rent (typ 1-fel) ≤ 5%
β = sannolikheten att felaktigt klassa som förorenat (typ 2-fel) ≤ 20%
Befintlig provtagning: Medelvärdet av 3 samlingsprover à 15 inkrement. CV avser variabilitet på inkrementskalan. I de fall befintlig provtagningsstrategi inte uppfyller kraven på säkerhet är cellen skuggad i ljusrött.

	CV på inkrementskala = 0,8	**CV på inkrementskala = 1,2**	**CV på inkrementskala = 1,6**	**CV på inkrementskala = 2,0**
Förkunskap finns, F är långt under riktvärde F = 0,5	A-låg Befintlig provt. α = 0% β = 0%	A-medel Befintlig provt. α = 0% β = 0%	A-hög Befintlig provt. α = 0% β = 1%	A-mkt hög Befintlig provt. α = 0% β = 1%
Förkunskap finns, F är långt över riktvärde F = 2	B-låg Befintlig provt. α = 0% β = 0%	B-medel Befintlig provt. α = 0% β = 0%	B-hög Befintlig provt. α = 0% β = 0%	B-mkt hög Befintlig provt. α = 0% β = 0%
Förkunskap finns om F: omkring riktvärdet F = 1,2	C-låg Befintlig provt. α = 11% β = 0%	C-medel Befintlig provt. α = 14% β = 0%	C-hög Befintlig provt. α = 25% β = 0%	C-mkt hög Befintlig provt. α = 31% β = 0%
Ingen förkunskap om F Antag F = 1,5 för att kontrollera *α*	D-låg Befintlig provt. α = 0% β = 0%	D-medel Befintlig provt. α = 1% β = 0%	D-hög Befintlig provt. α = 4% β = 0%	D-mkt hög Befintlig provt. α = 9% β = 0%
Ingen förkunskap om F Antag F = 0,75 för att kontrollera *β*	E-låg Befintlig provt. α = 0% β = 1%	E-medel Befintlig provt. α = 0% β = 5%	E-hög Befintlig provt. α = 0% β = 9%	E-mkt hög Befintlig provt. α = 0 % β = 12%

För fallet F = 1,2 (fall C) så är det mycket svårt att klassa massorna rätt. Å andra sidan är konsekvensen av en felklassning inte så stora, eventuellt försumbara, om föroreningsnivån endast överskrider haltkriteriet med 20% eftersom haltkriterier ofta är satta med viss säkerhetsmarginal. För fallet C-låg så skulle en provtagning med dubbla antalet (6) samlingsprover (vardera à 15 inkrement) minska typ 1-felet (α) från 10% till 5% och därmed uppfylla det restriktivt satta kravet. Med ökande variabilitet (CV > 0,8) är dock denna utökning inte tillräcklig utan man har α > 5% (för fallen C-medel: 10%, C-hög: 14%, C-mkt hög: 22%).

En annan situation som utmärker sig är D-mkt hög, dvs. att man har en mycket hög variabilitet (CV = 2,0) på inkrementskalan. Att utöka strategin till dubbla antalet samlingsprover enligt förslaget ovan, sänker storleken på felrisken (α) från 9% till 2%. Att utöka den befintliga strategin med 1 samlingsprov ger en uppskattad felsannolikhet på ca 6-7%, och att utöka den befintliga strategin med ytterligare 1 samlingsprov (dvs. 5 samlingsprover) ger en uppskattad felsannolikhet på ca 4-5% och uppfyller därmed uppsatta krav.

8 Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg

En övergripande slutsats är att det finns påtagliga potentiella samhällsekonomiska nyttor med en ökad återvinning av förorenade jordmassor. Utifrån det genomförda arbetet kan också konstateras att det finns flera åtgärder som skulle kunna nyttiggöras för att leda till en ökad återvinning av förorenade jordmassor i samhället:

- **Bättre anpassning av kraven på jordmassornas miljökvalitet till vad användningen av området kräver.** Idag kan exempelvis åtgärdsmål för ett område specificera att externa återfyllnadsmassor ska utgöras av jungfruliga massor, även om den tänka användningen av området inte motiverar detta. Enligt Naturvårdsverkets vägledning bör det eftersträvas att föroreningshalterna i externa fyllnadsmassor ligger under eller så nära de lokala bakgrundshalterna som möjligt, dock minst under de lägsta av riktvärdena som gäller för aktuell markanvändning. Det bör tydligare preciseras när och för vilken typ av markanvändning detta bör eftersträvas, med exempel för när det istället kan räcka med under KM/MKM. Detta skulle kunna leda till ökad resurshushållning av jungfruliga massor och ökad återvinning av andra massor.
- **Minskad administration för att få återvinna massor.** Samtliga massor som lämnar området anses vara avfall vilket innebär att det omfattas av avfallsförordningen och hanteringen kräver då omfattande administration. Exempelvis måste verksamhetsutövaren innan återvinning avgöra om massorna är anmälnings- eller tillståndspliktiga och då ha skaffat sig en uppfattning om det avfall som ska återvinnas i anläggningsändamål utgör ”mindre än ringa risk, ”ringa risk” eller ”mer än ringa risk”, vilket kräver provning och provtagning för att bestämma föroreningsgraden i termer av både halt och utlakning. Enligt Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 behöver den som planerar att använda avfallet inhämta information om avfallets egenskaper och innehåll för att bedöma om ett avfall kan användas för anläggningsändamål. Om inte relevant och lämplig information redan finns eller är tillräcklig för att beskriva avfallet, så behöver det provtas och provas. Ett standardiserat förfarande för provtagning, analys och klassificering av jordmassor för vilken användning de är mest lämpade för *innan de betraktas som avfall* skulle kunna leda till minskad administration och en ökad grad av återvinning.
- **Öka tillåten lagringstid innan deponering.** Schaktade massor som inte har ett på förhand tänkt återvinningssyfte, kan endast lagras i högst ett år i väntan på deponering. Om tiden för lagring av icke-farligt avfall förlängdes till tre eller t.o.m. fem år skulle möjligheten att med tiden finna en användning för dem öka. Det skulle spara in på eventuellt långväga transporter till deponier vilket i sin tur skulle innebära minskade externa effekter från olika utsläpp. Det kan tänkas att det fortsatta ansvaret för massorna hos ägaren skulle öka incitamenten att finna det bästa och mest kostnadseffektiva sättet att återvinna dem. Dessutom skulle initiativ som exempelvis Optimass och andra marknadsplattformar för schaktmassor potentiellt ha ett större underlag av

utbud och därmed få större genomslag. Återstående hinder är dock platsbrist för tillfällig lagring och höga markpriser, särskilt i stadsnära områden. Att minska hindret med kort lagringstid kan därför förväntas få effekt främst på landsbygden.

- **Öka kraven på behandling av massor innan deponering.** Enligt 14 § i deponeringsförordningen får endast avfall som har behandlats deponeras. Behandlingen ska ändra avfallets egenskaper så att dess mängd eller farlighet minskas, hanteringen underlättas eller återvinning gynnas. Eftersom begreppet behandling i 14 § avser allt från användning av termiska, kemiska eller biologiska metoder till sortering är det osäkert vilken typ av behandling som skall anses vara miljömässigt motiverad eller tillräcklig för att avfallet skall få deponeras. Naturvårdsverkets allmänna råd är i att ”sortering av avfall vid källan eller vid en återvinningsanläggning bör i vissa fall kunna anses vara tillräcklig behandling” (ur Naturvårdsverkets handbok 2004:2). Ett förtydligande i förordningen om vad som är miljömässigt motiverat för jordmassor av olika avfallsklasser, och en ändrad vägledning från Naturvårdsverket med strängare krav på förbehandling före deponering, skulle kunna bidra till att minska mängden som läggs på deponi. Det skulle exempelvis kunna leda till att fler *in-situ* behandlingar genomförs samt att mer avfall faktiskt transporteras ut från anläggningar med deponering.
- **Inför skatt på massor som är möjliga att förbehandla innan deponering.** En skatt riktad mot *massor som är möjliga att ytterligare förbehandla innan deponering* skulle leda till en minskad deponerad mängd; en hög mottagningsavgift gör att dyra förbehandlingsmetoder som exempelvis termisk, kemisk eller biologisk behandling blir billigare i förhållande till deponering. Det skulle också stärka styreffekten av kravet på behandling innan deponering i 14 § förordning (2001:512) om deponering av avfall, och påskynda utveckling av alternativa slutbehandlingsmetoder. Ett annat sätt att nå samma resultat är en generell höjning av den deponiavgift som tas ut vid mottagningsanläggningar, eftersom den fungerar som ett kompletterande ekonomiskt styrmedel till deponiskatten. Denna kan dock vara svårare att påverka eftersom den sätts av mottagningsanläggningarna och styrs av marknaden.
- **Inför deponiskatt samt öka deponiavgift för inerta jordmassor.** Inerta jordmassor har i tillägg till skattebefrielse enligt 3 § i deponerings-förordningen normalt en väldigt låg mottagningsavgift. Detta leder till att deponering är ett billigt och enkelt alternativ jämfört med andra behandlingsmetoder. För schaktmassor med föroreningsinnehåll motsvarande inert avfall förutsätter det i allmänhet endast att man kan ange att avfallet har sådana egenskaper att det inte finns några hinder för aktuell deponi att ta emot det, och de är undantagna från kravet på provning av utlakning och organiskt innehåll. En beskattning eller högre avgift på deponering av dessa massor skulle innebära att avfallsproducenten anstränger sig mer för att finna sätt att återvinna massorna, t.ex. i anläggningsändamål, i de fall massorna har lämpliga tekniska egenskaper. Inerta jordmassor bör också ha störst möjlighet

att ersätta behovet, och därmed minska uttaget, av jungfruliga massor för återfyllnad. Det är därför extra viktigt att dessa inte läggs på deponi.

- **Ökad behandling på plats (in-situ och ex-situ).** *In-situ* metoderna innebär behandling utan föregående schaktning och är i många fall mer ekonomiskt fördelaktiga, men med nackdelen att resultatet blir mer osäkert och att saneringen kan vara svår att övervaka samt att efterbehandlingen kan behöva pågå en längre tid. Bästa effekterna får *in-situ* metoderna i genomsläppliga jordarter. Alternativ till in-situ metoder i de fall jordmassor måste schaktas bort eller där tekniska förutsättningar för in-situ åtgärder inte finns är att genomföra ex-situ behandling på plats, genom exempelvis siktning och/eller jordtvätt, termisk behandling eller mikrobiell behandling. Sådana behandlingsmetoder tillämpas, men en ökad användning skulle innebära att mindre mängd jordmassor (även icke-förorenade massor) schaktas och körs till deponi.
- **Inför mera innovativ upphandling och val mellan utförandeentreprenad eller totalentreprenad.** I en utförandeentreprenad ansvarar beställaren för projekteringen och entreprenören för utförandet. Detta innebär att beställaren tar fram planhandlingar och är ansvarig för behandlingsmetoder och tekniska lösningar. I en totalentreprenad anges istället att entreprenören i förhållande till beställaren svarar för projekteringen och för utförandet. Här tar således entreprenören ett större ansvar för slutprodukten än vid utförande-entreprenaden. Om totalentreprenad användes i större utsträckning för saneringar av förorenade områden skulle alltså utföraren ha ökade incitament att finna den bästa hanteringen av massorna. Innovativ upphandling där miljövänliga lösningar vägs mot pris skulle kunna öka återvinningen av jordmassor. Exempel på sådana innovativa upphandlingsmodeller är ”utökad samverkan” eller ”partnering”. I dessa modeller väljs entreprenören ut mera på kompetens än på pris, och ersättning sker mot öppen redovisning, ibland med ett visst incitament om projektet når eller överträffar vissa fastställda mål, där miljömål såsom återvinning av massor kan ingå. I dagsläget baseras offentlig upphandling oftast på pris och utföraren väljer då den billigaste behandlingen, vilket för icke-förorenade massor ofta betyder att de läggs på deponi.
- **Beräkna nyckeltal för återvinning av förorenade jordmassor.** De genomförda fallstudiernas resultat tillåter inte några *generella* slutsatser om den projektekonomiska och samhällsekonomiska lönsamheten av större återvinning av jordmassor, utan illustrerar snarast hur *specifika* förhållanden vid enskilda projekt kan förväntas ha en avgörande betydelse för lönsamheten, t.ex. transportavståndet till upplagsytor, deponier och täkter. Det vore ett stort steg framåt om man som en del av ett beslutsunderlag i enskilda projekt kan beräkna nyckeltal för olika strategier att hantera massorna, exempelvis följande:
    - Projektekonomiska respektive samhällsekonomiska enhetskostnader räknade i kronor per ton jordmassor.
    - Relationen mellan ton återvinna massor (på plats respektive på annan plats) och ton jungfruliga massor.

- Relationen mellan ton jungfruliga massor som tas från bergtäkter och ton totala jungfruliga massor, i syfte att få en bild av möjligheten att jungfruliga massor kan tas från överskott från exempelvis infrastrukturprojekt istället för att ny mark tas i anspråk genom täkter.
- Relationen mellan ton massor som deponeras av projektet och ton totala massor som deponier har tillstånd att ta emot, i syfte att få information om hur mycket deponikapacitet som projektet kommer att ta i anspråk.
- Relationen mellan ton återvinna massor (på plats respektive på annan plats) och ton schaktade massor.
- Provtagningskostnader för projektet i relation till ton återvinna massor (på plats respektive på annan plats) respektive till ton totala massor, i syfte att få en indikation på ambitionsnivån avseende provtagning.

- **Utveckla en standardiserad och mera välgrundad klassificering av olika massors miljömässiga och tekniska potential för återvinning.** Detta skulle minska osäkerheterna kring massornas kvalitet och därmed medföra att massor inte diskvalificeras pga. felaktigt misstänkta höga föroreningshalter. Ett förslag till sådan metodik har utvecklats i denna studie.

Ökad återvinning av jordmassor kräver således beaktande av en mängd olika faktorer. Fokus i den klassificeringsmetodik som utvecklats här är på jordmassans miljömässiga och tekniska egenskaper, men för att jordmassan verkligen ska kunna återvinnas behöver som ovan beskrivits också andra förutsättningar än de miljömässiga och tekniska egenskaperna vara uppfyllda. Vi föreslår därför att klassificeringen av jordmassor ses som en del av en stegvis process där olika aktörer i samhället måste agera för att en ökad återvinning ska vara möjlig.

Vi föreslår att den stegvisa processen för en cirkulär hantering av förorenade massor, liksom för andra typer av avfall, så långt möjligt utgår från den s.k. avfallstrappan, se Figur 8-1.

Figur 8-1. Avfallstrappan

För att främja en ökad grad av återvinning har några insatser föreslagits som olika aktörer kan genomföra inom avfallstrappans olika nivåer. Det har inte varit möjligt att genomföra en fullständig analys av möjligheter för de olika aktörerna men förslagen ska ses som ett underlag för en mera detaljerad analys. Förslagen presenteras i Tabell 8-1.

Tabell 8-1. Möjliga insatser för olika aktörer som i en process i enlighet med ”Avfallstrappan” skulle möjliggöra en ökad grad av återvinning av förorenade jordmassor.

Nivå	Utförare - på plats (förorenat område)	Utförare - på behandlings-anläggning	Beställare	Tillsynsmyndighet	Lagstiftning	Fler perspektiv?
Rethink/ Redesign Tänk om i design/ planering	I projekt-planeringen tänka igenom: upplagsytor för tillfällig lagring, eventuella behov av massor i parallella projekt		Ställa krav i upphandling. Se till att det finns upplagsytor.		Klassa om deponier för inert avfall till lager; för att frigöra ytor så bör deponier för inert avfall göras till platser för tillfällig lagring. Samtidigt kan den tillåtna tiden för tillfällig lagring innan deponering tas bort för inert avfall samt ökas till minst 5 år för övriga avfall. Dessutom bör deponering av inert avfall förbjudas på deponier för icke-farligt avfall, för att undvika att inert avfall sluttäcks (dvs. ändra 15 § förordning (2001:512) om deponering av avfall).	(Samordning inom och längs värdekedjan) Regionala planer för hållbar materialförsörjning behöver tas fram.
Reduce Reducera mängden uppgrävda massor	Ökad/säkrare provtagning in situ för att reducera hur mycket massor som grävs upp. Ökad användning av in-situ metoder där det är möjligt.			Efterfråga säkerheten på klassificeringen av jordmassor och ge tillstånd för återanvändning där efterfrågad kvalitet uppfylls med tillräcklig säkerhet.	Lagstifta om en prioritering av behandlingsmetoder, med in-situ åtgärer överst, sedan behandling på plats (siktning mm), och i sista fall schaktning med bortförsel (likt en avfallstrappa). Idag endast krav på ATT massor ska behandlas, inte hur!	
Reuse Återanvända						
Recycle/ compost Återvinna	Återanvändning på plats eller på annan plats genom att behandla uppgrävda massor ex-situ på plats, säker provtagning för korrekt klassificering. Återanvändning på annan plats. Samordning med andra projekt.	Återanvändning på annan plats efter behandling på behandlings-anläggning.	Villkora om, och planera för, ett större utbyte av massor mellan olika delprojekt inom samma projekt, vid t.ex. större infrastrukturprojekt som involverar flera entreprenörer	Inte ställa högre krav på återfyllnadsmassor än nödvändigt (icke-förorenade massor som grävts upp för att komma åt en underliggande förorening bör kunna användas för återfyllnad, dessutom bör inte kraven på externa återfyllnadsmassor omfatta enbart jungfruliga massor). Efterfråga säkerheten på klassificeringen av jordmassor och ge tillstånd för återanvändning där efterfrågad kvalitet uppfylls med tillräcklig säkerhet.		(Ekonomiska incitament och affrärsmöjligheter) Digitala verktyg kan bli en konkurrens-fördel då kostnads-besparingar med återanvändning av massor är stora.
Materials recovery Materialåter-vinning		Om högförorenade massor, eventuellt utvinna metaller. Grova fraktioner kan återanvändas som konstruktions-material. Trä kan användas för energiproduktion.				
Residuals management Hantering av restprodukt	Korrekt klassificering för att köras på korrekt deponi	Korrekt klassificering för att köras på korrekt deponi				
Unaccep-table Rest						

9 Projektkommunikation

Projektet har genom samverkan med RGS Nordic, NCC och Renova spridits till entreprenadföretagen. Vidare har seminarium och workshop med representanter för Länsstyrelsen i Västa Götaland och Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad genomförts.

Projektet kommer att presenteras vid seminarium arrangerat av Renare Mark Väst den 19 maj 2020 och vid den internationella konferensen Circular Materials som hålls i Göteborg 22-23 september 2020.

Dessutom kommer projektet att presenteras på kompetenscentrum FRISTs hemsida, https://www.chalmers.se/sv/centrum/frist/Sidor/default.aspx

Vidare avses en vetenskaplig artikel att publiceras för vetenskapssamhället. Artikeln planeras att skickas till tidskriften Journal of Environmental Management (Impact factor: 4,87)

10 Referenser

Avfall Sverige, 2019. Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2019:01. ISSN: 1103-4092.

Flyhammar, P., 2017. Hantering av förorenade jord- och muddringsmassor, En förstudie, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2017-12-18.

ITRC, 2020. Incremental Sampling Methodology Documents. Interstate Technology & Regulatory Council. https://www.itrcweb.org/Guidance/ListDocuments?topicID=11&subTopicID=16

Länsstyrelsen Skåne, 2017. Myndighetsutövning vid återvinning av avfall för anläggningsändamål (hantering av schaktmassor). TVL-info 2017:3.

Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2018. Hantering av massor - kort information om olika hanteringssätt. Rapport 2016:55 (reviderad 2018-06-13).

Länsstyrelsen Östergötland, 2013. Förorenade områden i den fysiska planeringen - en vägledning. Rapport nr 16. ISBN: 978-91-7488-334-3.

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

Naturvårdsverket, 2007. Mottagningskriterier för avfall till deponi. Handbok 2007:1.

Naturvårdsverket, 2009a. Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärdsmål. Rapport 5978

Naturvårdsverket, 2009b. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976

Naturvårdsverket, 2010. Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1.

Naturvårdsverket, 2013. Översyn av deponiskatten. Redovisning 2013-12-20. NV-00338-13.

Naturvårdsverket, 2016a. Hantering av massor i infrastrukturprojekt. Vägledning avfall i anläggningsarbeten, januari 2016.

Naturvårdsverket, 2016b. Generella riktvärden för förorenad mark. Reviderad lista publicerad juni 2016. https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/berakning-riktvarden/generella-riktvarden-20160707.pdf

Naturvårdsverket, 2018. Avfall i Sverige 2016. Rapport 6839. Skriven av SMED på uppdrag av Naturvårdsverket.

NCC, 2015. KNA - Sanering av fd impregneringsanläggningen vid Nässjö Bangård. Trafikverket, Uppdragsnummer: 7417154.

Norrman, J., P-E. Back, F. Engelke, L. Sego & O. Wik, 2009. Provtagningsstrategier för förorenad jord. Hållbar Sanering, Rapport 5888. Naturvårdsverket. Stockholm.

SGF, 2013. Fälthandbok. Undersökningar av förorenade områden. Rapport 2:2013. Svenska Geotekniska Föreningen, SGF.

SGF, 2019. Kvalitetskontroller för provtagning avförorenade områden- från provtagning till analys. Rapport 1:2019. Svenska Geotekniska Föreningen, SGF.

SGI, 2016. Wermlandskajen. WP5 – Optimerad schakt. Beskrivning av utfört arbete. Uppdragsrapport. Statens geotekniska institut och Karlstad kommun. Uppdragsnummer 15144, Dnr. 1.1-1308-0521. Rev. 2016-12-09, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

SGI, 2018. Klassning av förorenad jordmassor *in situ*. Information och råd. Statens geotekniska institut, Publikation 40, Linköping 2018.

SIS, 2006. Markundersökningar – Provtagning – Del 8: Vägledning vid provtagning av jordupplag. SS-ISO 10381-8. Swedish Standards Institute, SIS, Stockholm.

Stockholms stad, 2016. Dispens för upplag av jord vid Hästa gård i Igelbäckens kulturreservat

Tiberg, C., Enell, A., Back, P-E, Berggren Klej Tiberg, C., Enell, A., Back, P-E., Kleja, D.B., 2019, *Fördjupad markekologisk riskbedömning, Skönsmon 2:12, fd Kubikenborgs sågverk och Sundsvalls fönsterfabrik*, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2019-03-04.

Trafikverket, 2014. Planläggning av vägar och järnvägar. Version 1.0. TRV 2012/85426. 2014-09

Trafikverket, 2018. Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.1. Version 2018-04-01.

Trafikverket, 2019. Åtgärder för ökad andel godstransporter på järnväg och med fartyg. Redovisning av regeringsuppdrag. Publikationsnummer: 2019:140.

US EPA, 2015. Statistical Software ProUCL 5.1.00 for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations. https://www.epa.gov/land-research/proucl-software

ÅF, 2017. Slutrapport av efterbehandlingsåtgärd vid Nässjö f.d. Impregneringsanläggning.

Bilaga A Lagstiftning och styrdokument

Följande administrativa styrmedel påverkar hanteringen av avfall;

- EU:s ramdirektiv för avfall 2008/98/EG; EU:s avfallshierarki är en vägledning för hur avfallet bör behandlas i EU
  - I första hand ska avfallshierarkin följas men avsteg kan vara motiverade utifrån dels det alternativ som ger bäst resultat för miljön och människors hälsa i sin helhet och dels skälighetsprincipen.
- Miljöbalken (1998:808); Avfall hanteras i 15 kap.
  - 4 § Med återvinning avses i detta kapitel att något som inte är avfall används igen för att fylla samma funktion som det ursprungligen var avsett för. Lag (2016:782).
  - 5 § Med hantera avfall avses i detta kapitel att
    1. samla in, transportera, återvinna, bortskaffa eller ta annan fysisk befattning med avfall, eller
    2. vidta åtgärder som inte innebär fysisk befattning med avfall men som syftar till att avfall samlas in, transporteras, återvinns, bortskaffas eller byter ägare eller innehavare. Lag (2016:782).
  - 6 § I detta kapitel avses med

återvinna avfall: att vidta en åtgärd som innebär att avfall kommer till nytta som ersättning för något annat material eller förbereder det för en sådan nytta eller en åtgärd som innebär att avfall förbereds för återvinning,

förbereda avfall för återvinning: kontrollera, rengöra eller reparera något som är avfall så att det kan återvinnas utan ytterligare behandling,

materialåtervinna avfall: upparbeta avfall till nya ämnen eller föremål som inte ska användas som bränsle eller fyllnadsmaterial,

bortskaffa avfall: göra sig av med något som är avfall utan att återvinna det eller utan att lämna det till någon som samlar in eller transporterar bort det, och

behandla avfall: återvinna eller bortskaffa avfall. Lag (2016:782).

  - Miljöbalkens hänsynsregler (2 kap 1-7§) ska tillämpas vid tillståndsprövning, tillsyn och egenkontroll.
- Avfallsförordningen (2011:927); innehåller bestämmelser om avfall och avfallets hantering, samt definitioner, tillämpningsområde och klassificering av avfall

- 2 § Termer och uttryck i denna förordning har samma betydelse som i 15 kap. miljöbalken.
- 3 § 2 st. I denna förordning avses med farligt avfall: avfall som i bilaga 4 beskrivs med en avfallskod markerad med en asterisk (*)
- 11 § listar sådana massor eller andra material som inte är avfall
- 16 § Farligt avfall får inte blandas eller spädas ut med

1. andra slag av farligt avfall,
2. annat avfall, eller
3. andra ämnen eller material.

- 17 § Farligt avfall som har blandats eller spätts ut i strid med 16 § ska separeras, om det

1. behövs från miljöskyddssynpunkt,
2. är tekniskt möjligt, och
3. är ekonomiskt rimligt.

- 36 § Det krävs ett särskilt tillstånd för att

1. yrkesmässigt transportera avfall, eller
2. transportera avfall som har uppkommit i en yrkesmässig verksamhet

- Förordningen om deponering av avfall (2001:512)
  - 9–10 §§ deponeringsförbud för brännbart (2002) och organiskt avfall (2005)
  - 14 § Endast avfall som har behandlats får deponeras. Med behandling avses användning av fysikaliska, termiska, kemiska eller biologiska metoder, inklusive sortering, som ändrar avfallets egenskaper så att dess mängd eller farlighet minskas, hanteringen underlättas eller återvinning gynnas. Kravet på behandling gäller inte inert avfall där behandling inte är tekniskt genomförbar eller annat avfall där behandling inte medför minskade negativa effekter på människors hälsa eller miljön.
  - 16 § Innan avfall deponeras skall verksamhetsutövaren ha skaffat sig så goda kunskaper som möjligt om avfallets sammansättning, lakbarhet och dess övriga egenskaper och effekter allmänt och på lång sikt.
  - 26 § En verksamhetsutövare skall särskilt beakta behovet av åtgärder för att förebygga, hindra eller motverka de olägenheter som deponin orsakar eller kan komma att orsaka genom bildande av aerosoler,

utsläpp av lukt och damm, material som transporteras med vinden, buller och trafikrörelser, fåglar, skadedjur och insekter samt bränder.

  - 29 § Verksamhetsutövaren skall föra ett register med uppgifter om det deponerade avfallets mängd, egenskaper, ursprung och leveransdatum, avfallsproducentens identitet eller, när det är fråga om hushållsavfall som transporteras bort genom kommunens försorg, avfallstransportörens identitet. Registret skall också innehålla uppgift om i vilken del av deponin avfallet placerats. I fråga om farligt avfall skall avfallets exakta placering i deponin registreras. På begäran av Naturvårdsverket skall verksamhetsutövaren göra den information som anges i första stycket tillgänglig för verket.
  - 31 § Verksamhetsutövaren skall se till att en deponi som avslutas förses med sluttäckning. Sluttäckningen skall vara så konstruerad att mängden lakvatten som passerar genom täckningen inte överskrider eller kan antas komma att överskrida 5 liter per kvadratmeter och år för deponier för farligt avfall och 50 liter per kvadratmeter och år för deponier för icke-farligt avfall.
  - 33 § Under deponins efterbehandlingsfas ska verksamhetsutövaren se till att det i minst 30 år eller den längre tid som tillsynsmyndigheten bestämmer vidtas de åtgärder för underhåll, övervakning och kontroll som behövs med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljön.

- Plan- och Bygglagen (2010:900); bestämmelserna syftar till att, med hänsyn till den enskilda människans frihet, främja en samhällsutveckling med jämlika och goda sociala levnadsförhållanden och en god och långsiktigt hållbar livsmiljö för människorna i dagens samhälle och för kommande generationer
  - Plan- och bygglagens bestämmelser om tillsyn och kontroll vid rivningsåtgärder syftar till ett lämpligt omhändertagande av farligt avfall samt till att ge förutsättningar för återvinning och återvinning av rivningsavfall. Om en byggherre ska genomföra en rivningsåtgärd som omfattas av krav på antingen lov (bygglov eller rivningslov) eller anmälan gäller plan- och bygglagens krav i fråga om hantering av avfall. Rivningsarbeten får inte påbörjas innan byggnadsnämnden har gett ett startbesked, och i startbeskedet ska byggnadsnämnden bland annat fastställa kontrollplanen. Enligt 10 kap 6 § ska det framgå av kontrollplanen vilket farligt avfall som rivningsåtgärden kan ge upphov till och hur farligt avfall och annat avfall ska tas om hand samt bedömd mängd.

- Väglag (1971:948)

- 3 a § Vid prövning av ärenden enligt denna lag tillämpas 2-4 kap. och 5 kap. 3-5 §§ miljöbalken. Fastställande av vägplan enligt denna lag ska då jämställas med meddelande av tillstånd enligt miljöbalken.
- 13 § När en väg byggs ska den ges ett sådant läge och utformas så att ändamålet med vägen uppnås med minsta intrång och olägenhet utan oskälig kostnad. Hänsyn ska tas till stads- och landskapsbilden och till natur- och kulturvärden.

Om en vägplan medför att mark eller annat utrymme eller särskild rätt till mark eller annat utrymme kan komma att tas i anspråk enligt 31 §, ska planen utformas så att de fördelar som kan uppnås med den överväger de olägenheter som planen orsakar enskilda. Lag (2012:439).

- Förordning (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll, FVE, av sådana aktiviteter, rutiner och åtgärder m.m. som en verksamhetsutövare på egen hand har att planera, genomföra och följa upp enligt 26 kap. 19 § MB och enligt föreskrifter meddelade med stöd av denna bestämmelse
  - Verksamhetsutövaren är skyldig att omgående underrätta tillsynsmyndigheten om driftstörningar eller liknande händelser, som kan medföra olägenheter för människors hälsa och miljön, t.ex. föroreningar i marken. Det räcker med en misstanke om att olägenheter från en störning eller händelse kan uppstå. Samtliga berörda tillsynsmyndigheter ska underrättas direkt efter händelsen och inte efter den faktiska risken för olägenheter undersökts. Missas att omgående underrätta tillsynsmyndigheten riskeras böter eller fängelse. Verksamhetsutövaren kan också få betala en miljösanktionsavgift. Den undgår inte detta om den missat att konstatera händelsen, exempelvis på grund av ett trasigt larm. En sådan miss utgör ju en uppenbar brist i den förebyggande egenkontroll verksamhetsutövaren är skyldig att ha. För verksamheter som FVE gäller för finns särskilda bestämmelser i 6 § FVE om att fortlöpande och systematiskt undersöka och bedöma risker samt om dokumentation.

Följande ekonomiska styrmedel påverkar hanteringen av avfall;

- Lag (1999:673) om skatt på avfall [Deponiskatt]; Skatten är konstruerad så att allt material in till en avfallsanläggning beskattas. Avfall som förs ut från anläggningen eller som används för konstruktioner medges avdrag. Även avfall som av miljöskäl är mest lämpliga att deponera medges avdrag)
  - 1 § Skatt (avfallsskatt) skall betalas till staten enligt denna lag för avfall som förs in till en avfallsanläggning där farligt avfall eller annat avfall till en mängd av mer än 50 ton per år slutligt förvaras (deponeras) eller förvaras under längre tid än tre år.

- 6 § 1 pkt. Avfallsskatt skall inte betalas för material som är avsett att användas för driften av en avfallsanläggning eller som förs in till en sådan anläggning utan direkt samband med avfallshanteringen.
- 10 § Den som är skattskyldig får göra avdrag för skatt på

1. avfall som förts ut från anläggningen,

2. avfall som använts för driften av anläggningen,

3. avfall som inom anläggningen använts för konstruktionsarbeten eller för att där åstadkomma en miljösäker deponering eller förvaring, dock inte när avfallet använts för mellantäckning,

4. avfall enligt 3 § första stycket 1 a (bl.a. jord) som är avsett att inom anläggningen användas för sluttäckning, om det förvaras skilt från annat avfall.

- 11 § 2 pkt. Den som är skattskyldig får göra avdrag även för skatt på förorenad jord från marksanering.
- Effekterna av deponiskatten är inte entydigt positiva. Den skattepliktiga deponeringen har minskat markant, men det är osäkert hur mycket jungfruligt material som egentligen har ersatts genom återvinning av material.

- Deponiavgift
  - Mottagningsavgiften för restavfall på svenska avfallsanläggningar utgörs av en deponiavgift samt eventuell deponiskatt enligt punkten ovan. Mottagningsavgiften för förorenade jordmassor, som idag inte belastas av deponiskatten, ligger vanligtvis kring ca 600 kr/ton. Icke-förorenade jordmassor är på vissa mottagningsanläggningar avgiftsfria (om de ska användas inom anläggningen) eller har en avgift på upp till 100 kr per ton.
- Energiskatten (Energiskattedirektivet 2003/96/EG och Lagen om skatt på energi 1994:1776) och koldioxidskatt; ska bidra till en effektivare energianvändning och minska användningen av fossila bränslen; gynna användningen av biobränslen; skapa drivkrafter för att minska företagens miljöbelastning; skapa förutsättningar för inhemsk produktion av el för att minska marknadsmisslyckandet negativa externa effekter
  - Energi- och koldioxidskatterna har bidragit till kraftiga utsläppsminskningar i sektorn bostäder och lokaler samt inom fjärrvärmesektorn samt dämpat utsläppsutvecklingen i transportsektorn. Styr användningen av bränsle både i arbetsmaskiner vid schaktning och transport av massor från platsen.
- Avgifter och skatter inom det statliga vägnätet; fordonskatt, trängselskatt, vägavgift, drivmedelsskatter, skatt på försäkringspremier för bilförsäkringar,

Eurovinjett; system enligt vilket vägavgift eller vägtull får tas ut för tung trafik på TEN-nät och sammanhängande motorvägsnät

  - Avgifter och skatter används dels i finansieringssyfte, dels som styrmedel. Marknadsmisslyckande inkluderar naturliga monopol, stordriftsfördelar, kollektiva nyttigheter, externa effekter

- Avgifter och skatter inom järnvägen (spåravgift, olycksavgift, emissionsavgift, tåglägesavgift, passageavgift)
- Avgifter och skatter inom sjöfarten (farledsavgift och lotsavgift till staten samt hamn-, varu- och övriga avgifter till kommun/privat)
- Subventioner och rabatter i olika former inom transportområdet (offentliga organs upphandling av kollektivtrafik, transportstöd, teknikupphandling, investeringsstöd, elcykelpremie)

  - Transportstödet är ett regionalpolitiskt bidrag som ska kompensera för kostnadsnackdelar beroende på långa avstånd. Stödet riktar sig till tillverkande företag i Norrbotten, Västerbotten, Västernorrland och Jämtland. Utgångspunkten är de faktiska merkostnader för transporter som företagen har. Biltransporterna dominerar men i dessa ingår även kombitransporter där större andelen av transporten går på järnväg.

Bilaga B Hjulsta Norra

Sammanställning av dokumenten med krav och vägledning för delprojekt Trafikplats Hjulsta Norra.

Upphandlingsskede samt anbudsskedet av NCC:

a) Administrativa föreskrifter (**AF**) av Trafikverket i handlingar i anbudsskede för FSE502 Trafikplats Hjulsta Norra, 2015-10-05 (Rev D 2016-06-24).

b) Specifika handling. Objektspecifik teknisk beskrivning (**OTB**) av Trafikverket, för Huvudväg, 2014-04-30 (Rev C 2016-06-24).

c) Specifika handling. Teknisk beskrivning (**TB**) av Trafikverket, för Akallalänken, Handling 6.5.3, BYGGHANDLING, ARBETSHANDLING, 2014-04-30 (Rev B 2016-04-15) och för Bergtunnel Hästa (20 m), Handling 6.5.2, BYGGHANDLING, ARBETSHANDLING, 2014-04-30 (Rev A 2016-05-30).

d) Projektstyrningsdokument **E4FS2015:0065**, **Hantering av schaktmassor i totalentreprenad E4 Förbifart Stockholm**, av Trafikverket, 2015-12-30.

e) Projektstyrningsdokument **E4FS 2015:0021**, **Kontrollprogram Miljö** under byggtiden för E4 Förbifart Stockholm, av Trafikverket, 2015-07-03.

Efter NCC var valde och under entreprenaden:

a) **Masshanteringsplan. Hantering av schaktmassor under entreprenaden**, **av NCC**, slutgiltig version 2016-09-19.

b) **Ansökan av NCC** och **Stockholms Stad beslut** om upplag av jordmassor, 2016.

c) **Schaktplan** Akallalänken och Huvudvägen, 2017.

Vissa dokument speglar samma krav av andra dokument eller detaljerar innehållet. Nedanstående texterna omfattar inte alla krav, utan syftas att exemplifiera tillämpliga krav.

I Upphandlingar

Definitioner:

- Schaktmassor gäller alla typer av jordmassor, så som ballastreningsmassor, vägdikesmassor, fyllnadsmassor och naturligt avlagrade jordmassor samt rivna asfaltsmassor. Dock ej bergmassor eller rivningsmassor från byggnader. Så med schaktmassor menas jord- och asfaltsmassor och gäller inte bergmassor (**E4FS2015:0065**).
- Återvinning gäller användning av schaktmassor inom projekt Förbifart Stockholm (**E4FS2015:0065**).
- Återvinning gäller användning av schaktmassor utanför projekt Förbifart Stockholm, exklusive massor som går till deponi för deponering (**E4FS2015:0065**).

Ansvar för miljötekniska undersökningar:

- Översiktlig miljöteknisk markundersökning var utfört av beställaren som redovisas i kontraktshandlingarna (**E4FS2015:0065**).
- Kompletterande miljöteknisk markundersökning ska göras av leverantören (entreprenör) för att kunna klassificera schaktmassorna och miljösäkra den fortsatta hanteringen. Redovisningen av beställarens miljötekniska markundersökning ska utgöra underlag för den kompletterande miljötekniska markundersökningen (**E4FS2015:0065**).
- Utökad markundersökning kan ytterligare s.k. bli aktuellt i fall det finns föroreningsnivåer över MKM inom områden samt om det finns indikationer på oförutsedd förorening. Omfattningen på markundersökningen tas fram i samråd med beställaren (**E4FS2015:0065**).
- För jordmassor och material med en föroreningsgrad över NV-MKM står beställaren för eventuella merkostnader i form av utökad provtagning (**AF**).

Ansvar för planering, ansökan, hantering, rapportering osv, samt dels kostnader:

- Entreprenören ansvarar för hanteringen av jordmassor och material oavsett föroreningsgrad (klassificering enligt Naturvårdsverkets riktvärden, se Naturvårdsverket rapport 2009:10) (**AF**).
- För jordmassor och material med en föroreningsgrad över NV-MKM står beställaren för eventuella merkostnader i form av (som redan sagt, utökad provtagning), utökade transporter samt deponering (**AF**).
- Tillvarataget material som inte ska återvinnas inom entreprenaden och icke användbara eller överskottsmassor från schakt tillfaller entreprenören och ska avlägsnas (**AF**).

- Beställaren ansvarar i förekommande fall för underrättelse av förorenad mark samt anmälan om efterbehandling av förorenad mark till tillsynsmyndigheten (**AF**).
- Entreprenören ska upprätta en plan som redogör för hanteringen av alla schaktmassor (jordmassor, bergmassor, rivningsmassor) i entreprenaden. Planen skall omfatta schaktning, lagring och transporter. För jordschaktmassor skall dessutom provtagning, klassificering, slutligt omhändertagande samt rapportering och dokumentation framgå (a). Masshanteringsplanen ska överlämnas till beställaren för granskning och godkännande innan provtagning och schaktarbeten påbörjas (**E4FS2015:0065**).
- Leverantören ska utifrån klassificeringen av schaktmassor ta fram en schaktplan för aktuellt område som ska överlämnas till beställaren för granskning och godkännande innan arbetena påbörjas (**E4FS2015:0065**).
- Entreprenören ska aktivt arbeta för att minimera avfallsmängden genom att öka andelen avfall som går till återvinning, materialåtervinning och annan återvinning, där Sten och betong och schaktmassor är fraktioner, bl.a. att sortera (**E4FS2015:0065**).
- I projekt Förbifart Stockholm är en ambition att stimulera till ökad återvinning och återvinning av uppkomna schaktmassor med syfte att minska användandet av naturresurser, minska transportarbetet och minska andelen schaktmassor som går till behandlingsanläggning/deponi (**E4FS2015:0065**).
- Leverantören ska verifiera massornas tekniska och miljötekniska kvalitet (**E4FS2015:0065**).
- Leverantören ska månadsvis och årsvis rapportera till beställaren. Månadsvis ska entreprenören sammanställa och rapportera, bl.a. följande till beställaren:
    - Redovisning av schaktmängder (m3) och mottagare fördelat på miljöteknisk klass dvs. jungfruliga massor, <KM, >KM<MKM respektive >MKM samt återvinna massor inom entreprenaden, återvinna massor från annan del av Förbifart Stockholm, återvunna massor utanför projektet och deponerade massor (**E4FS2015:0065**).
    - Redovisning av massor (m3) från externa projekt och andra verksamheter utanför projekt Förbifart Stockholm (**E4FS2015:0065**).

Avsättning av schaktmassor

- Avsättningen av schaktmassor styrs av massornas miljötekniska klassificering och tekniska kvalitet samt möjliga avsättningsområden inom eller utom projektet (**E4FS2015:0065**).

- Då leverantören återvinner egna massor eller från annan entreprenad inom projekt Förbifart
- Stockholm är principen att schaktmassorna inte ska förorena områden som har klassats som renare (**E4FS2015:0065**).
- Inga massor över KM från externa projekt och andra verksamheter utanför projekt Förbifart Stockholm får användas inom projektet (**E4FS2015:0065**).
- Massor under KM från externa projekt och andra verksamheter utanför projekt Förbifart Stockholm får tillföras projektet under förutsättning att massorna inte nyttjas inom områden som klassats som jungfruliga samt att följande krav är uppfyllda (**E4FS2015:0065**).
- Återvinning av schaktmassor utanför projekt Förbifart Stockholm: då leverantören väljer att avsätta schaktmassor utanför projekt Förbifart Stockholm krävs att leverantören själv anmäler, bekostar och får de tillstånd (**E4FS2015:0065**).
- Schaktmassor >MKM ska transporteras till behandlings-anläggning/deponi med tillstånd (**E4FS2015:0065**).
- Stora mängder jordmassor kommer att hanteras, varav en del bedöms som förorenade. Att jorden är påverkad av föroreningar innebär att denna inte kan användas fritt. Jordmassorna bör ändå i stor utsträckning kunna återvinnas inom vägområdet för utfyllnad och markterrassering (**E4FS 2015:0021**).
- Inom arbets- och etableringsområdena finns små möjligheter till mellanlagring varför förorenade massor transporteras direkt eller efter tillfällig lagring till mottagningsanläggning (**E4FS 2015:0021**).
- Förorenade massor som uppkommer i andra projekt utanför Förbifart Stockholm får inte läggas upp inom projektet (**E4FS 2015:0021**).

Lagring av massor

- Tillfällig lagring kan ske antingen av massor som uppkommit i egen verksamhet och som lagras inom verksamhetsområdet där de uppkommit eller under omlastning för vidare transport (dock maximalt en vecka) (**E4FS 2015:0021**).
- Mellanlagring av mer än 10 ton men högst 30 000 ton avfall som inte är farligt avfall men som är avsett för byggnads- eller anläggningsändamål är anmälningspliktigt enligt miljöprövningsförordningen 29 kap 2§. Om avfallet lagras mer än tre år innan det återvinns eller behandlas eller om det lagras mer än ett år innan avfallet bortskaffas övergår mellanlagringen till deponering (**E4FS 2015:0021**).
- Massor som återvinns utanför projektet för anläggningsändamål är anmälningspliktiga enligt 29:14§ miljöprövningsförordningen (2013:251) om

dessa kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, om föroreningsrisken är ringa (**E4FS 2015:0021**).

Hantering av massor

- Massor jungfrulig mark: schaktmassorna kan hanteras fritt (**E4FS 2015:0021**).
- Hantering massor <KM och >KM< MKM: Att jorden är påverkad av föroreningar innebär att denna inte kan användas fritt. Dock bör jordmassorna ofta kunna återvinnas inom vägområdet för utfyllnad och markterrassering. Schaktmassor kan återvinnas inom utpekat vägområde enligt arbetsplan (ej g/c-vägar och Pplatser) för Förbifart Stockholm, men inte inom natur- och kulturreservat. Vägområdet kommer inte att beträdas annat än vid tillfälliga vägarbeten och vid eventuella olyckstillbud. Exponering av jord genom exempelvis damning och hudkontakt är minimal då jorden kommer att vara täckt av hårdgjord yta (asfaltlager) och exponering för jord i vägkroppen och i andra djupare liggande delar utan hårdgjord yta förväntas därför endast att ske kortvarigt i samband med eventuella markarbeten. Massor i diket och i bullerskyddsvallar täcks av rena jordmassor. Principen för återvinning av schaktmassor är att inte förorena ett renare område (**E4FS 2015:0021**).
- Hantering massor >MKM: Schaktmassor som klassificeras över MKM får inte återvinnas inom projekt Förbifart Stockholm eller återvinnas utanför projektet utan ska transporteras till en behandlings- eller deponianläggning som har tillstånd att ta emot sådana massor (**E4FS 2015:0021**).

Specifika ändamål i OTB och Kontrollprogram

- Befintlig **vegetation** och markstruktur inom arbetsområdet ska bevaras eller återskapas (**OTB**). Exempel på specifika krav för sättet att hantera värdefulla och övriga vegetationsmassor är:
    - Massor ska fraktas till av beställaren utsedd yta på ett avstånd av ca 1,5 km från arbetsområdet.
    - Vegetationsmassor ska läggas i högar eller strängar med högsta höjd 2 m och största bredd 5 m. Geotextil ska skilja massorna från underlaget. Upplaget får inte packas med skopa eller dylikt, eller genom att maskiner kör upp på upplaget. Återtransporter av särskilt värdefulla massor till anläggningsområdet ska ingå (**OTB**).
    - Vegetationsmassor (markvegetation och jordmån tillsammans) kan återvinnas till gräsytor, ängsytor och naturskogsmark under förutsättning att vissa krav uppfylls (b).

  - Jord från område med lerjord får användas till tätskikt och fukthållande lager ovanför krossfyllning där krossfyllning finns under vegetationsyta, till exempel ovanför betongtunnel (**OTB**).
  - Block och stenar från naturmark kan användas för placering vid faunadepåer (**OTB**).
  - Gräs-och ängsvegetation ska i första hand vara av lokal frökälla, vilket erhålls genom att så långt som möjligt återvinna vegetationsmassor från området (**OTB**).

- **Jordmassorna** bör i stor utsträckning kunna återvinnas inom vägområdet för utfyllnad och markterrassering. Vägområdet motsvarar själva vägbanan samt olika väganordningar intill väg som t ex dike, slänt, g/c-väg, kantremsa på max 2 meter. Även parkeringsplats intill väg räknas som väganordning. Vid återvinning ska massorna uppfylla både de tekniska samt hälso- och miljömässiga krav som ställs utifrån användningsområdet (**E4FS 2015:0021**, **Kontrollprogram Miljö**).

Specifikt i masshanteringsplan av NCC

- Som ovan nämnts ska masshanteringsplanen redogöra för provtagning, klassificering av schaktmassorna, schaktning och hantering av schaktmassor (**Masshanteringsplan av NCC**).
- Lagringsytor ska vara utformade så att risk for spridning eller exponering av föroreningar undviks (**Masshanteringsplan av NCC**).
- Inom projektet Trafikplats Hjulsta Norra kommer man att sträva efter att i första hand finna avsättning for uppkomna schaktmassor inom projektet och på sa vis återvinna massorna. Massornas miljötekniska klassificering och tekniska kvalitet är avgörande for hur massorna kan användas (**Masshanteringsplan av NCC**).
- Vid återvinning av massor i annan entreprenad inom projektet Förbifart Stockholm eller vid återvinning externt ska NCC dokumentera var massorna används, d v s den geografiska placeringen (**Masshanteringsplan av NCC**).
- Vid återvinning av massor inom entreprenaden, alternativt från någon annan entreprenad inom projekt Förbifart Stockholm får inte massor med högre föroreningsgrad tillföras områden med lägre föroreningsgrad, baserat på klassificering av massorna (**Masshanteringsplan av NCC**).
- Innehåll av stenkolstjära i asfalt begränsar sin återvinning (**Masshanteringsplan av NCC**).

Tabell 5: Återanvändning av massor inom projekt Förbifart Stockholm

Klass	Tillåten användning
Jungfruliga massor	Schaktmassorna får återanvändas fritt inom entreprenaden eller andra entreprenader inom projektet.
Massor med klassning <KM	Schaktmassorna får användas inom entreprenaden eller andra entreprenader inom projektet Förbifart Stockholm, utifrån principen att schaktmassorna inte ska förorena områden som klassats som renare.
Massor med klassificering >KM≤MKM	Schaktmassorna får återanvändas inom entreprenaden eller andra entreprenader inom projektet Förbifart Stockholm, utifrån principen att schaktmassorna inte ska förorena områden som klassats som renare.
Massor med klassificering>MKM	Schaktmassor som klassificeras över MKM får inte återanvändas inom projekt Förbifart Stockholm eller återvinnas utanför projektet, utan ska bortskaffas genom transport till en behandlings- eller deponianläggning med tillstånd att ta emot massor med aktuellt föroreningsinnehåll.

Tabell 6: Omhändertagande av schaktmassor utanför projekt Förbifart Stockholm

Klass	Tillåten användning
Schaktmassor med klassificering <MKM och massor med lägre föroreningsinnehåll.	Massor som inte ska användas inom entreprenaden ansvarar NCC för och ska söka avsättning för utanför projektet. Naturvårdsverkets Handbok 2010:1, feb 2010, Återvinning av avfall i anläggningsarbeten, ska beaktas. Anmälningar och beslut delges Trafikverket på begäran.
Massor med klassificering >MKM	Sådana massor får inte användas inom eller utanför projektet utan ska transporteras till mottagningsanläggning med erforderliga tillstånd för att ta emot schaktmassorna. NCC ska informera mottagare om massornas ursprung och föroreningsinnehåll.

Tabell 7: Externa massor med ursprung utanför projekt Förbifart Stockholm

Klass	Tillåten användning
Externa massor <KM	Massor under KM från externa projekt och andra verksamheter utanför projekt Förbifart Stockholm får tillföras under förutsättning att massorna inte används inom områden som klassats som jungfruliga. o NCC ska verifiera föroreningsinnehåll o Lämna uppgift om ursprung o Uppgifterna ska vara Trafikverket tillhanda senast tre veckor innan användning av massorna får påbörjas.
Externa massor >KM	Sådana massor får inte tillföras entreprenaden.

Tabell 8: Halter för bedömning av innehåll av stenkolstjära

Massor fria från stenkolstjära	Massor som innehåller stenkoltjära
Halter < 70 mg/kg 16-PAH	innehåller >70 mg/kg 16-PAH
Massorna kan användas fritt, det vill säga både som slitlager och bärlager.	Användning enligt nedan

Tillsynsfrågor

- **Ansökan av NCC** till Stockholms Stad om dispens för upplag av jord vid Hästa gård i Igelbäckens kulturreservat

Vid byggandet av Förbifart Stockholm behöver massor tas bort, från de sträckor där det ska var betongtunnlar som byggs ovanifrån. När tunnlarna på de sträckorna är färdiga ska de täckas med sten och jord. För att inte behöva transportera bort jord som senare kan användas för återställningen ansöker NCC om reservatsdispens för att lägga upp massor på två ytor söder om Hästa gård. NCC vill även använda upplaget för att lagra uppkomna schaktmassor som senare ska transporteras bort för försäljning.

- **Stockholms Stad beslut**

Beslutet blev att bevilja NCC Infrastructure dispens från föreskrift A1 i Igelbäckens kulturreservat för att lagra jordmassor mellan Akallalänken och Tidens väg i huvudsak i enlighet med ansökan. Dispensen är förenad med följande villkor:

- Endast den västra ytan i ansökan får användas för upplaget, d.v.s. väster om Tidens väg. Inga ytor öster om Tidens väg få användas för upplaget.
- Upplaget ska tas bort så tidigt som möjligt och senast den 31 december 2020.
- I första hand ska upplaget användas för de jordmassor som kan innehålla värdefulla fröbanker. Endast massor som ska användas vid återställningen av olika arbetsområden för Förbifart Stockholm får läggas upp.
- I en 20 meter bred zon i ytterkanterna av upplaget får massor läggas upp till högst 2 meters höjd, och massorna inom zonen ska släntas till åtminstone 1:1, helst 1:2, utåt mot omgivningen. I övriga delar av upplaget får massor till högst 2,5 meters höjd läggas upp.
- Transporter in på upplagsytan får endast ske från arbets-området för Förbifart Stockholm.
- Jordlagren ska sås med lämpliga arter efter överenskommelse med miljöförvaltningen och markförvaltaren på Trafikkontoret.
- Marken ska återställas i enlighet med överenskommelse med miljöförvaltningen och markförvaltaren snarast efter att upplagsverksamheten upphört.
- Kompensation för åtgärden utförs efter överenskommelse med miljöförvaltningen och markförvaltaren.
- Mindre förändringar jämfört med ansökan får göras efter överenskommelse med miljöförvaltningen, stadsmuseet och markförvaltaren.

Schaktplan

En schaktplan är en detaljerad redovisning av hanteringen av schaktmassorna inom ett utpekat område utifrån utförd klassificering. Planen ska bl.a. innehålla en planskiss och profil över schaktområdet där klassificering av schaktvolymerna framgår, en detaljerad sammanställning över uppskattade schaktmängder för respektive klass fördelat på tänkt återvinning, återvinning eller deponi.

- Schaktplan Huvudvägen

Schakt för huvudvägen kommer att utföras dels som jordschakt och dels som bergschakt. För närvarande bedömer vi inte att massor över KM kommer att återvinnas inom projektet. I entreprenaden finns ett överskott av massor. Överskott av massor avser bergmassor och lös lera kommer att transporteras bort från arbetsområdet. Övriga massor, vegetationsjord och friktionsjord, som vi vill återvinna för återfyllning och återställning av området vill vi kunna mellanlagra inom

arbetsområdet. De upplagsytor som finns inom arbetsområdet räcker inte till för det behov som finns. Arbete pågår med att hitta upplagsytor i närheten av arbetsområdet. Om ytterligare upplagsytor kan fås fram kommer dessa att användas för att kunna lagra jordmassor medan bergmassor kan lagras inom arbetsområdet.

Översikt över hanteringen av schaktmassor inom huvudvägen, där AO är arbetsområdet:

Typ av massor	**Lagring**	**Slutligt omhändertagande**
Vegetationsmassor	Inom AO	Används inom entreprenaden för att återställa området
Torrskorpelera	Inom AO	Används inom entreprenaden för återfyllning och återställning
Lera	Lagras inte inom AO	Extern mottagningsanläggning
Friktionsjord	Inom AO	Används inom entreprenaden för att resterande återfyllning och återställning
Berg	Lagras inte inom AO	Används inom entreprenaden för uppbyggnad av väg i tunnel och för fyllning mot konstruktion alternativt transporteras överskott av berg till extern anläggning
Asfalt	Lagras inte inom AO	Uppriven asfalt transporteras till Ballast Anläggning
Vägöverbyggnads-massor	Lagras inte inom AO	Massorna återvinns inom arbetsområdet för t ex byggvägar alternativt transporteras direkt till krossanläggning Ballast Anläggning. Slutligt omhändertagande för massor som används i byggvägar är som återfyllning ovanpå tråget.
Cementrester från jetslurry	Inom AO	Massorna återvinns inom arbetsområdet för t ex byggvägar alternativt transporteras direkt till krossanläggning Ballast Anläggning. Slutligt omhändertagande för massor som används i byggvägar är som återfyllning ovanpå tråget.

*Och sen till anläggning där asfalt kan återvinnas

- Schaktplan Akallalänken

Översikt över hanteringen av schaktmassor inom Akallalänken.

Typ av massor	Lagring	Slutligt omhändertagande
Vegetations-massor	Inom AO	Används inom entreprenaden för att återställa området och färdigställa vägslänter etc
Särskilt värdefulla vegetationsmassor yta 1 o 2	Upplag Järfälla efter Beställarens anvisning	Återförs till entreprenadområdet efter avslutad entreprenad
Jord <KM ”Gröna massor”	Inom AO	Till huvudväg eller till återställning
Jord >KM<MKM ”Gula massor”	Inom AO	Återställning på ”gult område”
Asfalt	-	Uppriven asfalt transporteras till Ballast i Rotebro
Berg	Lagras inte inom AO	Massorna transporteras direkt till krossanläggning Ballast i Rotebro

Bilaga C Nässjö bangård

Sammanställning av dokumenten med krav och vägledning för efterbehandlingsprojekt Nässjö bangård.

Tabell. Platsspecifika riktvärden för metaller inom olika markanvändningar och djup, Nässjö före detta impregneringsplats. Halterna anges i mg/kg TS.

Metall	Skogsmark 0-2 m	Industrimark 0-2 m	Industrimark >2 m
Arsenik	10	38	65
Bly	140	3900	3900
Kadmium	3	32	32
Koppar	100	6200	6200
Krom	115	3600	3600
Nickel	50	600	600
Zink	360	12000	12000

PAH	Skogsmark 0-2 m	Industrimark 0-2 m	Industrimark >2m
Naftalen	20	80	80
Fluoren	20	80	80
Acenaftylen	20	80	80
Acenaften	20	80	80
Fenantren	20	80	80
Antracen	20	80	80
Fluoranten	20	80	80
Pyren	20	80	80
Benso(a)antracen	11	80	80
Krysen	20	80	80
Benso(b,k)fluoranten	20	80	80
Benso(a)pyren	0.6	8	8
Indeno(1,2,3-cd)pyren	18	80	80
Dibenso(ah)antracen	2	80	80
Benso(ghi)perylen	20	80	80
$PAH_{cancerogena}$	3	50	80
$PAH_{övriga}$	20	80	80

Inför upphandlingsskede till anbudsskedet av NCC:

a) Miljöundersökningar förre upphandling, 1980-talet till 2007

b) Saneringsanmälan av Trafikverket, 2007

c) **Dom av Miljööverdomstolen**, 2010 (MÖD 2010:45), efter föreläggande från Länsstyrelsen som Trafikverket överklagade i två instanser

d) Upphandlingsdokument för utförandeentreprenad av Trafikverket (2013)

- Administrativa Föreskrifter (**AF**) av Trafikverket, 2013
- Teknisk beskrivning (**TB**) av Trafikverket, 2013
- **Miljöplan** av Trafikverket, 2013.

Efter NCC var valde och under entreprenaden:

a) **Överklagan** av Länsstyrelsen **av bygghandlingen**, 2013-2015

b) **Miljökontroll** under entreprenaden

c) Ytterligare **beslut av Länsstyrelsen under entreprenaden**, pga. kontinuerlig kontakt skett med Länsstyrelsen (tillsynsmyndighet i ärendet) (2015 – 2016)

d) Kostnadsnyttanalys (**KNA**), 2015

e) Schaktplan

f) Interna möte under entreprenaden (2015 – 2016), som miljömöte och byggmöte

- **Miljömöte**, exempelvis miljömöte 10, 2016-10-21, angående svårigheter med sanering pga. utsättning av markförlagda kablar
- **Byggmöte**, exempelvis ett byggmöte i november 2016, avseende, bl.a., kontroll av schaktväggar och schaktbotten

Vissa dokument speglar samma krav av andra dokument eller detaljerar innehållet. Nedanstående texterna omfattar inte alla krav, utan syftas att exemplifiera tillämpliga krav.

Miljöundersökningar (1980s – 2016):

Genomförda utredningar inför upphandling, 1980-talet till 2007

- Undersökningar i ett flertal omgångar sedan 1980-talet främst av banverket själva och dåvarande VBB. År 2007 genomförde WSP Environmental en huvudstudie (Nässjö Impregneringsanläggning, Nässjö kommun, Projektering av sanering; PM Miljöteknisk markutredning, WSP 2007-09-21). WSP sammanställde då data från tidigare undersökningar, totalt utvärderades ca 3 000 analyserade prover fördelade på ca 500 provtagningspunkter. (ÅF, 2017).
- Kompletterande undersökningar av Hifab, och bedömningar av tidigare utredningar, för bl.a. framtagande av åtgärdsritningar med förklassificering av förorenad jord i nivåer för varje halvmeter samt skattning av åtgärdsvolymer. (Hifab 2012, Åtgärdsförberedande utredning, Nässjö f.d. Impregneringsplats, Nässjö kommun, Slutrapport. 20120808). (ÅF, 2017).

Tillsynsfrågor (2007-2016):

Anmälan av Trafikverket och tillstånd av (Länsstyrelsen och) Miljööverdomstolen (2007 – 2010)

- Saneringsanmälan av Trafikverket (2007)
- Dom av Miljööverdomstolen, MÖD 2010:45 (2010), efter föreläggande från Länsstyrelsen som Trafikverket överklagade i två instanser.

Miljööverdomstolen ändrar dels av miljödomstolens dom och länsstyrelsens i Jönköpings län beslut, dnr 575-18564-07. Dessutom, förordnas att åtgärderna och utredningarna till 50 procent ska bekostas av Trafikverket medan återstoden ska täckas av allmänna medel.

För efterbehandlingen ska gälla åtgärdsalternativ 12 inom den f.d. bostadsmarken, skogsmark och industrimark.

Beslut av Länsstyrelsen om arbetsbeskrivning i bygghandling

Beslut av Länsstyrelsen under entreprenaden (2015 – 2016), angående:

- Kontroll av massor från området som återvinns. Massor som klassat som återfyllnadsmassor efter provtagning har lagrats på rena ytor för att slutgiltigt användas som återfyll inom saneringsområdet. Schaktade, siktade och vindsiktade massor som genom provtagning samt okulär bedömning godkänts som återfyll har använts inom saneringsområdet. Den okulära bedömningen omfattade uppskattad andel slipersrester och slagg. Provtagning och okulär bedömning har utförts i enlighet med ett beslut från Länsstyrelsen i Jönköping (ÅF, 2017).

- Vattenrening. Vattenrening har utförts på grundvatten och länsvatten som pumpats från schakter och på vatten från diket för uppsamling av vatten från upplagsytan. På upplagsytan har även tvätt av maskiner utförts. Före reningsverket togs i bruk flyttades utsläppspunkten för vatten från reningsanläggningen i enlighet med ett beslut från Länstyrelsen i Jönköping daterat 2015-05-29) (ÅF, 2017).
- Ej-sanering. Enligt ett beslut från Länsstyrelsen bedöms nyttan med sanering av den förorening som finns under tältet inte uppväga kostnader som uppstår vid en flytt av tältet. Miljööverdomstolens dom och efter godkännande från Länsstyrelsen, angående schaktväggar och schaktbottnar med halter över platsspecifika riktvärden i schakt vid Höregölen. I enlighet med Miljööverdomstolens dom och efter godkännande från Länsstyrelsen utfördes schaktarbeten med vatten stående inne i schakten vid Höregölen ner till max 2 meters djup under markytan samt ej närmre än 3 m till fri vattenyta i Höregölen. Provtagningen utfördes på massor i skopa på grävmaskin i samband med schaktarbeten. Jordmassor närmre än 3 m till fri vattenyta i Höregölen översvämningsytor samt massor djupare än 2 m lämnades kvar även om provtagning visade halter av föroreningar över platsspecifika riktvärden i enlighet med domen och länsstyrelsens beslut. Enligt domen och Länsstyrelsen beslut ska dessa schaktväggar och schaktbottnar inte bedömas som avvikelser men redovisas ändå för information om föroreningssituationen i området (ÅF, 2017).

Kostnads-nyttoanalys (2015)

Rekommendationen efter kostnads-nyttoanalysen blev att utveckla massbehandling genom en mer omfattade siktning, enligt Alternativ 12.

(Interna) möte under entreprenaden (2015 – 2016):

Miljömöte

- Miljömöte, exempelvis miljömöte 10, 2016-10-21, angående svårigheter med sanering pga. utsättning av markförlagda kablar

Byggmöte

- Byggmöte, exempelvis, avseende, bl.a., kontroll av schaktväggar och schaktbotten (i november 2016). Slutliga bottnar enligt förklassificeringen med djup större än 2 m under markytan höjts med 0,5 m. Detta beslut att höja bottnarna togs efter att både schaktbottnar och uppschaktade massor bedömdes vara renare än projekterat. Efter att höjning av slutgiltiga bottnar har något fler ytor, efter provtagning, schaktats om då halter av föroreningar överskridit platsspecifika riktvärden. Under saneringsarbetena har vid några tillfällen tagits beslut i fält, genom okulära bedömningar, om att höja eller sänka nivån på bottnar före provtagning utförts.

Bilaga D Typscenarier – beskrivningar och riktvärden

Generella resonemang

Basen för att beräkna typvärden är MKM-värden med andra parametrar för exponeringsmöjligheter för människor, storlek på området samt något högre hydraulisk konduktivitet. Det antas också att man inte har tillstånd att använda återvunna massor inom t.ex. vattenskyddsområden, därför antas avståndet till skyddsvärt grundvatten vara större än det generella. Skydd av markmiljö har inte beaktats i någon av användningarna.

För flera av scenarierna förväntas vägarbetare/anläggningsarbetare exponeras i högre grad än väganvändare/besökare. Det antas dock att som yrkesverksamma personer så har man tillgång till bra skyddsutrustning: luftfilter i grävmaskiner och lastbilar, tillgång till skyddskläder och munskydd vid direkt hantering. Man behöver också ha rutiner för hur man sköljer/tvättar utrustning. Om man hanterar återvunna massor i högre utsträckning än idag bör arbetsmiljöriktlinjer för sådana massor tas fram. Utifrån antagandet att arbetare har kunskap och möjlighet att skydda sig, gäller alla scenarier för användare/besökare såsom det gör för de generella riktvärdena från NV.

Om det blir mer återvinning generellt i samhället behövs också ett system för dokumentation, t.ex. att Ledningskollen också har information om var det finns återvinningsmassor, för att undvika oacceptabla arbetsmiljörisker.

Scenario 1: Under vägkropp

- Återvunna massor används som fyllnadsmassor under en vägkropp. Det ställs vissa tekniska krav på dessa massor gällande hållfasthet och kornstorlek?
- De generella resonemangen ovan gäller för detta scenario och följande förändringar gentemot MKM är gjorda:
- Exponeringstid för *intag av jord* för barn antas vara 1 dag/år och för vuxna 5 dagar/år. Detta baseras på antagandet att det blir ingen direkt exponering från massorna under vägens användning. Skador på vägen skulle kunna ge upphov till att massorna kommer ut i det fria, men dessa antas då hanteras av vägarbetare. Gällande *hudkontakt med jord och damm* samt *inandning av damm* görs samma antaganden om exponeringstid som för intag av jord. Detta innebär att man utgår ifrån att massorna under vägkroppen ligger på ett väl kontrollerat ställe, men att det kan uppstå skador som då ger upphov till direkt exponering som också kan drabba användare.
- Storleken på området är antaget vara 500 × 15 m istället för 50 × 50 m.
- Grundvattenbildningen är minskad till 25% av det generella värdet (25 mmm istället för 100 mm) pga av asfaltsytan och utformning av vägytan för mesta möjliga avrinning.
- Den hydrauliska konduktiviteten i materialet antas vara något högre (10^{-4} m/s istället för 10^{-5} m/s), och därmed även något lägre gradient (0,02 istället för

0,03). Avstånd till skyddsvärt grundvatten antas vara 500 m istället för 200 m.

- Markmiljö beaktas inte då det är en del av en konstruktion.

Scenario 2: Djupare fyllning, MKM

- Återvunna massor används som djupare fyllning inom ett markområde. Det kan t.ex. vara inom urban industriell miljö. Materialet ligger inte under grundvattenytan. Djupet är minst 1,5 – 2 m från ytan.
- De generella resonemangen ovan gäller för detta scenario och följande förändringar gentemot MKM är gjorda:
    - Exponeringstid för *intag av jord* för barn antas vara 1 dag/år och för vuxna 5 dagar/år. Detta baseras på antagandet att det blir ingen direkt exponering från massorna under områdets användning. Eventuella djupare grävarbeten skulle kunna ge upphov till att massorna kommer ut i det fria, men dessa antas då hanteras av arbetare. Gällande *hudkontakt med jord och damm* samt *inandning av damm* görs samma antaganden om exponeringstid som för intag av jord. Detta innebär att man utgår ifrån att fyllnadsmassorna ligger på ett kontrollerat ställe, men att det vid djupare grävarbeten kan ge upphov till direkt exponering som också kan drabba användare.
    - Markmiljö beaktas inte eftersom det är en djupare fyllning och den biologiska aktiviteten avtar snabbt mot djupet efter de första 2 – 3 decimetrarna.
    - Avstånd till skyddat grundvatten antas vara minst 500 m.

Scenario 3: Djupare fyllning, KM

- Återvunna massor används som djupare fyllning inom ett markområde. Det kan t.ex. vara inom bebyggd urban miljö. Materialet ligger inte under grundvattenytan. Djupet är minst 1,5 – 2 m från markytan.
- De generella resonemangen ovan gäller för detta scenario och följande förändringar gentemot KM är gjorda:
    - Exponeringstid för *intag av jord* för barn antas vara 1 dag/år och för vuxna 5 dagar/år. Detta baseras på antagandet att det blir ingen direkt exponering från massorna under områdets användning. Eventuella djupare grävarbeten skulle kunna ge upphov till att massorna kommer ut i det fria, men dessa antas då hanteras av arbetare. Gällande *hudkontakt med jord och damm* samt *inandning av damm* görs samma antaganden om exponeringstid som för intag av jord. Detta innebär att man utgår ifrån att fyllnadsmassorna ligger på ett kontrollerat ställe, men att det vid djupare grävarbeten kan ge upphov till direkt exponering som också kan drabba användare.

- Markmiljö beaktas inte eftersom det är en djupare fyllning och den biologiska aktiviteten avtar snabbt mot djupet efter de första 2 – 3 decimetrarna.
- Inget uttag av dricksvatten sker i området och eftersom massorna ligger på visst djup kan inte heller (ätliga) växter ta upp eventuella föroreningar.
- Avstånd till skyddat grundvatten antas vara minst 500 m istället för 0 m.

Scenario 4: Fyllnadsmaterial på industriområde - oasfalterat

- Återvunna massor används som fyllning inom ett markområde, men oskyddat vid ytan, dvs direkt exponering kan ske. Det kan t.ex. vara inom urban industriell miljö.
- De generella resonemangen ovan gäller delvis för detta scenario. Eftersom det inte är någon skyddande barriär vid ytan antas dock exponeringstiderna för användare/besökare vara samma som för det generella scenariot.
- Följande förändringar gentemot MKM är gjorda:
  - Markmiljö beaktas ej.
  - Det är mer än 500 m till närmsta skyddsvärda grundvatten.

Scenario 5: Fyllnadsmaterial på industriområde - asfalterat

- Återvunna massor används som fyllning inom ett markområde, men skyddat av en asfalterad yta. Det kan t.ex. vara inom urban industriell miljö.
- De generella resonemangen ovan gäller för detta scenario och följande förändringar gentemot KM är gjorda:
  - Exponeringstid för *intag av jord* för barn antas vara 6 dagar/år och för vuxna 20 dagar/år. Detta baseras på antagandet att det blir mestadels ingen direkt exponering från massorna under områdets användning men att det vid grävarbeten - även ytligare då asfalten bryts upp - ger upphov till att massorna kommer ut i det fria. Massorna antas då hanteras av arbetare men det kan också ske viss exponering för användare/besökare. Värdena är minskade med 90% från det generella scenariot. Gällande *hudkontakt med jord och damm* samt *inandning av damm* görs samma antaganden om exponeringstid som för intag av jord, dvs att de endast är 10% av de ursprungliga värdena: 6 respektive 9 dagar/år samt 6 respektive 20 dagar/år.
  - Markmiljö beaktas ej.
  - Det antas vara minst 500 m till närmsta skyddsvärda grundvatten.

Scenario 6: Bullervallar

- Användning i bullervallar vid hårt trafikerad väg. Återvunna massor används i inre konstruktionen och täcks med geotextil samt rena massor. Generellt antas inte människor vistas i hög utsträckning i sådana miljöer.
- De generella resonemangen ovan gäller för detta scenario och följande förändringar gentemot MKM är gjorda:
    - Exponeringstid för *intag av jord* för barn antas vara 1 dag/år och för vuxna 5 dagar/år. Detta baseras på antagandet att det blir ingen direkt exponering från massorna under områdets användning. Eventuella grävarbeten skulle kunna ge upphov till att massorna kommer ut i det fria, men dessa antas då hanteras av arbetare. Gällande *hudkontakt med jord och damm* samt *inandning av damm* görs samma antaganden om exponeringstid som för intag av jord. Detta innebär att man utgår ifrån att fyllnadsmassorna ligger på ett kontrollerat ställe, men att det vid grävarbeten kan ge upphov till direkt exponering som också kan drabba användare. Människor visat endast utomhus på bullervallar, vilket är relevant för inandning av damm och ånga.
    - Storleken på en bullervall antas vara 300 × 30 m.
    - Markmiljö beaktas ej.

Tabell D.1. Sammanställning av beräkningar av möjliga typvärden.

Scenario:	KM		MKM		1 Under vägkropp		2 Djup fyllning, MKM		3 Djup fyllning, KM		4 Fyllning industriområde, oasfalterad		5 Fyllning industriområde, asfalterad		6 Bullervallar		7 Landscaping	
Ämne:	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**	**mg/kg**	**SR**
Arsenik	10	BG	25	JORD	100	AKUT	100	AKUT	100	AKUT	25	JORD	100	AKUT	50	GV	20	GV
Bly	50	JORD	400	YV	600	JORD + EAK	600	JORD + EAK	600	JORD + EAK	600	JORD + EAK	600	JORD + EAK	300	GV	120	GV
Kadmium	0,80	VÄXT	12	YV	20	YV	15	YV	15	YV	15	YV	15	YV	4,0	YV	1,2	YV
Koppar	80	YV	200	YV	3 000	YV	2 500	YV	2 500	YV	2 500	YV	2 500	YV	700	YV	200	YV
Krom tot	80	YV	150	YV	2 500	YV	1 800	YV	1 800	YV	1 800	YV	1 800	YV	500	YV	150	YV
Kvicksilver	0,25	ÅNG	2,5	ÅNG	2,5	ÅNG	2,5	YV	0,40	ÅNG	2,5	ÅNG	2,5	YV	0,70	YV	0,20	YV
Zink	250	YV	500	YV	12 000	YV	5 000	GV	5 000	GV	5 000	GV	5 000	GV	1 800	GV	500	YV
Cyanid total	30	YV	120	YV	250	YV	200	YV	200	YV	200	YV	200	YV	60	YV	18	YV
Fenol	1,2	GV	4,0	GV	25	YV	8,0	GV	8,0	GV	8,0	GV	8,0	GV	2,5	GV	1,2	GV
Kresoler	1,5	GV	5,0	GV	30	YV	10	GV	10	GV	10	GV	10	GV	3,5	GV	1,5	GV
Tetraklorfenoler	0,50	YV	5,0	YV	25	YV	20	YV	20	YV	20	YV	20	YV	6,0	YV	1,8	YV
PCB-7	0,0080	VÄXT	0,18	GV	2,0	YV	0,35	GV	0,35	GV	0,25	JORD	0,35	GV	0,12	GV	0,050	GV
Dioxin (TCDD-ekv)	0,000018	JORD	0,00018	GV	0,0010	YV	0,00035	GV	0,00035	GV	0,00020	JORD	0,00035	GV	0,00012	GV	0,000050	GV
Naftalen	3,0	GV	8,0	GV	80	ÅNG	18	GV	15	ÅNG	18	GV	18	GV	6,0	GV	2,5	GV
Fluoren	2,0	ÅNG	10	GV	12	ÅNG	12	ÅNG	2,0	ÅNG	12	ÅNG	12	ÅNG	7,0	YV	2,0	YV
Pyren	10	YV	40	YV	150	YV	150	YV	150	YV	150	YV	150	YV	70	YV	20	YV
Krysen	2,5	YV	10	YV	10	YV	10	YV	10	YV	10	YV	10	YV	10	YV	5,0	GV
PAH-L	3,0	YV	15	YV	180	ÅNG	30	GV	30	GV	30	GV	30	GV	12	GV	5,0	GV
PAH-M	3,5	ÅNG	20	ÅNG	20	ÅNG	20	ÅNG	4,0	ÅNG	20	ÅNG	20	ÅNG	30	YV	10	YV
PAH-H	1,0	VÄXT	10	YV	50	YV	30	GV	30	GV	18	HUD	30	GV	12	GV	5,0	GV
Bensen	0,012	GV	0,040	GV	0,70	GV	0,070	GV	0,070	GV	0,070	GV	0,070	GV	0,025	GV	0,012	GV
Alifat >C10-C12	100	YV	500	YV	1 000	YV	1 000	YV	250	ÅNG	1 000	YV	1 000	YV	1 000	YV	500	YV
Alifat >C12-C16	100	YV	500	YV	1 000	YV	1 000	YV	1 000	YV	1 000	YV	1 000	YV	1 000	YV	500	YV
Alifat >C8-C10	25	ÅNG	120	ÅNG	150	ÅNG	150	ÅNG	25	ÅNG	120	ÅNG	150	ÅNG	700	YV	300	YV

SR – styrande för riktvärdet; GV - Skydd av grundvatten; YV – Skydd av ytvatten; FF – Skydd mot fri fas; MM – Skydd av markmiljö; VÄXT – Intag av växter; ÅNG – Inandning av ånga; JORD – Intag av jord; AKUT – Akuttoxicitet;
EAK – Exponering för andra källor; HUD - Hudkontakt jord/damm; BG – Bakgrundshalt

Med stöd från
VINNOVA Sveriges innovationsmyndighet
Energimyndigheten
FORMAS
Strategiska innovations-program

Bilaga E Utföranderapport provtagning

Bilaga E: Provtagning cirkulär masshantering

18123001 Cirkulär masshantering

Upprättad av Johannes Hedtjärn, RGS Nordic AB
Granskad och godkänd av Jonny Bergman, RGS Nordic AB

Innehåll

1 INLEDNING ... 3

2 BAKGRUND ... 3

2.1 DET PROVTAGNA MATERIALET ... 3

2.2 KLASSNING INNAN PROVTAGNING ... 3

3 UTFÖRD PROVTAGNING ... 4

3.1 PROVTAGNINGSSTRATEGI ... 4

3.2 DOKUMENTATION ... 5

3.3 ANALYSER ... 5

3.4 AVVIKELSER ... 5

4 ANALYSRESULTAT ... 6

5 UTVÄRDERING PROVTAGNINGSRESULTAT ... 9

6 LITTERATURFÖRTECKNING ... 10

7 BILAGOR ... 10

Bilaga 1 Fältprotokoll

Bilaga 2 Fotodokumentation från provtagningen

Bilaga 3 Analysprotokoll (endast digitalt)

1 Inledning

Inom ramen för forskningsprojektet Cirkulär masshantering har RGS Nordic AB genomfört provtagning av massor. Syftet med provtagningsdelen var att möjliggöra statistisk utvärdering av analysresultaten och därmed bedöma den statistiska säkerheten i massornas klassning, samt utvärdera behandling av material, med fokus på mellanfraktionen 20-80 mm. Målet med projektet är att på sikt få större acceptans för massornas klassning och därmed öka möjligheterna till återanvändning av massor inom bygg- och anläggningsprojekt.

2 Bakgrund

2.1 Det provtagna materialet

Materialet som användes för provtagning var den så kallade ”Chalmershögen”, projektnummer 1231482, med ursprung från Västlänken och delprojekt Centralen. Massorna bestod av sandigt grus med inslag av sten. Enligt information från parten som lämnat in materialet, visade förklassning i fält att materialet nådde FA-halter med avseende på metaller.

2.2 Klassning innan provtagning

I vanlig ordning när ett material inkommer till RGS Nordics anläggning, utförs en egen provtagning med syfte att säkerställa föroreningshalter. Denna resulterade i att massorna klassades om som IFA, det vill säga föroreningsinnehållet överskred gränsvärdet för MKM men var lägre än FA. Analysresultat och klassning redovisas i tabell 1 nedan. Analysprotokoll återfinns i bilaga 3.

Tabell 1: Analysresultat och klassning av inkommande material i enlighet med RGS Nordics ordinarie rutiner. Resultaten är jämförda med Naturvårdsverkets beräknade halter för MRR samt generella riktvärden för KM/MKM. Grön färg indikerar halter inom KM, gul indikerar MKM och orange IFA.

Ämne	MRR	KM	MKM	RGS inkommande
Torrsubstans %				91,2
Arsenik		10	25	8,9
Barium		200	300	99
Bly	20	50	400	110
Kadmium	0,2	0,5	15	<0,10
Kobolt		15	35	6,1
Koppar	40	80	200	88
Krom	40	80	150	13
Kvicksilver	0,1	0,25	2,5	0,74
Nickel	35	40	120	10
Vanadin		100	200	28
Zink	120	250	500	240
PAH L	0,6	3	15	0,97
PAH M	2	3	20	10
PAH H	0,5	1	10	10
Bensen		0,012	0,04	<0,0035
Toluen		10	40	<0,10
Etylbensen		10	50	<0,10
Xylen		10	50	<0,10
Alifat >C5-C8		12	80	<5,0
Alifat >C8-C10		20	120	<3,0
Alifat >C10-C12		100	500	<5,0
Alifat >C12-C16		100	500	<5,0
Alifat >C5-C16		100	500	<9,0
Alifat >C16-C35		100	1000	<9,0

3 Utförd provtagning

3.1 Provtagningsstrategi

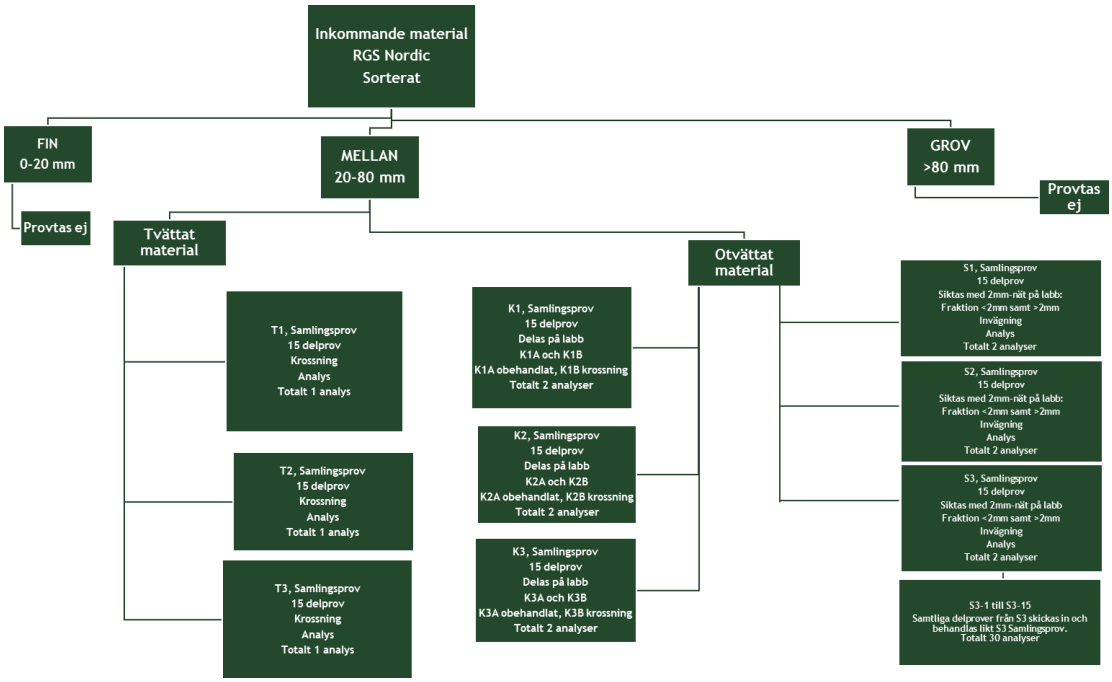
Provtagningen för själva projektet om Cirkulär masshantering utfördes enligt provtagningsschemat i figur 1 nedan. Då huvudsyftet var att karaktärisera mellanfraktionen 20-80 mm, sorterades materialet på plats inne på RGS Nordic anläggning. Sorteringen gav fraktionerna fin (0-20 mm), mellan (20-80 mm) och grov (>80mm). Sorteringen utfördes manuellt med såll 20 mm. Då materialet utgjordes av stenig sand fanns endast enstaka stenar med i högen med en fraktion större än 80 mm. Dessa sorterades också bort manuellt.

Då syftet med provtagningen också var att undersöka effekten av behandling av massor, uttogs två huvudprovserier: en behandlad benämnd T och en kontrollgrupp benämnd K. Serien med betäckning T, genomgick tvättning i fält där finmaterialet som fanns adsorberat på materialet avlägsnades. Tvättningen utfördes med hjälp av en nätad korg med maskor mindre än 20 mm, där finare material kunde fritt lämna provet som sköljdes med vatten. Metoden var utformad för att uppnå likartat resultat som en mer maskinell variant i större skala.

Vidare uttogs också en provserie benämnd S för att fastställa inom vilken storleksfraktion merparten av föroreningarna påträffats i fraktionerna. Serien utgjordes likt kontrollgruppen av obehandlat material och siktades inne på laboratoriet.

För varje provserie togs tre samlingsprover ut om vardera 15 inkrement: T1, T2, T3, respektive K1, K2, K3 samt S1, S2 och S3.

För att på statistisk väg även utröna varje samlingsprovs inbördes variabilitet skickades även de 15 inkrementen för provet benämnt S3 in som en serie S3-1 till S3-15.



Figur1: Provtagningsschema

3.2 Dokumentation

Varje prov dokumenterades med avseende på jordart genom okulär bedömning. Jordhögens mängd bedömdes och noterades. Fotodokumentation upprättades för provtagningen och återfinns i bilaga 2. Övriga iakttagelser såsom synliga föroreningar eller lukt noterades för varje prov och uppgifterna finns sammanställda i fältprotokoll.

3.3 Analyser

Totalt uttogs 24 st jordprov som skickades till ackrediterat laboratorium för analys av fraktionerade PAH samt metallerna As, Ba, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, V och Zn.

För att på statistisk väg med 1:1-förhållande kunna jämföra analysresultaten på behandlat material respektive obehandlat material, krävdes att kontrollgruppen K genomgick samma hantering som T-serien hos laboratoriet. Då T-serien tvättats från partiklar under 20 mm samt därför krossats för att kunna analyseras, delades varje prov i K-serien upp i två lika stora delar. Detta genererade serien K1A-K3A samt K1B-K3B. A-proverna genomgick krossning, medan B-proverna förblev okrossade innan analys.

Då S-serien inkom till laboratoriet, genomgick den siktning med 2 mm-såll för att sedan vägas, varefter materialet genomgick analys. Då laboratoriets analyser genomförs direkt på fraktioner <2 mm, medan fraktioner >2 mm kräver krossning innan analys, krossades även en portion av materialet <2 mm för att uppnå total jämförbarhet statistiskt.

3.4 Avvikelser

Analyser för PAH inom T-, K- och S-serien beställdes i efterhand på kvarvarande provmaterial i laboratoriets arkiv. Materialmängd för analys fanns endast för 22 av de inskickade proverna: T1 och K3-B saknas och har därför inte analyserats.

Analys på krossat material för fraktionen <2 mm inom S-serien beställdes i efterhand på kvarvarande provmaterial i laboratoriets arkiv. Materialmängd för vidare analys fanns endast för 11 prov av 18: S3-9 till S3-15 har därför inte analyserats.

4 Analysresultat

Nedan följer tabeller för respektive provseries analysresultat jämförda mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM (NV 2016) samt beräknade nivåer för mindre än ringa risk, MRR (NV 2010) Analysprotokollen återfinns i bilaga 3.

I tabell 2 visas resultaten från proverna inom T-serien och K-serien. De tvättade materialet T når för bly nivåer av KM, medan det otvättade materialet visar på högre halter för bly, där ett av tre prov ger klassning MKM. Även MKM för PAH med högre molekylärvikt. Det helt obehandlade materialet visar höga föroreningshalter för bly och koppar som når IFA-nivå.

Tabell 2. Sammanställning av utförda analyser jämförda med Naturvårdsverkets beräknade värden för MRR samt generella riktvärden för KM/MKM, grön respektive gul. Halter överstigande riktvärdet för MKM har markerats med orange.

Ämne (mg/kg TS)	**MRR**	**KM**	**MKM**	**T1**	**T2**	**T3**		**K1-A**	**K2-A**	**K3-A**		**K1-B**	**K2-B**	**K3-B**
Tvättbehandling				Ja	Ja	Ja		Nej	Nej	Nej		Nej	Nej	Nej
Provberedning krossning				Ja	Ja	Ja		Ja	Ja	Ja		Nej	Nej	Nej
Torrsubstans %				98,7	98,6	96,6		97,7	96,3	96,9		80,9	78,9	86,3
Arsenik As	10	10	25	5,5	4,6	4		2,1	3,3	7,2		<12	11	<11
Barium Ba		200	300	27	34	35		45	46	39		150	140	140
Bly Pb	20	50	400	22	14	23		45	110	30		710	280	620
Kadmium Cd	0,2	0,5	15	<0,20	<0,20	<0,20		<0,20	<0,20	<0,20		<0,62	<0,20	<0,58
Kobolt Co		15	35	3,2	4,9	2,8		5,8	4,4	1,8		9,5	11	9,3
Koppar Cu	40	80	200	17	10	16		37	67	15		350	220	260
Krom Cr	40	80	150	2,8	5,9	3,3		6,3	4,7	1,8		11	23	12
Kvicksilver Hg	0,1	0,25	2,5	<0,010	<0,010	<0,010		<0,010	0,091	0,054		<0,056	<0,012	<0,053
Nickel Ni	35	40	120	2,1	4,6	4,2		5,7	4,9	1		19	20	17
Vanadin V		100	200	8,6	14	16		13	16	5,5		43	53	37
Zink Zn	120	250	500	110	110	110		100	90	110		310	390	270
Summa PAH L	0,6	3	15	-	<0,045	0,14		<0,045	0,21	<0,045		0,31	0,23	-
Summa PAH M	2	3	20	-	0,11	0,99		0,34	2,1	0,25		2,6	2,8	-
Summa PAH H	0,5	1	10	-	0,13	0,38		0,38	1,8	0,36		3,5	4,6	-
Summa cancerogena PAH				-	0,12	0,34		0,34	1,5	0,3		3	4	-
Summa övriga PAH				-	0,17	1,2		0,43	2,5	0,36		3,4	3,7	-
Summa totala PAH16				-	0,29	1,5		0,77	4,1	0,66		6,3	7,7	-

I tabell 3 visas resultaten från S-serien som genomgick siktning. Samtliga prov inom fraktionen <2 mm klassas som IFA med avseende på koppar. För bly når 11 prov av 18 också IFA. För arsenik, kvicksilver och zink mestadels MKM med enstaka prov som når IFA. PAH M, visar övervägande halter inom MKM, medan PAH H når MKM för 16 prov samt 2 som når IFA. För provet benämnt S3-13 faller klassningen inom FA; detta på grund av den sammanvägda effekten av metallerna bly, koppar, kvicksilver samt zink.

För fraktionerna >2 mm, når 11 prover av 18 halter av KM eller lägre. Sex stycken når nivåer för MKM med avseende på arsenik, bly, koppar och kvicksilver eller PAH. Endast ett prov når klassningen IFA, då med avseende på PAH:er.

Tabell 3a och b. Sammanställning av utförda analyser för S-serien vilka siktades för uppdelning av fraktioner <2 mm och >2 mm, jämförda med Naturvårdsverkets beräknade värden för MRR samt generella riktvärden för KM/MKM, markerade med grön respektive gul färg. Halter överstigande riktvärdet för MKM, alltså klassade som IFA, har markerats med orange. Antalet ämnen som uppnår klassningen IFA i prov S3-13 <2mm ger en sammanvägd klassning av FA; därav rödmarkering.

Ämne (mg/kg TS)	MRR	KM	MKM	S1 <2 mm	S2 <2 mm	S3 <2 mm	S3-1 <2 mm	S3-2 <2 mm	S3-3 <2 mm	S3-4 <2 mm	S3-5 <2 mm	S3-6 <2 mm	S3-7 <2 mm	S3-8 <2 mm	S3-9 <2 mm	S3-10 <2 mm	S3-11 <2 mm	S3-12 <2 mm	S3-13 <2 mm	S3-14 <2 mm	S3-15 <2 mm
Provberedning				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Torrsubstans %				98,4	98,9	98,7	97,9	96,9	98	97,5	97,5	97,4	97,8	99,1	98,2	96,7	97,8	98,5	98,9	97,3	98,6
Arsenik As	10	10	25	11	12	15	13	14	13	14	15	14	11	13	13	12	15	14	17	12	8,7
Barium Ba		200	300	150	160	160	250	130	170	130	160	170	180	170	190	160	170	240	240	140	120
Bly Pb	20	50	400	360	350	580	560	280	330	370	410	460	400	420	640	430	560	560	850	310	240
Kadmium Cd	0,2	0,5	15	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	0,21	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Kobolt Co		15	35	9,5	11	10	11	9,2	10	10	13	9,9	9,2	8,9	9,5	11	12	11	11	9,2	8,2
Koppar Cu	40	80	200	580	450	770	730	280	490	490	850	490	390	340	480	790	710	660	1500	220	200
Krom Cr	40	80	150	18	21	16	22	15	22	21	22	16	20	18	15	20	20	18	19	22	20
Kvicksilver Hg	0,1	0,25	2,5	1,6	1,3	1,1	1,6	0,56	0,7	0,91	0,98	1,1	1,3	1,5	0,87	1,8	2,7	1,6	3,3	0,6	0,97
Nickel Ni	35	40	120	23	27	23	29	19	24	21	28	20	21	19	20	26	26	25	26	19	19
Vanadin V		100	200	41	46	40	53	38	50	41	52	39	37	33	39	48	55	49	49	36	33
Zink Zn	120	250	500	280	290	290	370	260	270	280	360	380	290	370	320	280	280	320	750	320	230
Summa PAH L	0,6	3	15	0,15	0,64	0,24	0,18	0,14	0,18	0,26	0,17	0,2	0,76	0,21	0,28	0,2	0,17	0,21	0,22	0,2	0,28
Summa PAH M	2	3	20	2,6	17	4,9	3,8	2,2	4,4	5,9	2,3	4,4	13	3,8	4,4	3,3	2,7	3,9	4,1	3,2	5,5
Summa PAH H	0,5	1	10	3,8	22	5,4	5,1	3,4	5,6	6,4	4	6,9	24	5,9	5,4	4,8	5,1	5,7	6,8	3,5	5
Summa cancerogena PAH				3,4	19	4,8	4,5	2,9	4,9	5,6	3,4	5,9	21	5,1	4,8	4,2	4,3	5	5,9	3,2	4,6
Summa övriga PAH				3,2	20	5,7	4,6	2,7	5,4	6,9	3	5,6	16	4,7	5,3	4,1	3,6	4,8	5,2	3,7	6,2
Summa totala PAH16				6,5	39	11	9	5,7	10	12	6,4	11	38	9,8	10	8,3	7,9	9,8	11	6,9	11

Ämne (mg/kg TS)	MRR	KM	MKM	S1 >2 mm	S2 >2 mm	S3 >2 mm	S3-1 >2 mm	S3-2 >2 mm	S3-3 >2 mm	S3-4 >2 mm	S3-5 >2 mm	S3-6 >2 mm	S3-7 >2 mm	S3-8 >2 mm	S3-9 >2 mm	S3-10 >2 mm	S3-11 >2 mm	S3-12 >2 mm	S3-13 >2 mm	S3-14 >2 mm	S3-15 >2 mm
Provberedning				Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning
Torrsubstans %				100	100	100	99,9	100	99,3	100	98,5	98,9	99,8	100	98,3	99,4	98,6	99,3	99,4	99,5	100
Arsenik As	10	10	25	4,8	3,6	5,4	2,7	4,4	5,7	6,5	6,8	5,7	5,3	5,7	14	5,5	2,6	3,5	7,9	3,9	2,8
Barium Ba		200	300	44	29	130	49	17	30	19	51	51	59	29	140	53	84	41	35	52	18
Bly Pb	20	50	400	41	43	48	35	21	18	17	51	22	19	31	210	24	18	12	370	18	13
Kadmium Cd	0,2	0,5	15	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Kobolt Co		15	35	6,1	4,9	6,1	5,5	5,2	5,2	2,8	10	5,3	4,6	3,8	5,5	3,3	8,2	3,9	3,1	4,7	5,7
Koppar Cu	40	80	200	77	21	160	16	4,9	8	5	180	33	11	6,6	130	12	86	12	39	13	3,4
Krom Cr	40	80	150	7,2	3	2,9	3,6	3,4	2,4	1	9,5	5,4	3	1,9	7,9	1,7	21	3,6	3,6	5,7	5,5
Kvicksilver Hg	0,1	0,25	2,5	0,04	0,032	0,017	0,039	<0,010	<0,010	<0,010	0,024	0,023	0,014	0,013	0,14	0,017	0,04	<0,010	0,33	0,017	<0,010
Nickel Ni	35	40	120	5,2	1,1	1,7	3,5	2,5	2,1	<0,45	8,1	5,1	2,5	1,5	8,3	1,1	9,5	2,3	2,1	3,7	4,1
Vanadin V		100	200	18	7,7	9,5	11	9,3	6,2	3,4	25	17	7,3	7,3	28	5,1	21	8,7	10	16	8,6
Zink Zn	120	250	500	120	110	110	62	80	100	96	120	110	86	130	150	120	66	95	63	80	110
Summa PAH L	0,6	3	15	<0,045	0,69	8,6	<0,045	<0,045	0,12	<0,045	2,9	<0,045	0,1	<0,045	0,2	<0,045	<0,045	<0,045	<0,045	<0,045	<0,045
Summa PAH M	2	3	20	0,3	4,8	38	0,16	<0,075	0,71	<0,075	5,2	<0,075	1,1	0,21	1,9	<0,075	<0,075	<0,075	<0,075	0,15	<0,075
Summa PAH H	0,5	1	10	0,33	3,3	22	0,14	<0,11	0,47	<0,11	2,7	<0,11	1,5	0,23	0,75	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	0,13	<0,11
Summa cancerogena PAH				0,28	3	20	0,12	<0,090	0,42	<0,090	2,5	<0,090	1,4	0,19	0,64	<0,090	<0,090	<0,090	<0,090	0,11	<0,090
Summa övriga PAH				0,4	5,8	48	0,22	<0,14	0,88	<0,14	8,3	<0,14	1,4	0,29	2,2	<0,14	<0,14	<0,14	<0,14	0,21	<0,14
Summa totala PAH16				0,67	8,8	68	0,34	<0,23	1,3	<0,23	11	<0,23	2,7	0,48	2,9	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	0,32	<0,23

Tabell 4 visar halter för S-seriens fraktion <2 mm som krossats för att statistiskt kunna vara helt jämförbara med fraktionen >2 mm som genomgick krossning innan analys var möjlig. Likt för det okrossade materialet nås även här halter av IFA med avseende på koppar för samtliga prover, med undantag för ett som når över gränsen för FA. För bly gäller IFA i 8 av 11 prover. Generellt visar samtliga prover MKM-halter för arsenik, zink och kvicksilver, med undantag för prov S3-1 som når IFA för kvicksilver. PAH med medellånga kedjor ger en klassning av MKM i merparten av proven, med enstaka halter inom KM. PAH med tunga molekylkedjor ger IFA i ett av proven medan resterande klassas som MKM.

Tabell 4. Sammanställning av utförda analyser inom S-seriens fraktion <2 mm som genomgått krossning innan analys, jämförda med Naturvårdsverkets beräknade halter för MRR samt riktvärden för KM/MKM. Halter överstigande riktvärdet för KM har markerats med orange och överskridande riktvärdet för MKM med gult. Halter över gränsen för FA har markerats med röd färg. Proverna krossades för att utvärdera skillnad i halt gentemot okrossad fraktion <2 mm.

Ämne (mg/kg TS)	MRR	KM	MKM	S1 <2 mm	S2 <2 mm	S3 <2 mm	S3-1 <2 mm	S3-2 <2 mm	S3-3 <2 mm	S3-4 <2 mm	S3-5 <2 mm	S3-6 <2 mm	S3-7 <2 mm	S3-8 <2 mm
Provberedning				Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning	Krossning
Torrsubstans %				98	98	98,3	98,1	97,3	98,2	97,9	97,4	98,2	98	99,1
Arsenik As		10	25	17	12	14	14	12	13	12	13	13	11	11
Barium Ba		200	300	180	170	180	260	170	130	120	160	190	180	170
Bly Pb	20	50	400	490	400	520	530	320	320	370	450	490	460	460
Kadmium Cd	0,2	0,5	15	< 0,52	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	0,23	< 0,20
Kobolt Co		15	35	14	11	12	13	11	10	10	13	11	10	9,9
Koppar Cu	40	80	200	4700	480	840	440	300	560	410	960	460	360	320
Krom Cr	40	80	150	24	19	19	21	19	18	20	20	19	20	19
Kvicksilver Hg	0,1	0,25	2,5	1,2	2,2	1,2	2,6	1,6	1	1,7	1,3	1,3	1,3	1,9
Nickel Ni	35	40	120	31	25	27	30	22	22	21	27	22	21	20
Vanadin V		100	200	55	44	48	54	46	47	39	48	45	37	35
Zink Zn	120	250	500	460	350	300	390	270	250	270	330	380	320	360
Summa PAH L	0,6	3	15	0,28	0,47	0,32	0,32	0,21	0,28	0,36	0,38	0,31	0,82	0,27
Summa PAH M	2	3	20	2,9	7,1	4,9	3,7	2,7	3,6	5,8	3,2	4	9,3	3,5
Summa PAH H	0,5	1	10	4,4	11	6	5,8	4,5	5,6	7,2	5,1	7,2	19	5,5
Summa cancerogena PAH				3,8	9,5	5,3	5,1	3,9	4,8	6,4	4,5	6,2	17	4,8
Summa övriga PAH				3,7	8,8	5,9	4,8	3,5	4,7	7	4,3	5,3	12	4,5
Summa totala PAH16				7,5	18	11	9,9	7,4	9,5	13	8,8	11	30	9,3

Slutligen; tabell 5 visar en sammanställning av vågdatat för S-serien som siktades. Här framgår vikterna för vardera fraktion >2 mm och <2 mm, provets totalvikt samt även viktfördelningen i procent. Medelvärdet för mängden <2 mm- fraktionen är 10%.

Analysprotokoll återfinns i bilaga 3.

Tabell 5. Sammanställning av vågdata av sik- tade prover inom S-serien för den grövre frakt- ionen <2 mm samt den mindre fraktionen >2 mm.

	Vikt g	Vikt g	Vikt g	Viktfördelning %
ID	**>2 mm**	**<2 mm**	**Total vikt**	**< 2 / Tot**
S1	676,7	61,6	738,3	8,34%
S2	825,9	81,8	907,7	9,01%
S3	605	67,4	672,4	10,02%
S3-1	1160,4	163,6	1324	12,36%
S3-2	1588	185,4	1773,4	10,45%
S3-3	1525,7	155,3	1681	9,24%
S3-4	1558,5	109,5	1668	6,56%
S3-5	909,3	132,2	1041,5	12,69%
S3-6	1141,1	174,8	1315,9	13,28%
S3-7	1147,4	150,7	1298,1	11,61%
S3-8	1407,2	104,1	1511,3	6,89%
S3-9	949,3	116,1	1065,4	10,90%
S3-10	1141,4	145	1286,4	11,27%
S3-11	1086,6	154,4	1241	12,44%
S3-12	1229,9	128,2	1358,1	9,44%
S3-13	1166,9	125,2	1292,1	9,69%
S3-14	1335,5	132,3	1467,8	9,01%
S3-15	1384,8	104,4	1489,2	7,01%

5 Utvärdering provtagningsresultat

Då syftet med hela provtagningen var att utröna hur jordmassors analyserade halter ger olika klassningar beroende på hur de behandlas innan provtagning och analys, kan det konstateras att T-serien och K-serien skiljer sig åt beroende hur materialet behandlats (se tabell 2).

För de prover inom T- och K-serien som behandlats enligt ordinarie rutiner hos laboratoriet, når materialet som genomgick tvättbehandling inne på RGS Nordics anläggning halter inom KM eller lägre, medan det otvättade och okrossade B-provet inom kontrollgruppens samtliga prover klassas som IFA. Skillnaden i klassning inom den aktuella fraktionen 20-80 mm, beror sannolikt på hur proverna vid ankomst till laboratoriet behandlats. Trots sortering i fält, återfinns fortfarande en viss mängd adsorberade finpartiklar på materialet. Då analyser endast kan genomföras på fraktioner under 2 mm, är det detta material som skrapas av och analyseras. För de tvättbehandlade proverna återfinns inga adsorberade partiklar, varför materialet genomgår malning innan analys. Denna åtgärd i sig ger upphov till utspädning av eventuella föroreningar. Därmed kan konstateras att analyssvaren inte är statistiskt direkt jämförbara då olika metoder och behandlingar före analys utförts.

För att åtgärda detta läts som, tidigare nämnt, kontrollgruppen delas upp i två undergrupper där den ena också lät malas innan analys; A-proverna. Materialet befinns nu ha lägre halter av föroreningar än de helt obehandlade B-proverna (tabell 2); inga prover uppvisar IFA-halter. Jämfört med T-serien nås dock inte lika låga värden. Två av proverna når KM men ett av proverna uppvisar halter inom MKM.

De höga halterna föroreningar som noterades i kontrollgruppens B-prov där man låtit analysera det adsorberade materialet, är i enlighet med resultatet från det siktade materialet i S-serien. I tabell 3a och 3b framgår att fraktionen <2 mm har en högre halt förorening än i fraktionen >2 mm; samtliga prover i S-seriens mindre fraktion uppvisar IFA-halter för metaller, medan det för den större fraktionen endast i ett prov nås IFA-halt, då med avseende på PAH:er. Metaller når här i 5 av 18 prov MKM och 13 av 18 prov når KM eller lägre.

Åter igen har dock laboratoriet låtit krossa fraktionerna större än 2 mm för att möjliggöra analys, vilket i sig kan ha givit upphov till spädning av föroreningarna. Därför utfördes ytterligare en analys på fraktionen <2 mm där materialet maldes innan det lät analyseras. Resultatet i tabell 4 ger att även då materialet krossats, så uppvisas halter av IFA eller högre i samtliga prover med avseende på metaller. PAH:er når IFA för ett av proven medan resterande hamnar inom MKM.

Fördelningen av materialets fraktioner inom S-serien (tabell 5) gör gällande att de största föroreningarna återfunnits i fraktionen som utgör ca 10% av det totala innehållet i materialet.

Sammanfattningsvis, som nämnts under kapitel 2, förklassades materialet i fält som FA, medan RGS interna klassning bestämde den till IFA. Den utökade provtagningen visade dock att det i två fall inom S-serien förekom halter överstigande gränsen för FA: i prov S1 <2mm som malts med avseende på koppar, samt i prov S3-13 <2mm som inte malts, där den sammanvägda klassningen utifrån metallhalterna av IFA ledde till klassning som FA. Med andra ord kan det konstateras att olika provtagningar av samma material, kan ge vitt skilda

klassningar beroende på provtagningsmetodik och antal samlingsprover. I detta fall klassades massorna ner väl inne på RGS anläggning, medan man i fält påträffat materialet med de förhöjda metallhalterna i sin provtagning. Hur provtagningsmetodiken såg ut för parten som inlämnat materialet, saknas dock information om.

6 Litteraturförteckning

Naturvårdsverket 2010. Handbok 2010:1 – Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. ISBN 978-91-620-0164-3

Naturvårdsverket 2016. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenas mark. Publicerad juni 2016.

7 Bilagor

Bilaga 1 – Fältprotokoll
Bilaga 2 – Fotodokumentation från provtagningen
Bilaga 3 – Analysprotokoll (endast digitalt)

Bilaga 1

Fältprotokoll

Bilaga 1

RGSNORDIC

18123001 Cirkulär masshantering	Datum	190904

Provtagare	Jimmy Asmussen (JA)

Projektnr	Provpunkt beteckning (S - samlingprov, D-delprov)	Jordmängd i hög (ton)	Uttaget samlings-prov (S)	Antal delprover i samlings-prov (st)	Uttaget delprov (D)	Jordart	Homogenitet (hög, normal, låg) - dvs hur likartat är materialet i högen	Anmärkning (blött, torrt, luktar mycket, lite, mycket sten, finkorningt etc)	Foto (x)	Förklassad (KM/MKM/ IFA/FA)	Fält- duplikat (X)	Splittat prov (X)	Analys-duplikat (X)	Kommentar	Sign
18123001	T1	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Delad på labb i A/B	JA
18123001	T2	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Delad på labb i A/B	JA
18123001	T3	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Delad på labb i A/B	JA
18123001	K1	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Delad på labb i A/B	JA
18123001	K2	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Delad på labb i A/B	JA
18123001	K3	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Delad på labb i A/B	JA
18123001	S1	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S2	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-1	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-2	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-3	ca 180	S	15		st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-4	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-5	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-6	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA

RGSNORDIC

18123001 Cirkulär masshantering	Datum	190904

Provtagare	Jimmy Asmussen (JA)

Projektnr	Provpunkt beteckning (S - samlingprov, D-delprov)	Jordmängd i hög (ton)	Uttaget samlings-prov (S)	Antal delprover i samlings-prov (st)	Uttaget delprov (D)	Jordart	Homogenitet (hög, normal, låg) - dvs hur likartat är materialet i högen	Anmärkning (blött, torrt, luktar mycket, lite, mycket sten, finkorningt etc)	Foto (x)	Förklassad (KM/MKM/ IFA/FA)	Fält-duplikat (X)	Splittat prov (X)	Analys-duplikat (X)	Kommentar	Sign
18123001	S3-7	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-8	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-9	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-10	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-11	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-12	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-13	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-14	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA
18123001	S3-15	ca 180			D	st Sa	Hög	Lätt fuktigt, doft av jord.		FA				Siktad på labb i <2mm samt >2mm	JA

Bilaga 2

Fotodokumentation från provtagningen

1.1.1 Bilaga 2

1.1.2 Foto 1: den provtagna högen inom projektet Cirkulär Masshantering. Mängd ca 180 ton. Jordart stenig sand.

1.1.3 Foto 2: närbild av det provtagna materialet.

1.1.4 Foto 3: siktat och obehandlat material

Bilaga 3

Analysprotokoll (endast digitalt)