



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 24026

Examensarbete 30 hp

Juni 2024

Hållbar masshantering – riskbedömning, klimat- och kostnads kalkyl

Maria Bergkvist



UPPSALA
UNIVERSITET



Sustainable management of contaminated soil masses – risk assessment, climate impact and cost

Maria Bergkvist

Abstract

A large number of contaminated areas exist in Sweden and risk-reducing measures such as dig and dump are often applied. Excavated masses can be managed in many different ways and there are several routes for which the masses can follow, but a large share of the masses often ends up on landfills all around Sweden. Previous studies have shown that an increase in reuse of masses could lead to both climate and resource savings. The aim of this study was to investigate this matter further and to study the effect on the climate impact of both risk assessment approaches and the choice of remediation method. A hypothetical risk assessment was performed for PAH, lead, copper and zinc and its effects on the mass classification and the possible reuse, and in turn its effect on the climate impact was studied. Furthermore, the increase in reuse of excavated masses within the project was studied, when using biochar as a treatment method. Two different calculation tools were used to calculate the climate impact, i.e. Trafikverkets “Klimatkalkyl” and SGF:s tool “Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten”. The calculations in the tools were supplemented with data inventory and calculations, in cases where the tools did not cover the needed processes. The results showed that site specific risk assessment, where site specific bioavailability was included, could lead to higher risk limits. Higher risk limits enable increased reuse. The climate impact was lower as a result of a higher degree of reuse of masses. This applied for both scenarios when the masses were reused without any further treatment and when the masses were treated with biochar and then reused on site. The lowest climate impact was found when masses were treated with biochar, where this measure in one scenario implied negative greenhouse gas emissions. In all scenarios, an increase in reuse of masses also resulted in a lower cost.

Keywords: mass management, risk assessment, climate impact, remediation, biochar, bioavailability

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Uppsala

Handledare: Sara Holmström och Ylva Bellander Ämnesgranskare: Dan Berggren Kleja

Examinator: Antonio Segalini

REFERAT

Hållbar masshantering – riskbedömning, klimat- och kostnadskalkyl

Maria Bergkvist

Ett stort antal förorenade områden finns idag i Sverige och tillämpning av riskreducerande åtgärder som till exempel schakt och deponi är vanligt förekommande. De möjliga hanteringsvägarna för uppschaktade massor är många, men en stor andel av massorna hamnar på deponier runt om i landet. Tidigare studier har visat att en ökad återanvändning av massor kan innebära både klimat- och resursbesparingar. Syftet med denna studie var att undersöka detta vidare och att studera både riskbedömningens och åtgärdsvalets effekt på klimatpåverkan och kostnaden för åtgärderna. En hypotetisk platsspecifik riskbedömning genomfördes för PAH, bly, koppar och zink och dess effekter på massklassning och möjlig återanvändning, och i sin tur effekt på klimatpåverkan studerades. Utöver det studerades även ökad återanvändning av schaktmassor i form av återanvändning inom projektområdet efter behandling med biokol. Två olika beräkningsverktyg användes vid klimatberäkningarna, Trafikverkets *Klimatkalkyl* och SGF:s verktyg *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten*. Beräkningarna i verktygen kompletterades med egen datainventering och beräkningar i de fall verktygen inte omfattade nödvändiga moment. Resultatet i studien visade att om platsspecifik biotillgänglighet beaktades i riskbedömningen, kunde riktvärdena höjas och en ökad återanvändning möjliggöras. Klimatpåverkan vid en högre grad av återanvändning, antingen utan vidare behandling eller efter behandling med biokol, var lägre än då masshantering baserades på Naturvårdsverkets generella riktvärden. Lägst klimatpåverkan kunde tillhandahållas då massor återanvändes efter behandling med biokol, där åtgärden i ett scenario resulterade i negativa växthusgasutsläpp. Samtliga scenarier som innebar ökad återanvändning av massor, resulterade även i en lägre kostnad.

Nyckelord: masshantering, riskbedömning, klimatpåverkan, sanering, biokol, biotillgänglighet

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och utfördes som avslutande arbete på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet utfördes på Norconsult i Stockholm där jag har haft förmånen att ha både Sara Holmström och Ylva Bellander som handledare. Jag vill rikta ett stort tack till dig Ylva för din stöttning och ditt engagemang första halvan av arbetet innan du slutade på Norconsult och ett stort tack till dig Sara som hjälpte mig att föra arbetet i mål. Ämnesgranskare för examensarbetet har varit Dan Berggren Kleja vid institutionen för mark och miljö på Sveriges Lantbruksuniversitet. Tack för din feedback och den expertis du bidragit med under arbetets gång.

Maria Bergkvist

Uppsala, juni 2024

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Runt om i Sverige finns det områden förorenade med ämnen som är skadliga för människa och miljö. Dessa områden är platser som blivit förorenade till följd av att miljöfarlig verksamhet har bedrivits på platsen. Föroreningarna kan antingen härstamma från tiden då miljölagstiftning kring detta inte existerade men även från verksamheter som drivits under senare tid eller fortfarande drivs. Om ett område misstänks vara förorenat behöver utredning och riskbedömning genomföras, för att bedöma huruvida åtgärder för att reducera riskerna behöver sättas in. Schaktning och deponering, det vill säga då den förorenade jorden grävs upp ur marken och förflyttas till en deponi, är en åtgärd som ofta används i samband med sanering av mark. Åtgärden är effektiv för att sanera och därmed reducera den risk som förorenings-situationen utgör för människa och miljö, eftersom jorden förs bort från platsen. Däremot innebär deponeringen att nya resurser måste användas för att ersätta den uppgrävda jorden, vilket i sin tur innebär omfattande transporter både till och från det förorenade området. Det innebär att den linjära masshanteringen, vid vilken massor inte återanvänds, kan innebära både ineffektiv hantering av resurser samt utsläpp av växthusgaser som eventuellt skulle kunna undvikas om högre grad av återanvändning tillämpades.

Vilka massor som kan återanvändas utan att först genomgå någon typ av behandling styrs bland annat av hur höga föroreningshalterna är och hur risken för människa och miljö till följd av dessa föroreningshalter bedöms. I många fall baseras riskbedömningen på generella halter som Naturvårdsverket har tagit fram, vilka benämns som generella riktvärden. Eftersom risken varierar beroende på till exempel markkvalitet och vilken typ av markanvändning som platsen ska omfattas av, kan platsspecifika riktvärden tas fram och platsspecifik riskbedömning utföras vid behov. Sådan bedömning skulle kunna leda till mer korrekt hantering av massor, både i och med att resurser kan besparas då risken bedöms lägre än den risk som de generella riktvärdena baseras på, men även att mer omfattande åtgärder kan behöva sättas in då risken bedöms högre. Behandling av förorenad jord som avhjälpes föroreningsrisken kan användas för att inte behöva deponera massorna och i sin tur använda nytvunna fyllnadsmaterial. En relativt ny sådan metod och ett aktuellt forskningsområde är behandling med biokol. Metoden innebär att biokol blandas in i den förorenade jorden för att fastlägga föroreningarna och på så sätt hindra att markorganismer och människor exponeras för föroreningarna. Inblandning av biokol i jorden kan även betraktas som en kolsänka då biokolet är tillverkat av biomassa, till exempel trä- och växtrester. Tillverkningsprocessen innebär att koldioxid hindras från att avgå till atmosfären och bevaras i den kolrika produkten biokol. På så sätt bidrar användningen till att binda in kol i marken.

I detta arbete utfördes en fallstudie där både riskbedömningens och åtgärdsvalets effekt på klimatpåverkan studerades. Även kostnaderna för de olika scenarierna uppskattades. Ökad återanvändning av massor studerades genom att utföra en hypotetisk platsspecifik riskbedömning som baserades på en tidigare fördjupad markekologisk riskbedömning. Riskbedömningen genomfördes för de organiska föroreningarna PAH samt metallerna koppar, zink och bly. Riskbedömningen resulterade i högre riktvärden än de generella för samtliga studerade föroreningar förutom bly. De högre riktvärdena resulterade i högre återanvändning av schaktmassor vilken i sin tur minskade både klimatpåverkan och kostnaden. De största

utsläppsbesparingarna kunde relateras till den minskade utvinningen av jungfruligt fyllnadsmaterial samt transporter.

Riktvärden för behandling med biokol togs fram baserat på vilken riskreduktion som kunde förväntas efter inblandning. Dessa riktvärden blev identiska med de platsspecifika riktvärdena för samtliga metaller och nästan likadana för PAH med hög molekylvikt. Det innebär att samma mängd extra massor kunde återanvändas både då de platsspecifika riktvärdena användes och då riktvärdena för behandling med biokol användes, med skillnaden att massorna i ena fallet återanvändes utan vidare behandling och i andra fallet efter behandling med biokol. Den lägsta klimatpåverkan uppnåddes i det sistnämnda fallet, då massor behandlades med biokol. Detta resultat beror på den inbindning av kol som produktionen av biokol innebär och den kolsänka som då uppstår. Till följd av biokolsbehandlingen kunde negativa växthusgasemissioner uppnås i ett av fallen, detta innebär att åtgärden skulle kunna betraktas som koldioxidnegativ.

Utöver klimatpåverkan beräknades kostnaderna för åtgärdsalternativen. Detta eftersom kostnaden alltid är något som beaktas vid val av åtgärd. Analysen visade att den lägsta kostanden kunde uppnås då ökad grad av återanvändning utan vidare behandling utifrån platsspecifika riktvärden tillämpades. Det var ett förväntat resultat eftersom alternativet innebär minskade transporter, minskat inköpt fyllnadsmaterial samt minskade kostnader för deponering. När klimatnyttan vägdes mot kostanden kunde den största klimatnyttan per investering konstateras i de alternativ där biokolsbehandling applicerades. Resultaten visade att kostnaden för biokolsbehandling var relativt låg och de minskade kostnaderna till följd av den ökade återanvändningen var större än de ökade kostnaderna som biokolbehandling innebär. Något som inte beaktades i detta arbete var dock kostnaden som tillkommer för att utföra en platsspecifik riskbedömning. Utifrån analys av resultatet drogs därför slutsatsen att biokolbehandling är mest fördelaktigt ur både klimat- och kostnadsperspektiv då förhållandevis stora mängder massor kan behandlas med biokol. Då jorden till stor del innehåller föroreningshalter långt över riktvärdena är biokolbehandling inte lämplig.

ORDLISTA

KM	Känslig markanvändning. Markanvändning begränsas ej av befintlig markkvalitet. Omfattar till exempel bostadsområden (Naturvårdsverket 2009b).
MKM	Mindre känslig markanvändning. All markanvändning ej möjlig på grund av befintlig markkvalitet. Omfattar till exempel kontor och vägar (Naturvårdsverket 2009b).
Biokol	Produkt framställd då biomassa genomgår en termokemisk konvertering, vid vilken syretillgången är begränsad (pyrolys) (IBI 2013).
GRV_{KM/MKM}	Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark för KM respektive MKM.
PSRV_{KM/MKM}	Platsspecifika riktvärden för förorenad mark för KM respektive MKM.
E_{KM/MKM}	Naturvårdsverkets generella riktvärden för skydd av markmiljö för KM respektive MKM.
PSE_{KM/MKM}	Platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö för KM respektive MKM.
BRV_{KM/MKM}	Riktvärden för behandling med biokol för KM respektive MKM.
Fall A	Massor som kan användas eller lämnas kvar inom det område de uppkom (Thåström och Pellebergs 2008).
Fall B	Massor som ej kan användas inom det område de uppkom (Thåström och Pellebergs 2008).
PAH-L/PAH-M/PAH-H	Polycykliska aromatiska kolväten med låg, medel respektive hög molekylvikt (Naturvårdsverket 2017).
K_{OC}-värde	Fördelningskoefficient för organiskt kol och vatten (Naturvårdsverket 2009b).

INNEHÅLL

1 INLEDNING	1
1.1 SYFTE	2
2 BAKGRUND	3
2.1 FÖRORENADE OMRÅDEN	3
2.2 RISKBEDÖMNING	3
2.2.1 Triad-metodik	3
2.3 REGELVERK	4
2.3.1 Avfallshantering	4
2.3.2 Återvinning av avfall i anläggningsarbeten	5
2.3.3 Klassificering av förorenad jord och Naturvårdsverkets generella riktvärden	6
2.3.4 Utveckling av vägledning	8
2.4 VANLIGT FÖREKOMMANDE FÖRORENINGAR OCH DESS EGENSKAPER	9
2.4.1 Metaller	9
2.4.2 PAH	10
2.4.3 Biotillgänglighet	11
2.4.4 RIVM:s riktvärden	12
2.5 MASSHANTERING	12
2.5.1 Schakt och deponi	13
2.6 BOKOL	13
2.6.1 Stabilisering med biokol	14
2.6.2 Juridiska förutsättningar för stabilisering med biokol	15
2.7 KLIMATBERÄKNINGAR OCH KLIMATPÅVERKAN	15
2.7.1 Livscykelanalys (LCA)	15
2.7.2 Trafikverkets Klimatkalkyl	16
2.7.3 Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten	16
2.7.4 Klimatpåverkan vid sanering	17
3 METODIK: DEL 1, RISKBEDÖMNING	19
3.1 BESKRIVNING AV STUDIEOBJEKT	19
3.2 SCENARIOBESKRIVNING	20
3.3 FÖRORENINGAR STYRANDE FÖR MASSKLASSNINGEN	21
3.4 RISKBEDÖMNING	23
3.4.1 Hypotetiska platsspecifika riktvärden, $PSRV_{KM}$ och $PSRV_{MKM}$	23
3.4.2 Riskreduktion vid behandling med biokol	26
3.4.3 Massklassning och masshantering	26

4 RESULTAT: DEL 1, RISKBEDÖMNING	27
4.1 SAMMANSTÄLLNING AV RIKTVÄRDEN	27
4.2 MASSKLASSNING	27
4.3 MASSHANTERING	28
4.3.1 KM-område	28
4.3.2 MKM-område	29
5 METODIK: DEL 2, KLIMAT- OCH KOSTNADSKALKYL	31
5.1 TRAFIKVERKETS KLIMATKALKYL	31
5.2 CARBON FOOTPRINT FRÅN EFTERBEHANDLING OCH ANDRA MARKARBETEN	33
5.2.1 Avgränsningar	33
5.2.2 Systembeskrivning	34
5.2.3 Indata till Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten	35
5.3 DEPONERING	37
5.4 BERÄKNINGAR FÖR BIOKOLBEHANDLING	38
5.4.1 Produktion av biokol	38
5.4.2 Mängd biokol	39
5.4.3 Transport av biokol	39
5.4.4 Inblandning av biokol	40
5.5 KOSTNADSKALKYL	40
6 RESULTAT: DEL 2, KLIMAT- OCH KOSTNADSKALKYL	42
6.1 TRAFIKVERKETS KLIMATKALKYL	42
6.2 CARBON FOOTPRINT FRÅN EFTERBEHANDLING OCH ANDRA MARKARBETEN	43
6.3 JÄMFÖRELSE AV RESULTAT	44
6.4 KOSTNADSKALKYL	45
7 DISKUSSION	46
7.1 RISKBEDÖMNING	46
7.2 KLIMATKALKYL	48
7.3 KOSTNADSKALKYL	51
7.3.1 Kostnad och klimatnytta	51
8 SLUTSATSER	53
9 REFERENSER	54
APPENDIX	60

1 INLEDNING

Under industrialiseringen i Sverige skapades och drevs många verksamheter som idag skulle klassas som miljöfarliga (Naturvårdsverket 2023a). Under den tiden var miljölagstiftningen obefintlig och kunskapsnivån kring ämnens miljö- och hälsorisker låg. Till följd av detta, men även till följd av verksamheter som drivits under senare tid och i vissa fall fortfarande drivs, finns det idag många potentiellt förorenade områden i Sverige. Sammanlagt är ungefär 86 000 områden idag identifierade som potentiellt förorenade, av anledningen att miljöfarlig verksamhet bedrivits på platsen. Exponering för förorenade områden kan leda till risker för både människa och miljö. Utredning och riskbedömning behöver därför genomföras i de fall det finns anledning att tro att ett område är förorenat. Visar utredningen på föroreningsnivåer som kan utgöra en risk för människa eller miljö ska åtgärder för att minska dessa risker sättas in (Naturvårdsverket 2023a).

I Sverige har ett klimatpolitiskt ramverk upprättats, i vilket det övergripande klimatmålet innebär att Sverige ska uppnå netto noll växthusgasutsläpp till år 2045 (Regeringen 2017). Transportsektorn, industrin och jordbruket pekas ut som de högst bidragande källorna till växthusgasutsläpp och därmed även de främsta åtgärdsområdena (Sveriges miljömål 2023). En vanlig åtgärd då ett område är förorenat är att de förorenade massorna schaktas och deponeras, genom denna hantering blir flödet av massorna linjärt (Miliute-Plepiene och Sundqvist 2023). Den linjära hanteringen innebär både ineffektiv hantering av resurser samt klimatutsläpp som eventuellt skulle kunna undvikas. Studien utförd av Miliute-Plepiene och Sundqvist (2023) visade att ett minskat utsläpp av växthusgaser kan uppnås vid återvinning av schaktmassor. Den största möjligheten till klimatvinster finns inom transportsektorn samt energianvändning i återvinnings- och framställningsprocesser enligt rapporten.

Vilka massor som kan återanvändas inom ett projekt begränsas ofta av så kallade riktvärden, antingen generella riktvärden framtagna av Naturvårdsverket eller platsspecifika riktvärden framtagna specifikt för det aktuella området (Naturvårdsverket 2024a). Använda riktvärden får betydelse för hur stor andel massor som kan återanvändas och hur stor andel massor som måste deponeras eller genomgå någon form av behandling för att fortsatt kunna användas. En platsspecifik riskbedömning kan resultera i både lägre eller högre riktvärden och får i båda fall konsekvenser för den fortsatta masshanteringen inom projektet (Naturvårdsverket 2024a). I många projekt genomförs ingen platsspecifik riskbedömning. Detta kan å ena sidan innebära ineffektiv masshantering för vilken onödiga resurser används samt utsläpp sker, å andra sidan att risker för människa och miljö till följd av massornas föroreningsnivå underskattas. Naturvårdsverket anger i en remissversion av rapporten *Riskbedömning för hållbar masshantering* nya riktlinjer för när en platsspecifik riskbedömning bör utföras, de menar att en platsspecifik riskbedömning är nödvändig för massor förorenade med organiska föroreningar om mängden massor överskrider 1000 ton (Naturvårdsverket 2024a).

Om jorden på en lokal är förorenad i den grad att återanvändning av massorna utan vidare behandling inte är möjlig behöver åtgärder vidtas (Naturvårdsverket 2023a). Som tidigare nämnt är deponering av sådana massor ett vanligt sätt att åtgärda det förorenade området

(Miliute-Plepiene och Sundqvist 2023). Ett relativt nytt område inom forskningen är huruvida efterbehandling med biokol skulle kunna vara ett möjligt åtgärdsalternativ, i och med biokolets förmåga att fastlägga föroreningar (SGI 2023). Utöver detta är biokol intressant ur klimatsynpunkt eftersom biokolet genom sin tillverkningsprocess och vidare användning hindrar koldioxidavgång till atmosfären (Naturvårdsverket 2023b). En studie utförd av Papageorgiou et al. (2021) visade till exempel att stabilisering av föroreningar med biokol ledde till stora klimatvinster jämfört med om schakt och deponi utfördes. Detta examensarbete avser studera både riskbedömningens och åtgärdsvalets effekt på klimatpåverkan.

1.1 SYFTE

Syftet med studien är att undersöka klimatpåverkan då deponering används som åtgärdsmetod för förorenade områden och jämföra detta med hur stor klimatpåverkan skulle bli om schaktmassor kan återanvändas i högre grad inom ett projekt. Både återanvändning utan vidare behandling och efter stabilisering med biokol undersöktes. Utöver det syftar studien även till att kvantifiera riskbedömningens påverkan på växthusgasutsläpp vid masshantering och sanering, genom att ta fram och applicera hypotetiska platsspecifika riktvärden. Således består den här studien av två olika delar: *Del 1, Riskbedömning* i vilken hypotetiska platsspecifika riktvärden tas fram och appliceras och *Del 2, klimat- och kostnadskalkyl* där klimatberäkningar utförs utifrån den masshantering som de framtagna riktvärdena resulterar i samt en kostnadskalkyl upprättas. Syftet är även att jämföra klimatpåverkan beräknad med två olika verktyg, Trafikverkets *Klimatkalkyl* samt SGF:s verktyg *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten*. Strukturen i denna rapport avviker från den typiska uppbyggnaden, för vilken samtlig metodik presenteras innan resultat. Eftersom beräkningarna i *Del 2* bygger på resultat från *Del 1* kommer metodik och resultat för *Del 1* att presenteras först och metodik och resultat för *Del 2* presenteras där efter.

Utifrån syftet har följande frågeställningar formulerats:

- Hur stor är klimatpåverkan då:
 1. deponering och återanvändning av massor inom projekt sker enligt en riskbedömning baserad på Naturvårdsverkets generella riktvärden?
 2. deponering och återanvändning av massor inom projekt sker utifrån platsspecifika riktvärden?
 3. en *on site*-behandling med biokol genomförs för massor med lämplig föroreningsgrad?
- Vad är kostnaden för att åtgärda ett förorenat område i de olika fallen ovan?

2 BAKGRUND

I detta avsnitt presenteras relevant bakgrundsinformation. Övergripande områden som beskrivs är hantering av förorenade områden och massor, vilka bestämmelser som måste beaktas, grunden till klimatberäkningar samt tidigare studier inom området.

2.1 FÖRORENADE OMRÅDEN

Ett förorenat område kan beskrivas som ett område med känd avgränsning samt i vilket det finns föroreningar i högre halter än de så kallade bakgrundshalterna (SGI 2023). Bakgrundshalt är ett begrepp som används för ämnen som förekommer naturligt i miljön, samt för spridning utan punktkälla (diffus spridning), och är den halt som inte kan tillskrivas en viss verksamhet utan kan förväntas på lokalen. Ungefär 86 000 områden har med detta i åtanke identifierats som förorenade eller misstänkt förorenade i Sverige, varav ungefär 1 200 bedömts som extremt förorenade och miljö- och hälsofarliga (Naturvårdsverket 2023a). Hanteringen av ett potentiellt förorenat område följer en arbetsgång som består av flera steg. Dessa innefattar undersökning och datautvärdering, riskbedömning, åtgärdsutredning, riskvärdering, projektering, åtgärd och uppföljning (Naturvårdsverket 2023a).

2.2 RISKBEDÖMNING

Efter att en inledande undersökning och utvärdering av aktuell föroreningssituation för ett område har genomförts utförs riskbedömning (Naturvårdsverket 2009a). Riskbedömningen syftar till att ge en bild av vilka eventuella risker som föreligger för människor, miljö och naturresurser, även refererade till som skyddsobjekt, till följd av föroreningssituationen. Om ett eller flera av skyddsobjekten bedöms kunna påverkas negativt till följd av de föroreningshalter som förekommer på platsen utgör de en risk. Syftet med riskbedömningen är därmed även att ta fram vilka föroreningshalter som kan anses acceptabla på platsen. Om dessa halter överskrids av de uppmätta halterna behöver halterna reduceras och en åtgärd behöver sättas in (Naturvårdsverket 2009a).

Riskbedömning är en process som sker i flera steg, i vilka flertalet enskilda bedömningar görs (Naturvårdsverket 2009a). Det finns två typer av riskbedömning, förenklad och fördjupad. Ett vanligt tillvägagångssätt vid riskbedömning är att processen startar i en förenklad riskbedömning och när ett behov av ytterligare utredning identifieras utförs fördjupad riskbedömning. En förenklad riskbedömning tar ofta avstamp i en jämförelse av uppmätta föroreningshalter med Naturvårdsverkets generella riktvärden, men även platsspecifika riktvärden framtagna med Naturvårdsverkets riktvärdes-modell kan användas. Vid mer komplicerade eller omfattande föroreningssituationer kan en fördjupad riskbedömning krävas. Vid sådan bedömning kvantifieras spridning och exponering ofta i större utsträckning, med en metodik som till exempel bygger på fler mätningar eller modellering (Naturvårdsverket 2009a).

2.2.1 Triad-metodik

Vid platsspecifik ekologisk riskbedömning kan en så kallad Triad-metodik användas (Jensen och Mesman 2006). Inom denna metod bedöms risker till följd av en föroreningssituation genom att genomföra kemiska, ekologiska och toxikologiska mätningar. Resultatet från

respektive mätningar skalas mellan 0 och 1 och vägs sedan samman till ett riskvärde, detta riskvärde är ett medelvärde av de skalade resultaten och befinner sig också inom intervallet 0 till 1. Ett riskvärde på 0 indikerar att ingen effekt till följd av föroreningarna kan förväntas, medan ett riskvärde på 1 indikerar maximal effekt (Jensen och Mesman 2006).

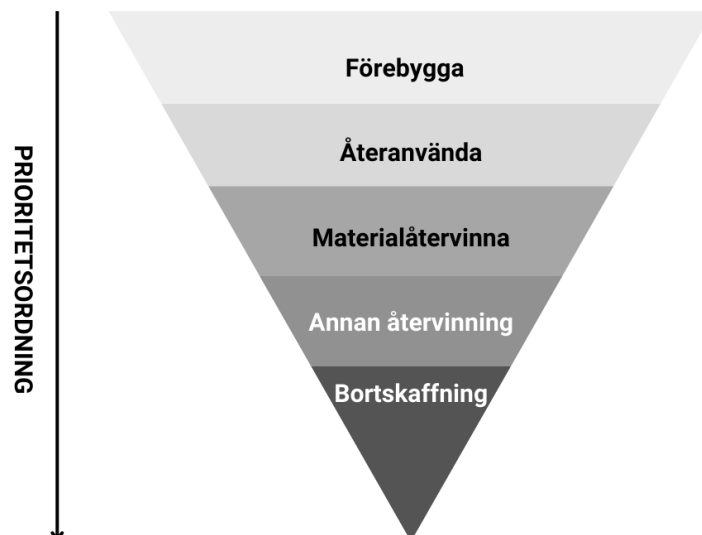
2.3 REGELVERK

Detta avsnitt lyfter lagstiftning samt vägledning som ska beaktas i samband med masshantering och hantering av förorenade områden.

2.3.1 Avfallshantering

I 15 kap. 1 § miljöbalken (SFS 1998:808) definieras avfall som ”varje ämne eller föremål som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med”. De ämnen eller föremål som uppfyller definitionen och därmed är avfall, kan upphöra att vara avfall genom att genomgå en återvinningsprocess. Två begrepp som är viktiga att skilja på när det kommer till avfallshantering är återanvändning och återvinning. Återanvändning är den process som utförs då något som inte definieras som avfall används för samma ändamål igen utan vidare behandling, enligt 15 kap. 2 § miljöbalken (SFS 1998:808). Återvinning av avfall definieras enligt 15 kap. 6 § miljöbalken som en process då en åtgärd vidtas som gör att avfallet kan återanvändas alternativt ersätta annat material och därmed användas i annat syfte än det ursprungliga.

EU har antagit direktivet *om avfall och om upphävande av vissa direktiv* (Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG). Detta direktiv innefattar bland annat avfallshierarkin, vilket är en prioriteringsordning gällande hantering av avfall, som ska beaktas i politiska beslut i EU-länder. Avfallshierarkin har sedan implementerats i svensk lagstiftning i 2 kap. 5 § och 15 kap. 10 § miljöbalken (SFS 1998:808). Avfallshierarkin har sin utgångspunkt i att avfall ska förebyggas och detta regleras i de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. 5 § miljöbalken. Enligt 5 § ska resurs- och energibesparing bland annat ske i form av att verksamhetsutövare ska minska avfallsmängden. De resterande nivåerna i avfallshierarkin regleras i 15 kap. 10 § miljöbalken och innebär att om avfall inte kan undvikas ska avfallet förberedas för återanvändning, materialåtervinnas, återvinnas genom annan återvinning, eller bortskaffas, i den uppräknade ordningen. I *Figur 1* visualiseras avfallshierarkin.



Figur 1. Avfallshierarkin, modifierad illustration utifrån Naturvårdsverket (u.å.).

2.3.2 Återvinning av avfall i anläggningsarbeten

Naturvårdsverket har tagit fram vägledningen *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* (Naturvårdsverket 2010). Vägledningens främsta syfte är att i större utsträckning möjliggöra för återvinning av avfall i anläggningsarbeten, men utan att det föreligger någon risk för miljö och hälsa. Som titeln på handboken indikerar ska handboken endast användas då materialet definieras som avfall samt om syftet med återvinningen är att materialet ska komma till användning i anläggningsarbeten. Återvinning av avfall i anläggningsarbeten är miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. 6 § tredje stycket miljöbalken (SFS 1998:808). Enligt 28 § förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:899) ska en avhjälpandeåtgärd alltid anmälas till tillsynsmyndigheten om risken med åtgärden är mer än ringa. Med hänvisning till miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251) gäller anmälningsplikt C för en verksamhet som avser återvinna avfall för anläggningsändamål då risken bedömts som ringa. Om en bedömning gjorts att föroreningsrisken är mer än ringa omfattas verksamheten av tillståndsplikt B. Detta innebär att om risken är mindre än ringa (MRR) kan avfallet användas utan anmälan till den kommunala nämnden (Naturvårdsverket 2010). Naturvårdsverket har i vägledningen tagit fram nivåer för när Naturvårdsverkets uppfattning är att risken är mindre än ringa. Vägledningen är inte rättsligt bindande utan är avsedd att vara till hjälp vid bedömning av ett avfalls miljö- och hälsorisk (Naturvårdsverket 2010).

En viktig aspekt att beakta är att handboken endast ska användas vid återvinning av avfall (Naturvårdsverket 2010). Huruvida hanteringen av avfallet faller under begreppet återvinning eller ej måste bedömas. Om användningen av avfall i en anläggning inte fyller någon reell funktion, en större mängd avfall än nödvändigt används samt om återvinningen tar alldeles för lång tid och dess funktion därmed kan ifrågasättas, kan hanteringen i vissa fall anses vara bortskaffande av avfall. Bortskaffande av avfall definieras enligt 15 kap. 6 § miljöbalken (SFS 1998:808) som handlingen att göra sig av med avfall. Vid bortskaffande av avfall sker ingen återvinning eller överlämning av avfall till insamling eller vidare transport. I IVL:s rapport

Cirkulär hantering av schaktmassor belyser författarna att användning av schaktmassor ofta benämns som återvinning på felaktiga grunder (Miliute-Plepiene och Sundqvist 2023). Det vill säga, att massor används där de egentligen inte behövs eller fyller någon funktion men att hanteringen ändå kallas för återvinning. Att uppföra en bullervall på en plats där den egentligen inte är nödvändig, är ett exempel på en sådan situation. Författarna understryker att miljöfördelar som följer då jungfruligt material ersätts av återanvänt eller återvunnet material, aldrig kan ingå i beräkningar av klimatpåverkan eller resursanvändning i ovan nämnda fall eftersom ingen ersättning sker (Miliute-Plepiene och Sundqvist 2023).

2.3.3 Klassificering av förorenad jord och Naturvårdsverkets generella riktvärden

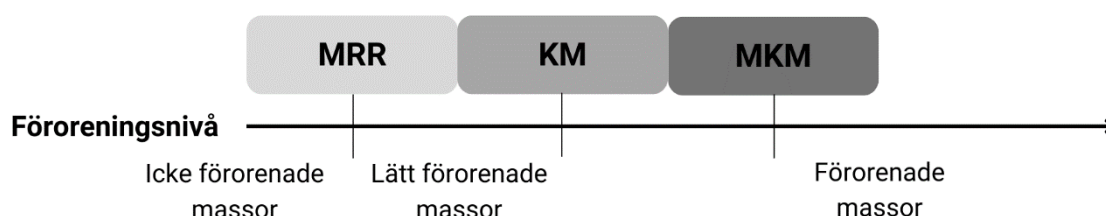
Det finns flera olika nivåer och riktvärden för förorenad jord som kan användas för att klassificera förorenad jord. Utifrån dessa kan jorden delas in efter vilka halter av föroreningar jorden innehåller. De klassificeringar som beaktas i denna studie är mindre än ringa risk (MRR), känslig markanvändning (KM), mindre känslig markanvändning (MKM) och farligt avfall (FA). MRR är den lägsta föroreningsnivån av de fyra nämnda och nivåer för MRR har som beskrevs i avsnitt 2.3.2 utvecklats för lättare kunna avgöra risksituationen i återvinnings-sammanhang (Naturvårdsverket 2010). Vid denna nivå kan avfallet användas utan anmälan till tillsynsmyndigheten samt flyttas mellan lokaler. Nivåerna för mindre än ringa risk är framtagna med antaganden om att 95 % av arterna ska skyddas. KM och MKM är riktvärden och syftar till att vägleda vid riskbedömning av förorenade områden, inte vid bedömning av vilka massor som kan tillföras ett område eller ej.

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för KM och MKM, dessa riktvärden utgår från vad som anses vara vanliga svenska förhållanden (Naturvårdsverket 2009b). Om antagandena som gjorts för de generella riktvärdena inte gäller för den plats som ska riskbedömas är det nödvändigt att ta fram platsspecifika riktvärden. Detta för att kunna bedöma vilken typ av efterbehandling som eventuellt behövs samt hur omfattande denna behöver vara. För att på ett enklare sätt kunna beräkna platsspecifika riktvärden har Naturvårdsverket tagit fram ett beräkningsverktyg, riktvärdesmodellen. Modellen beaktar skyddsobjekten människa, markmiljö, grundvatten och ytvatten. Som benämningen på känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning antyder, får olika föroreningshalter finnas i jorden beroende på vilken markanvändning området är avsett för. Känslig markanvändning är en nivå där marken besitter en sådan kvalitet att alla olika användningsområden möjliggörs. Det innebär att människor kan exponeras konstant för nivåerna hela livet. KM tillämpas därför i till exempel bostadsområden. I princip samma antaganden för exponeringsparametrar för KM gäller för MRR, se *Tabell 1* (Naturvårdsverket 2010). KM innebär även att 75 % av arterna ska skyddas samt att grundvatten och ytvatten ska skyddas (Naturvårdsverket 2009b). Vid mindre känslig markanvändning antas arbetstider och tillfällig vistelse i exponeringsparametrarna och blir således tillämplig för områden med till exempel kontor och industrier, MKM är alltså en lägre skyddsnivå. För MKM gäller 50 % skydd av arter, skydd av ytvatten och ett lägre skydd av grundvatten i form av att grundvatten som ligger på ett avstånd på 200 meter från området ska skyddas (Naturvårdsverket 2009b). I *Tabell 1* visas en sammanställning av de övergripande antagandena för respektive klassificering.

Tabell 1. Antaganden för MRR, KM och MKM (Naturvårdsverket 2010).

Skyddsobjekt	Mindre än ringa risk (MRR)	Känslig markanvändning (KM)	Mindre känslig markanvändning (MKM)
Människans hälsa	Heltidsvistelse	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Markmiljö	95 % av arterna skyddas	75 % av arterna skyddas	50 % av arterna skyddas
Grundvatten	Skydd av grundvatten, kriterier baserade på utlakning i randen till området	Skydd av grundvatten	Skydd av grundvatten 200 m från området
Ytvatten	Skydd av ytvatten, direkt anslutning till området	Skydd av ytvatten	Skydd av ytvatten

Naturvårdsverket sammanställer även hur massor vanligtvis benämns med avseende på föroreningsnivå med hänvisning till MRR, KM och MKM (Naturvårdsverket 2022a). En visualisering av detta visas i *Figur 2*. Som figuren visar är icke förorenade massor alltså massor med föroreningshalter som underskrider MRR eller de naturliga bakgrundshalterna. Lätt förorenade massor innehåller föroreningshalter som överskrider MRR men underskrider KM och förorenade massor är de massor där föroreningshalterna överskrider MKM (Naturvårdsverket 2022a).



Figur 2. Benämning av massors föroreningsnivå kopplat till MRR, KM och MKM (Naturvårdsverket 2022a).

När ett område är förorenat till den grad att efterbehandling ska utföras har oftast platsspecifika eller generella riktvärden tagits fram eller använts (Naturvårdsverket 2010). Dessa riktvärden ligger vanligtvis till grund för åtgärds målen för området. Vid användning av massor inom det område som massorna schaktats, ska nivåerna för MRR därmed inte användas för bedömning om lämplighet. Däremot kan nivåerna för MRR bli aktuella att använda då massorna klassats som avfall och ska användas utanför det ursprungliga området. Vid återfyllning av ett område som har schaktats kan både massor schaktade inom- och utom området användas (Naturvårdsverket 2009c). Vid en sådan åtgärd behöver två faktorer särskilt beaktas; massorna som används för återfyllning får inte ge ökade halter av föroreningar i andra delar av projektområdet och den totala föroreningshalten måste reduceras.

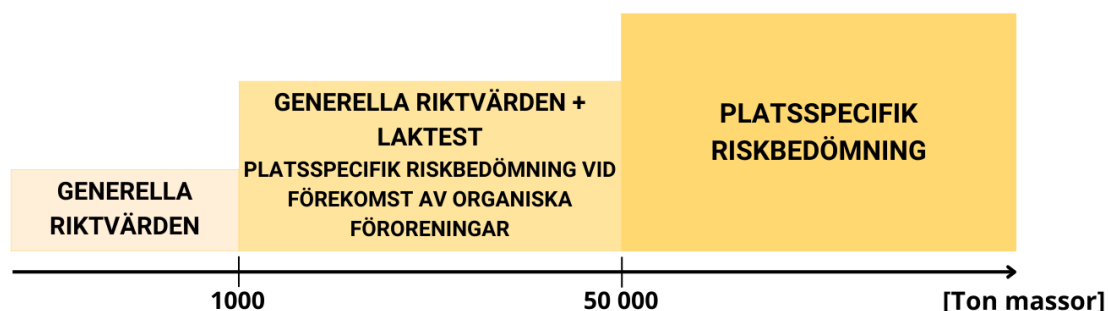
Som framgår av *Tabell 1* beaktas samtliga skyddsobjekt i de generella riktvärdena för KM och MKM (Naturvårdsverket 2009b). Riktvärden finns även framtagna för varje enskilt skyddsobjekt. För skydd av markmiljö benämns dessa riktvärden som E_{KM} och E_{MKM} och har tagits fram med målet att ekosystemet vid dessa föroreningsnivåer ska kunna fungera i enlighet med den markanvändning som området omfattas av. Detta innebär att de markfunktioner som markanvändningen kräver eller som önskas kan utföras vid de framtagna föroreningsnivåerna (Naturvårdsverket 2009b).

Massor som innehåller så höga halter av föroreningar att massorna besitter farliga egenskaper kan klassas som farligt avfall (FA) (Avfall Sverige 2019). Det finns framtagna rekommendationer för vilka koncentrationsgränser som bör ligga till grund för att klassificera massor som FA.

2.3.4 Utveckling av vägledning

Naturvårdsverket menar att nivåerna för MRR, KM och MKM ofta tillämpas som riktvärden för hur och var olika massor får användas och att det egentligen inte är syftet med klassificeringarna (Naturvårdsverket 2022a). Naturvårdsverket understryker att användning av avfall med föroreningshalter som överskrider MRR inte nödvändigtvis är olämpligt, utan att det då ska anmälas eller ansökas om tillstånd för (Naturvårdsverket 2023c). Eftersom Naturvårdsverket anser att nivåerna för MRR används för ändamål de inte är avsedda för har beslutet tagits att ytterligare vägledning och underlag ska tas fram och att handboken i och med detta kommer att uppdateras. Den nya handboken kommer att bestå av fyra olika vägledningar: 1. Undersökning, 2. Sammanställning av praxis, 3. Lagstiftning och tolkning av centrala begrepp, 4. Miljö- och hälsomässigt lämplig återvinning. De två första delarna är redan färdigställda och de andra två delarna är under bearbetning (Naturvårdsverket 2023c). I april år 2024 publicerades en remissversion av en vägledning vid namn *Riskbedömning för hållbar masshantering*, som ingår i den fjärde punkten ovan (Naturvårdsverket 2024a).

I den nämnda remissversionen av vägledningen *Riskbedömning för hållbar masshantering* presenterar Naturvårdsverket vägledning för samtliga massor som ska användas i anläggningsändamål, både avfallsklassade massor och sådana massor som inte är klassade som avfall (Naturvårdsverket 2024a). Detta är en skillnad från den tidigare vägledningen från år 2010 som endast omfattade avfall (Naturvårdsverket 2010). I remissversionen finns vägledning kring vilka bedömningsgrunder som riskbedömning bör ske utifrån enligt Naturvårdsverkets mening (Naturvårdsverket 2024a). En visualisering av detta presenteras i *Figur 3*. Då mängden massor underskrider 1000 ton kan riskerna bedömas utifrån de generella riktvärdena för MRR, KM och MKM samt den naturliga bakgrundshalten. Underskrider massorna den naturliga bakgrundshalten benämns de i vägledningen som ”naturliga massor”, ett nytt begrepp i riskbedömningssammanhang. Då mängden massor som ska användas överskrider 1000 ton men underskrider 50 000 ton bör analys utifrån de generella riktvärdena kompletteras med laktest. Om mängden massor överskrider 50 000 ton ska platsspecifik riskbedömning genomföras enligt vägledningen. Detta gäller även för mängder över 1000 ton i de fall då organiska föroreningar påvisats (Naturvårdsverket 2024a).



Figur 3. Visualisering av bedömningsgrunder för riskbedömning (Naturvårdsverket 2024a).

2.4 VANLIGT FÖREKOMMANDE FÖRORENINGAR OCH DESS EGENSKAPER

Det finns ett stort antal olika typer av föroreningar och exempel på vanligt förekommande föroreningar i Sverige är metaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), per- och polyflourerade alkylsubstanser (PFAS), petroleumkolväten (aromater och alifater), dioxiner och olika lösningsmedel (SGI 2023). Metaller och PAH beskrivs närmare i avsnitt 2.4.1–2.4.2, eftersom det studerade området i fallstudien främst är förorenat med dessa föroreningar.

2.4.1 Metaller

Områden förorenade med metaller är vanliga vid metallindustrier och verksamheter där metaller används eller använts i industriella tillverkningsprocesser (Naturvårdsverket 2024b; Åtgärdsportalen 2023a). Glasbruk och impregneringsverk är exempel på sådana verksamheter (Åtgärdsportalen 2023a). Utöver det är metallföroreningar vanligt förekommande i urbana miljöer, bland annat till följd av väg- och järnvägstrafik (Naturvårdsverket 2023d). Eftersom metaller är grundämnen finns de överallt i miljön och en del metaller är essentiella för att människor, växter och djur ska överleva (Naturvårdsverket 2024b). I takt med att den mänskliga användningen av metaller har ökat, har även metallhalterna i miljön ökat på många håll. Om metaller förekommer i för höga halter kan de ha negativa effekter på och vara giftiga för människor och miljö. Zink, bly, arsenik, koppar, kadmium och kvicksilver är exempel på metaller som kan påträffas i höga koncentrationer vid olika typer av metallindustrier eller tillverkningsprocesser (Åtgärdsportalen 2023a).

Spridningen av metaller är generellt en långsam process eftersom en stor del av metallerna binder hårt till markens organiska material (Åtgärdsportalen 2023). Det sker ingen nedbrytning av metaller och av den anledningen kan de återfinnas i det förorenade området under väldigt lång tid (Naturvårdsverket 2024b). Metallerna sprids vanligen via grundvatten, ytvattenavrinning eller damning och för samtliga av dessa spridningsvägar dominerar partikelbunden transport (Åtgärdsportalen 2023a). I fallstudien studeras föroreningssituationen för bly, koppar och zink och Naturvårdsverkets generella riktvärden, betecknade GRV i denna studie, för dessa föroreningar presenteras därför i *Tabell 2*.

Tabell 2. Naturvårdsverkets generella riktvärden samt styrande skyddsobjekt för bly, koppar och zink (Naturvårdsverket 2016a; Naturvårdsverket 2016b; Naturvårdsverket 2023e).

Ämnesgrupp	GRV _{KM} [mg/kg TS]	Styrande skyddsobjekt	GRV _{MKM} [mg/kg TS]	Styrande skyddsobjekt
Bly (Pb)	50	Skydd av människans hälsa (intag av jord, dricksvatten, växter)	180	Skydd av människans hälsa (intag av jord)
Koppar (Cu)	80	Skydd av markmiljö	200	Skydd av markmiljö
Zink (Zn)	250	Skydd av markmiljö	500	Skydd av markmiljö

I Tabell 3 presenteras riktvärden för bly, koppar och zink då endast markmiljö beaktas som skyddsobjekt.

Tabell 3. Naturvårdsverkets riktvärden för skyddsobjektet markmiljö för bly, koppar och zink (Naturvårdsverket 2016a; Naturvårdsverket 2016b; Naturvårdsverket 2023e).

Ämnesgrupp	E _{KM} [mg/kg TS]	E _{MKM} [mg/kg TS]
Bly (Pb)	200	400
Koppar (Cu)	80	200
Zink (Zn)	250	500

2.4.2 PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är organiska föreningar och identifieras av att de består av minst två bensenringar (Åtgärdsportalen 2023b). En stor mängd ämnen tillhör gruppen PAH och dessa kan förekomma i en varierande grad komplexa föreningar (Naturvårdsverket 2017). Exempel på vanliga spridningsvägar för PAH är avgaser från trafik, vedeldning samt från produkter bestående av råolja och kol, både från tillverkning och användning (Åtgärdsportalen 2023b).

PAH har låg vattenlöslighet, detta eftersom de är opolära hydrofoba ämnen (Åtgärdsportalen 2023b). Denna egenskap gör att PAH gärna binder till organiskt material i marken och inte sprids lika lätt från den förorenade platsen med markvattnet. Konsekvensen av detta är att PAH kan ligga kvar i marken under lång tid. Det är även möjligt för PAH att förekomma i fri fas, vilket är en situation som kan uppstå vid exempelvis spill av tjära. Naturvårdsverket har delat in PAH-föreningarna i tre grupper utefter molekyylvikt, för vilka generella riktvärden har tagits fram med hjälp av riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket 2017). Dessa grupper kallas PAH-L, PAH-M och PAH-H där L, M och H står för låg, medel respektive hög molekylvikt. Egenskaperna hos PAH skiljer sig mellan de olika ämnena och toxiciteten är beroende av både molekylvikt och struktur. En högre molekylvikt innebär en lägre vattenlöslighet och vice versa (Naturvårdsverket 2017). I Tabell 4 presenteras Naturvårdsverkets generella riktvärden samt dess styrande skyddsobjekt för de tre PAH-grupperna (Naturvårdsverket 2017).

Tabell 4. Naturvårdsverkets generella riktvärden samt styrande skyddsobjekt för PAH (Naturvårdsverket 2017).

Ämnesgrupp	GRV _{KM} [mg/kg TS]	Styrande skyddsobjekt	GRV _{MKM} [mg/kg TS]	Styrande skyddsobjekt
PAH-L	3	Skydd av markmiljö	15	Skydd av markmiljö
PAH-M	3,5	Skydd av människans hälsa (inandning ånga)	20	Skydd av människans hälsa (inandning ånga)
PAH-H	1	Skydd av människans hälsa (intag av växter)	10	Skydd av markmiljö

I Tabell 5 presenteras riktvärden för de tre PAH-grupperna då endast markmiljö beaktas som skyddsobjekt.

Tabell 5. Naturvårdsverkets riktvärden för skyddsobjektet markmiljö för PAH (Naturvårdsverket 2017).

Ämnesgrupp	E _{KM} [mg/kg TS]	E _{MKM} [mg/kg TS]
PAH-L	3	15
PAH-M	10	40
PAH-H	2,5	10

2.4.3 Biotillgänglighet

Föroreningar i marken binder i olika hög grad till jorden (Naturvårdsverket 2009d). Om föroreningen binder hårt till markpartiklar blir en mindre mängd förorening tillgänglig för upptag och interaktion men diverse biologiska system och är därmed inte biotillgänglig. Biotillgänglighet avser således hur stor andel av föroreningen som kan tas upp och interagera med biologiska system. Vid riskbedömning av ett förorenat område är det till stor del totalhalter av föroreningar som ligger till grund för bedömningen. Metoder som används vid bestämning av totalhalter är konstruerade så att de även extraherar de hårt bundna föroreningspartiklarna. Om biotillgänglighet beaktas vid riskbedömning blir utfallet ofta att riktvärden blir högre än då föroreningars biotillgänglighet inte har beaktats. Vid beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden med hjälp av riktvärdesmodellen beaktas biotillgänglighet genom att en biotillgänglighetsfaktor är implementerad för inandning av ånga och damm, intag av jord, växter och dricksvatten samt hudkontakt. Vid framtagande av de generella riktvärdena antogs 100 % av föroreningen vara biotillgänglig (Naturvårdsverket 2009d).

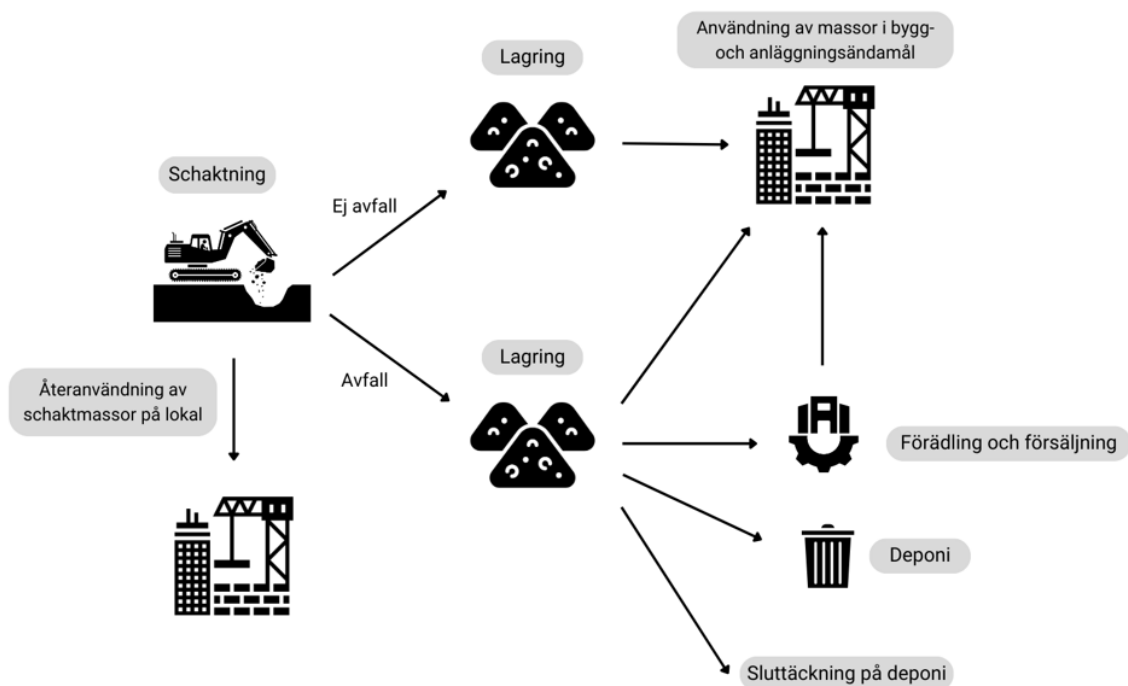
Fastläggning av föroreningar till jord eller sediment är en av processerna som styr biotillgängligheten (Naturvårdsverket 2009d). Naturvårdsverket definierar fastläggning som processer vilka reducerar föroreningars rörlighet (Naturvårdsverket 2022b). Organiska ämnen, som till exempel PAH, har ofta låg vattenlöslighet och fördelar sig gärna till den organiska fasen i jordmaterialet (Naturvårdsverket 2009d). Fördelningskoefficienten, K_{OC} , beskriver fördelningen mellan organiskt kol och vatten (Naturvårdsverket 2009b). Som beskrivet i avsnitt 2.4.2 har PAH med olika molekylvikt olika egenskaper. Högre molekylvikt innebär generellt att PAH-ämnet har ett högre K_{OC} -värde, det vill säga, låg vattenlöslighet och högre grad av fastläggning (SGU 2024). Fastläggning av metaller styrs främst av adsorption, jonbyte och fällning (Naturvårdsverket 2009d).

2.4.4 RIVM:s riktvärden

RIVM är benämningen på Nederländernas nationella institut för folkhälsa och miljö (RIVM u.å.). RIVM har tagit fram riktvärden för vatten genom analys av ekotoxikologiska data för 16 stycken PAH (Verbruggen 2012). Dessa riktvärden kan användas för riskbedömning av PAH genom att mäta porvattenkoncentrationer på den studerade platsen och sedan jämföra dessa mot RIVM:s riktvärden för vatten (Kleja och Enell 2021). Naturvårdsverkets generella riktvärden för PAH med markmiljö som skyddsobjekt baseras till stor del på den ekotoxikologiska data som används för RIVM:s riktvärden. Naturvårdsverket hänvisar återkommande till RIVM:s riktvärden och dataunderlag vid val av generella riktvärden (Naturvårdsverket 2017).

2.5 MASSHANTERING

Det är flera olika faktorer som bestämmer användningsområde och hantering av massor som uppkommer i samband med byggverksamhet (Naturvårdsverket 2022a). Dessa är framför allt typ av material, föroreningshalter, volym massa och lagstiftning. Masshantering kan ske i många olika delflöden och en kort sammanfattning av hur hanteringen kan gå till visas i *Figur 4*. Massor som uppstår inom projekt kan om möjligt återanvändas inom projektet. Om de ej bedöms vara avfall kan de även lagras utanför projektet samt användas i bygg- och anläggningsändamål. Om massorna bedöms vara avfall kan de antingen användas i anläggningsarbeten eller lagras utanför projektet för att sedan: 1. förädlas och säljas, 2. köras till deponi för sluttäckning, 3. deponeras. I det fall då massorna förädlas definieras avfallet inte längre som avfall och kan därmed användas i anläggningsarbeten, eventuella restprodukter som uppstår deponeras i sådana fall (Naturvårdsverket 2022a).



Figur 4. Vanliga flödesvägar vid masshantering. Illustration modifierad utifrån Naturvårdsverket (2022a) samt Naturvårdsverket (2024a).

Enligt den terminologi som används inom byggbranschen kan massor som uppkommer inom projekt delas in i två kategorier, Fall A-massor och Fall B-massor (Thåström och Pellebergs 2008). Beteckningen Fall A tillskrivs de massor som kan användas eller lämnas kvar inom området. Fall B är de massor som det inte finns något användningsområde för inom arbetsområdet eller de massor som av andra skäl inte är lämpliga att använda inom området (Thåström och Pellebergs 2008).

2.5.1 Schakt och deponi

Schaktsanering är en åtgärds metod som ofta tillämpas vid sanering av förorenade områden och innebär att förorenad jord avlägsnas genom urgrävning (Åtgärdsportalen 2019). Metoden möjliggör för den förorenade jorden att behandlas *ex situ*, vilket kan ske på lokalen (*on site*) eller någon annan stans, till exempel en deponi (*off site*) (Naturvårdsverket 2009c). Efter att jorden har schaktats upp hanteras massorna vidare, antingen i form av att de genomgår någon typ av behandling eller att de tas om hand på annat sätt (Åtgärdsportalen 2019). I många fall sker endast enkla åtgärder som till exempel viss sortering av schaktmassorna, för att sedan transporteras till deponianläggningar och deponeras. Deponering av schaktmassor innebär att massorna, som i sådana fall utgör avfall, transporteras till en deponi och förvaras där. En deponi beskrivs i 15 kap. 1 § miljöbalken (SFS 1998:808) som en upplagsplats för avfall.

Schaktsanering är en metod som kan tillämpas oavsett vilken kornstorleksfördelning jorden består av (Åtgärdsportalen 2019). Något som däremot måste beaktas är eventuella stabilitets- och sättningsproblem som kan följa av schaktningen. Vid finkornig jordsammansättning som lera och silt, vilka kategoriseras som kohesionsjord, ligger den största problematiken i att det kan uppstå sättningsrörelser och skred. I friktionsjord är risken för ras viktig att beakta. Schaktning i sig är tillämpbar ovanför grundvattenytan, men om metoden kombineras med grundvattenpumpning kan även förorenad jord under grundvattenytan schaktas. Grundvattenpumpning är en efterbehandlingsmetod som innebär att grundvatten extraheras genom pumpning och genomgår behandling *on site* (Åtgärdsportalen 2023c). Schaktsanering är tillämpbar för en bred grupp av föroreningar, både organiska och oorganiska, men olika föroreningar ligger på olika delar av spektrumet för hur effektiv metoden är. Generellt fungerar metoden bra för metaller och lågflyktiga organiska föroreningar (Åtgärdsportalen 2015). Om det finns DNAPL (Dense non-aqueous phase liquid) i marken blir tillämpningen av schaktning svårare, detta eftersom DNAPL kan förekomma djupt under grundvattenytan och ytterligare åtgärd är i sådana fall nödvändig (Åtgärdsportalen 2019). Klimatpåverkan vid schakt och deponering beskrivs i avsnitt 2.7.4.

2.6 BIOKOL

Biokol är en produkt som framställs genom att biomassa genomgår en termokemisk konvertering, vid vilken syretillgången är begränsad (IBI 2013). Denna process kallas pyrolys och är samma process som används vid tillverkning av träkol (Lehmann och Joseph 2015). I pyrolysen sker sönderdelning av biomassans organiska komponenter under hög temperatur (Lee et al. 2019). Vid upphettningen frigörs en ångfas som sedan delas upp i två delar genom nedkylning: lågmolekylära föreningar eller högmolekylära och polära föreningar. De

låg-molekylära föreningarna kommer vid nedkylningen fortfarande återfinnas i gasfas, medan de högmolekylära och polära föreningarna övergår i vätskefas. Det som blir kvar som fast fas i pyrolysen är en den kolrika produkten biokol (Lee et al. 2019). Träkol och biokol kan besitta liknande egenskaper men det som skiljer de båda produkterna åt är bland annat att biokol framför allt används som inblandning i jord eller andra miljöhanteringssyften, medan träkol generellt används som energikälla (Lehmann och Joseph 2015). Beroende på vilken typ av biomassa biokol framställs ur samt pyrolystemperatur, får den slutgiltiga produkten olika egenskaper och dessa egenskaper kan variera relativt stort (Lehmann och Joseph 2015). Biokol framställt vid hög pyrolystemperatur får bland annat generellt hög porositet och stor specifik yta (Zhao et al. 2017).

2.6.1 Stabilisering med biokol

Biokol och stabilisering av föroreningar med biokol är ett forskningsområde som expanderat på senare tid (Zama et al. 2018). Mycket forskning har riktat in sig på vilka egenskaper biokol besitter samt hur effektivt biokol kan immobilisera föroreningar. När en riskbedömning utförs beaktas föroreningarnas löslighet eftersom både spridningsrisken och den biologiska tillgängligheten regleras av lösligheten (SGI 2020). En låg löslighet innebär lägre spridningsrisk och lägre biotillgänglighet. Den lägre biotillgängligheten innebär att behandling med biokol skulle kunna bidra till en minskad risk, om en lägre löslighet av föroreningarna efter behandlingen kan bekräftas (SGI 2020). Ett flertal studier har visat att biokolets förmåga att immobilisera föroreningar är stor för både organiska och oorganiska föroreningar (Zhang et al. 2013; Zama et al. 2018; Wang et al. 2017; Bielská et al. 2017; Le et al. 2022).

Det är flera olika processer som styr inbindningen av föroreningar till biokol (Zama et al. 2018). För tungmetaller har till exempel elektrostatisk attraktion, utfällning och komplexbildning identifierats som mekanismer som styr sorptionen. För organiska föroreningar får PAH agera exempel, men samma resonemang bör vara applicerbart på andra organiska föroreningar (Enell et al. 2020). Som beskrivet i avsnitt 2.4.2 är PAH hydrofoba ämnen och vill binda till organiskt material. Det är denna egenskap som med största sannolikhet styr fastläggningen av PAH till biokol. Hur stor förmåga biokolet har att fastlägga PAH beror bland annat på biokolets specifika yta, fler partiklar med mindre partikelstorlek innebär fler sorptionsplatser per gram biokol (Enell et al. 2020).

Eftersom olika typer av biokol besitter olika egenskaper är de därför effektiva för stabilisering av olika föroreningar i varierande grad (Enell et al. 2020). En avgörande faktor för biokolets funktion som nämndes är dess kolinnehåll. Ett biokol producerat av biomassa med högt kolinnehåll samt vid hög pyrolystemperatur bör enligt Enell et al. (2020) stabilisera PAH mer effektivt än biokol producerad av biomassa med ett lägre kolinnehåll och pyrolystemperatur. Denna typ av biokol kan även möjliggöra för fastläggning av tungmetaller. Effektivare fastläggning av metaller kan dock uppnås då biomassan till större del består av gröna växtdelar och därmed har lägre kolinnehåll.

2.6.2 Juridiska förutsättningar för stabilisering med biokol

Statens geotekniska institut, SGI, har tagit fram en rapport där kritiska juridiska frågeställningar kopplat till användning av biokol i lätt förorenade jordar identifierats (Flyhammar et al. 2020). ”Lätt förorenad jord” syftar här till jord som kan behandlas med biokol både för att öka inbindningen av föroreningar samt förbättra odlingsegenskaperna. ”Mer än lätt förorenad jord” är i detta fall sådan jord för vilken odling inte med säkerhet är lämplig utan syftet endast är att minska biotillgängligheten av föroreningar. I rapporten lyfter författarna fram att lagstiftning samt rättslig praxis inom området inte är tillräcklig, det vill säga att förutsättningarna för användning av biokol i syfte att behandla lätt förorenad jord inte helt går att klargöra. Då biokol ska blandas in i lätt förorenad jord *on site* eller *off site* är det framför allt två punkter som måste tas ställning till för att regelrätt hantering av den aktuella jorden ska säkerställas. Den första punkten att beakta är huruvida jorden ska definieras som avfall eller inte. Naturvårdsverket har tagit fram en kompletterande vägledning för masshantering i infrastrukturprojekt i vilken det anges att enligt Naturvårdsverkets bedömning bör schaktmassor som används på samma plats som de grävts upp på inte betraktas som avfall (Naturvårdsverket 2016c). Ett krav är dock att användningen av massorna måste ske inom rimlig tidsrymd. Detta innebär att de uppgrävda massorna borde kunna behandlas med biokol och sedan användas på platsen utan att definieras som avfall (Flyhammar et al. 2020). Den andra punkten berör huruvida inblandningen av biokol i syfte att stabilisera föroreningar är en avhjälpandeåtgärd som behöver anmälas till ansvarig tillståndsmyndighet. Syftar behandlingen endast till att stabilisera föroreningar betraktas det som en avhjälpandeåtgärd. Som tidigare beskrivet i avsnitt 2.3.2 beror anmälningsplikten bland annat på föroreningsgrad.

2.7 KLIMATBERÄKNINGAR OCH KLIMATPÅVERKAN

För att möjliggöra identifiering och bedömning av lämpliga åtgärder för att minska klimatpåverkan från en verksamhet kan klimatberäkningar utföras (Naturvårdsverket 2023f). Klimatberäkningarna ger till exempel underlag för att urskilja vilka processer som är de största utsläppskällorna och vilka områden det därmed finns störst utvecklingspotential inom. En viktig aspekt att beakta då klimatberäkningar utförs är att metoden för beräkningarna ska redovisas tydligt för att sedan kunna tolkas på ett korrekt sätt. Genom att följa en standard vid klimatberäkning kan en högre transparens uppnås (Naturvårdsverket 2023f). I de fall då klimatpåverkan ska beräknas för en viss produkt eller tjänst bör emissionsfaktorer anpassade till ett livscykelperspektiv användas (Naturvårdsverket 2023g). En emissionsfaktor används för att beräkna hur mycket utsläpp av olika gaser som förbränning av energi ger upphov till, och har därmed en enhet som är mängd utsläpp av gas per mängd energi. Denna faktor kan alltså vara olika stor beroende på om den endast avser direkta utsläpp eller om ett livscykelperspektiv har beaktats (Naturvårdsverket 2023g).

2.7.1 Livscykelanalys (LCA)

En livscykelanalys är en metod som kan användas för att identifiera hur en produkt påverkar miljön genom att analysera hela dess livscykel, något som ofta beskrivs som att produkten analyseras ”från vagga-till-grav” (SIS 2006). Definitionen av en LCA som anges i ISO-standard *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*

(ISO 14040:2006) är att en LCA är ”en sammanställning och utvärdering av input, output och den potentiella miljöpåverkan från ett produktsystem under hela dess livscykel” (SIS 2006). I en livscykelanalys ingår fyra faser. I den första fasen definieras mål och omfattning för den LCA som ska utföras. Den andra fasen kallas inventeringsfasen (LCI), i vilken data som behövs i studien samlas in och beräkningar genomförs. I den tredje fasen tolkas resultaten från inventeringsfasen och en miljöpåverkansbedömning (LCIA) genomförs (EPLCA u.å.). I en LCIA klassificeras resultat från inventeringen till relevant miljöpåverkanskategori. En sådan kategori kan till exempel vara klimatförändring, vilket är den kategori som tillskrivs alla utsläpp som produktsystemet ger upphov till under dess livscykel. Utöver det genomförs även karakterisering av data, normalisering och viktning i detta steg. I den sista fasen tolkas resultaten (EPLCA u.å.).

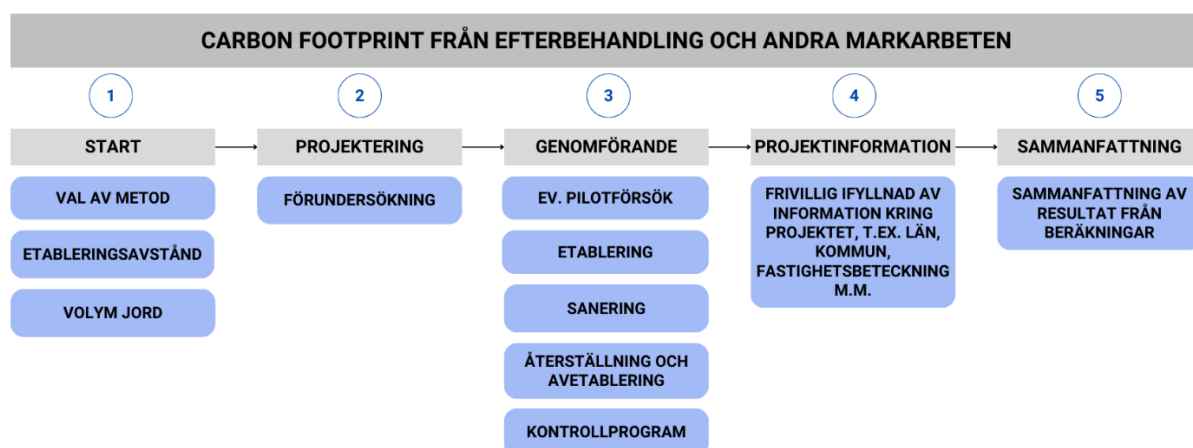
2.7.2 Trafikverkets Klimatkalkyl

Trafikverket har tagit fram beräkningsmodellen *Klimatkalkyl* (Trafikverket 2024). Modellen är ämnad för beräkningar av klimatpåverkan och energianvändning för projekt inom transportinfrastruktur och kan implementeras för både hela projekt och mindre delar av projekt. Kalkylen grundar sig i en livscykelanalysmetodik för att kvantifiera klimatpåverkan och kombinerar schabloner av resursanvändning med bestämda emissionsfaktorer. Vid uppförande av en klimatkalkyl med modellen genomför användaren åtta steg: Introduktion, Val av modellversion och mapp, Kalkyluppgifter, Typåtgärder – Bygg och Reinvestering, Byggdelar – Bygg och Reinvestering, Typåtgärder – Drift och Underhåll, Transporter samt Slutföra (Trafikverket 2024). Det är i stegen för typåtgärder, byggdelar samt transporter som uppgifter gällande vilka moment och mängder som klimatkalkylen ska upprättas för anges. Typåtgärder avser anläggningsdelar vilka kan ingå i projekt för specifika åtgärder, medan byggdelar avser delar inom typåtgärderna (Trafikverket 2020).

2.7.3 Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten

Svenska geotekniska föreningen, SGF, har tagit fram ett beräkningsverktyg i syfte att möjliggöra lättillgänglig kvantifiering av växthusgasutsläpp i samband med efterbehandling av förorenade områden (SGF 2024). En version av verktyget publicerades år 2015 (SGF 2015), men sedan år 2022 har SGF arbetat med att ta fram en ny version av beräkningsverktyget (SGF 2022). En första remissversion av det nya verktyget publicerades i början av mars år 2024 (SGF 2024). Det avsedda användningsområdet för verktyget är främst i de fall då målet är att jämföra klimatpåverkan för olika efterbehandlingsmetoder för förorenade områden. Den nya remissversionen publicerad i mars år 2024 skiljer sig stort från den tidigare versionen och helt nya funktioner finns tillgängliga. Den största skillnaden mellan de två versionerna är att det i den nya versionen finns framtagna standardscenarier för en stor mängd efterbehandlingsåtgärder, dessa standardscenarier kan justeras vid behov för att representera det studerade projektet på bästa sätt (SGF 2024). Nedan följer en modellbeskrivning av den nya versionen publicerad år 2024. Verktyget är i skrivande stund (mars år 2024) inte helt färdigställt. För remissversionen finns än så länge ingen användarhandledning tillgänglig utan denna är också under bearbetning (SGF 2024).

Verktyget är indelat i fem olika delar: start, projektering, genomförande, projektinformation och sammanfattning, varav de tre förstnämnda är de processteg i vilka dataunderlag för beräkningarna anges. I dessa processteg kan projektspecifik information kring vilka resurser som behöver användas vid efterbehandling föras in i programmet (SGF 2024). En resurs kan till exempel vara arbete med en maskin ett visst antal timmar, transport med ett fordon en viss sträcka eller produktion av en viss mängd material. Utifrån vilka resurser som anges beräknas mängden koldioxidekvivalenter som åtgärden ger upphov till. I *Figur 5* presenteras de övergripande delar som ingår i varje processteg.



Figur 5. Övergripande beskrivning av SGF:s beräkningsverktyg Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten.

För standardscenarierna anges hur stor mängd som behövs av respektive resurs för den angivna volymen jord och vad denna mängd ger upphov till för utsläpp (SGF 2024). De specificerade mängderna av en resurs som krävs för behandling av en viss mängd jord baseras på schablonberäkningar. För schablonberäkningarna används schablondata av mängder samt emissionsfaktorer som indata.

2.7.4 Klimatpåverkan vid sanering

Klimatpåverkan från åtgärdsmetoder vid sanering av förorenad mark har undersökts i flera tidigare studier. I en litteraturstudie utförd av Amponsah et al. (2018) sammanställdes klimatpåverkan från olika *ex situ* efterbehandlingsmetoder från 63 fallstudier, i vilka LCA har utförts. Av dessa fallstudier var schakt och deponi den studerade metoden i 36 fall. De andra studerade *ex situ* efterbehandlingsmetoderna var jordtvätt, förbränning, biosanering, termisk desorption och ångextraktion. Studien visade att växthusgasutsläppen från schakt och deponi varierade inom ett stort intervall, $3,1 \cdot 10^{-7}$ t CO₂e/m³ till 8,2 t CO₂e/m³, detta innebar att schakt och deponi stod för både de lägsta och de högsta utsläppen bland metoderna. Författarna anger att en anledning till att utsläppen vid schakt och deponi varierade i så hög grad kan vara att olika moment kan ha ingått i olika fallstudier. Om till exempel jorden har genomgått någon typ av behandling innan den deponerades i någon av studierna kan detta ge utslag i beräkningarna. Förbränning var den metod som enligt studien hade det högsta medelvärdet av växthusgasutsläpp, följt av schakt och deponi. Studien visade även att transport var den största procentuella bidragande faktorn till växthusgasutsläppen från efterbehandlingsmetoderna. Alla

fallstudier inkluderade dock inte redovisning av utsläpp per livscykelsteg. *Ex situ* saneringsmetoderna jämfördes med *in situ* metoder och utifrån denna jämförelse kunde slutsatsen att *in situ* metoderna generellt gav upphov till lägre växthusgasutsläpp dras (Amponsah et al. 2018).

Svenska miljöinstitutet, IVL, publicerade nyligen en rapport där klimatpåverkan vid återvinning av schaktmassor studerades (Miliute-Plepiene och Sundqvist 2023). Studien visade att den största möjligheten till klimatvinster vid återvinning av schaktmassor finns inom transportsektorn samt energianvändningen i processer. Faktorer som är relevanta att ta hänsyn till i dessa fall är således till exempel val av bränsle, val av energikälla i både återvinning- och framställningsprocesser samt hur mycket transporter som genomförs. I rapporten fastslås även att om inte massorna ersätter annat material, är eventuella miljöfördelar med återvinning av schaktmassor avsevärt mindre. Vid sådan användning finns inga fördelar kopplat till bevarande av resurser utan den fördel som möjligen kan följa är om de totala transporterna reduceras (Miliute-Plepiene och Sundqvist 2023).

I en studie genomförd av Papageorgiou et al. (2021) studerades klimatpåverkan från både *ex situ*- och *on site*-behandling med biokol, samt ett tredje scenario där schakt och deponi analyserades. Klimatpåverkan bestämdes genom en livscykelanalys. Med avseende på miljöpåverkanskategorin klimatförändring, visade studien att behandling med biokol gav upphov till negativa växthusgasutsläpp, det vill säga att efterbehandlingen är att betrakta som en koldioxidsänka. Skillnaden i klimatpåverkan mellan behandling med biokol och schakt och deponi blev därmed stor eftersom schakt och deponi resulterade i relativt stora utsläpp. I studien betraktades produktion av biokol som avlägsnande av koldioxid, därav att negativa utsläpp kunde uppnås (Papageorgiou et al. 2021). Detta sätt att beräkna koldioxidutsläpp på styrks av att Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) har erkänt biokol som en metod som leder till avlägsnande av koldioxid (IPCC 2019). Långtidseffekten på koldioxidinbindning vid tillsats av biokol till jord undersöktes i en studie av Yin et al. (2022). Studien visade att inbindningen av kol från biokol minskade med tiden. De första 50 åren var minskningen stor, ungefär 84 % av den ursprungliga inbindningen beräknades kvarstå efter denna tid. Efter 500 år beräknades cirka 57 % av den ursprungliga inbindningen av kol kvarstå, vilket innebär att hastigheten för kolförlusten minskade betydligt efter en längre tid. Utifrån resultaten drar författarna bland annat slutsatsen att inblandning av biokol i jord är en koldioxidnegativ metod (Yin et al. 2022).

I examensarbetet *Miljöpåverkan från efterbehandling av förorenade områden* studerade Oleskog (2023) miljöpåverkan från schaktsanering genom att utföra en LCA, samt jämföra resultatet med klimatpåverkan från andra saneringsmetoder genom att göra en litteraturstudie. Övriga undersökta saneringsmetoder var biologisk behandling, termisk behandling, jordtvätt, porgasextraktion, solidifiering/stabilisering, biokolbehandling, elektrokemisk oxidation och fytosanering. Studien visade att transporter vid hantering av massor procentuellt sett stod för den största delen av utsläppen vid schakt och deponi, Oleskog lyfter vidare fram detta som ett område med störst potential att kunna reducera klimatpåverkan inom. Litteraturstudien visade att stabilisering med biokol gav lägst klimatpåverkan (Oleskog 2023).

3 METODIK: DEL 1, RISKBEDÖMNING

Studien ämnar besvara syfte och frågeställningar genom en fallstudie. I detta avsnitt presenteras studieobjekt, en scenariobeskrivning över de studerade scenarierna inom fallstudien samt metoden för framtagning av hypotetiska platsspecifika riktvärden samt rimliga riktvärden (baserade på tidigare studier) för jord behandlad med biokol.

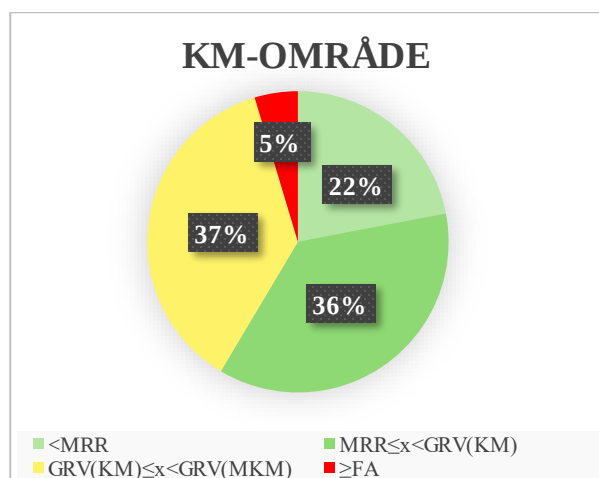
3.1 BESKRIVNING AV STUDIEOBJEKT

Fallstudien baserades på information från ett pågående projekt i vilket Norconsult Sverige AB (Norconsult) är en deltagande part. Projektet är ett infrastrukturprojekt beläget i Stockholmsområdet. Norconsult har bland annat utfört jordprovtagning och massklassning i projektet. I denna fallstudie studerades två delområden inom projektet, vilka båda klassificeras som MKM-områden. Det ena delområdet antogs vara ett KM-område i denna fallstudie, detta beskrivs närmare och motiveras i avsnitt 3.2. Delområdena benämndes därmed som KM-område och MKM-område i fallstudien. En sammanställning av information gällande de två områdena visas i *Tabell 6*. Vid beräkning av mängden massor i ton antogs en densitet på 1,6 ton/m³ (Trafikverket 2024).

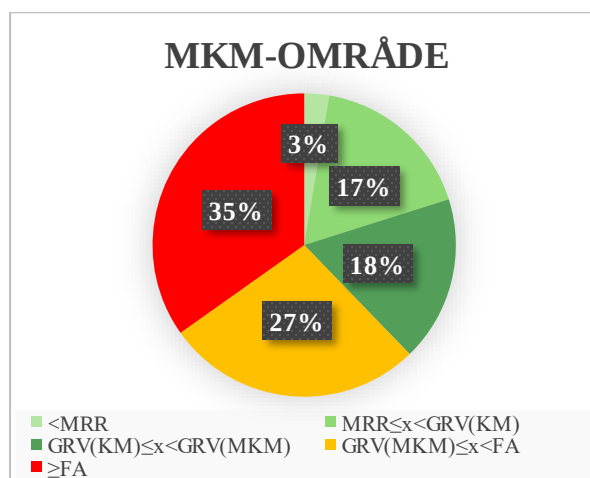
Tabell 6. Studerade delområden.

Delområde	Reellt åtgärdsområde	Antaget åtgärdsområde	Mängd schaktmassor [m ³]	Mängd schaktmassor [ton]	Föroreningar
KM-område	MKM	KM	10 012	16 019	PAH, metaller och petroleumkolväten
MKM-område	MKM	MKM	3708	5934	PAH, metaller och petroleumkolväten

Utifrån den jordprovtagning som Norconsult utförde klassades massorna enligt nivåerna för MRR, Naturvårdsverket generella riktvärden för KM och MKM samt farligt avfall (FA), se Appendix A för en sammanställning av samtliga använda haltgränser. Fördelningen av hur massorna klassades för KM-området och MKM-området visas i *Figur 6* respektive *Figur 7*, där intervallen baseras på ovan nämnda haltgränser.



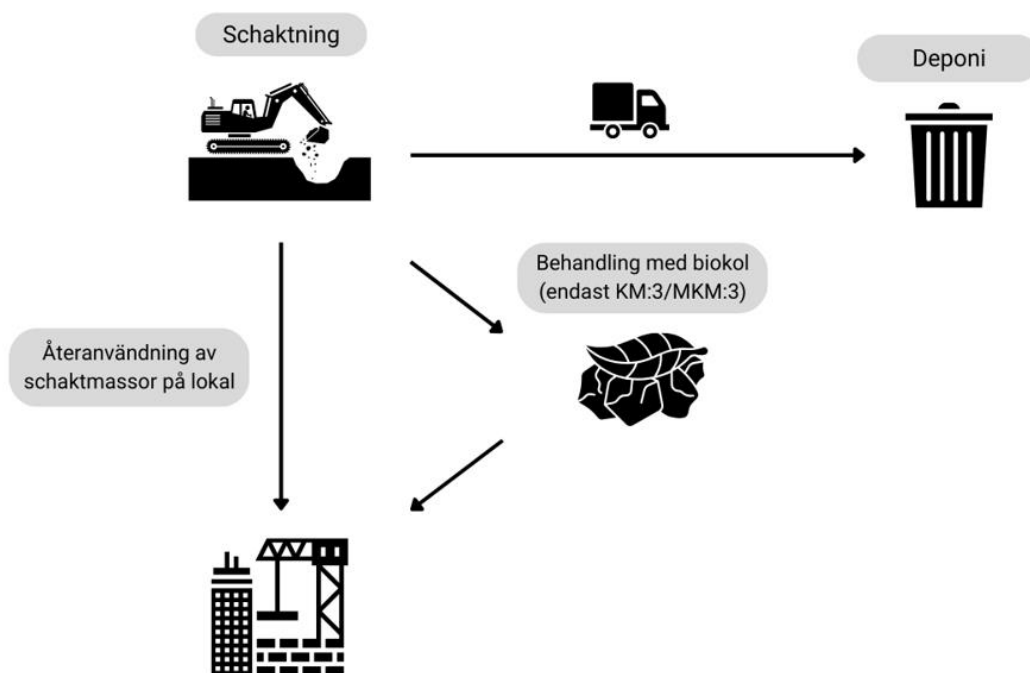
Figur 6. Massklassning för KM-området utifrån nivåerna för MRR, Naturvårdsverkets generella riktvärden samt FA.



Figur 7. Massklassning för MKM-området utifrån nivåerna för MRR, Naturvårdsverkets generella riktvärden samt FA.

3.2 SCENARIOBESKRIVNING

I fallstudien ställdes sex olika scenarier upp, tre för varje delområde. Som nämnts i avsnitt 3.1 klassificeras båda de studerade delområdena som MKM-områden, men för att kunna studera ämnet i ett bredare perspektiv samt besvara frågeställningarna gjordes antagandet att det ena delområdet skulle hanteras som ett KM-område, medan det andra delområdet antogs vara ett MKM-område i enlighet med den verkliga situationen. Vilket delområde som gjordes om till ett KM-område baserades på föroreningsgraden. Föroreningsgraden i det antagna KM-området var avsevärt lägre än i det antagna MKM-området. Som *Figur 6* visar var endast 5 % av massorna förorenade med en halt som överskred MKM-riktvärdena. Om det antagna KM-området skulle studerats som ett MKM-område hade därmed 95 % av massorna kunnat återanvändas på plats inom delområdet och ingen förändring i masshantering hade kunnat studeras, vilket inte var ändamålsenligt med studiens syfte. I *Figur 8* presenteras de möjliga hanteringsvägarna som beaktades i fallstudien. Samma mängd schaktad jord antogs i samtliga scenarier, men olika grad av återanvändning och deponering studerades.



Figur 8. Beaktade hanteringsvägar för massor i fallstudien.

I *Tabell 7* presenteras hanteringen av massor för respektive scenario för KM-området och MKM-området. Intervallen visar hur massorna hanteras utifrån om använda gränsvärden överskrids eller inte. Scenario KM:1 och MKM:1 innebär att alla massor i vilka föroreningshalterna överskrider delområdets åtgärds mål deponeras och resten återanvänds inom delområdet. I dessa två scenarier används Naturvårdsverkets generella riktvärden (GRV) för KM och MKM som kriterium, vilka benämns som GRV_{KM} och GRV_{MKM} . I scenario KM:2

och MKM:2 deponeras alla massor som överskrider åtgärds målen precis som i scenario KM:1 och MKM:1. Skillnaden mellan dessa scenarier och mellan scenario KM:1 och MKM:1 är att hypotetiska platsspecifika riktvärden (PSRV) för KM och MKM tagits fram utifrån en studie i vilken en fördjupad markökologisk riskbedömning har utförts (Tiberg et al. 2019). Utifrån resultatet i denna studie reviderades Naturvårdsverkets generella riktvärden till platsspecifika riktvärden genom ett antal antaganden. Dessa riktvärden benämns som $PSRV_{KM}$ och $PSRV_{MKM}$ i denna fallstudie och beskrivs närmare i avsnitt 3.4.1. I scenario KM:3 och MKM:3 behandlas en del av massorna med biokol. För att avgöra vilka massor som ansågs lämpliga för behandling med biokol togs riktvärden för detta fram utifrån vilken riskreduktion en biokolsbehandling kan antas medföra. Dessa riktvärden benämns som BRV_{KM} och BRV_{MKM} i denna studie och beskrivs närmare i avsnitt 3.4.2. I Scenario KM:3 återanvänds massor med halter under GRV_{KM} , massor med föroreningshalter mellan GRV_{KM} och BRV_{KM} genomgår en *on site*-behandling med biokol innan återanvändning och massor med halter över BRV_{KM} deponeras. I Scenario MKM:3 återanvänds massor med föroreningshalter under GRV_{MKM} , massor med föroreningshalter över GRV_{MKM} och under BRV_{MKM} behandlas med biokol innan återanvändning och över BRV_{MKM} deponeras.

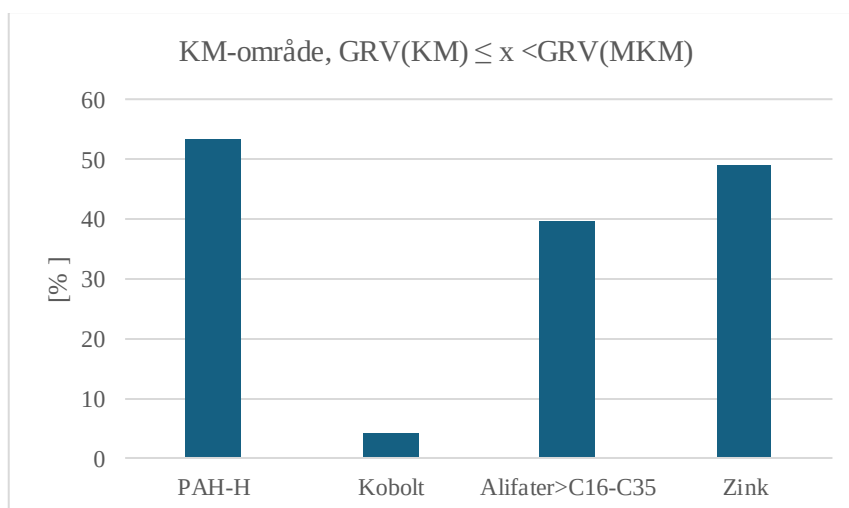
Tabell 7. Masshantering i respektive scenario för KM- och MKM-området, där GRV är Naturvårdsverkets generella riktvärden, PSRV är hypotetiska platsspecifika riktvärden och BRV är riktvärden för behandling med biokol. Intervallen anger hur massorna hanteras utifrån om använda riktvärden överskrids eller inte.

Scenario	Åtgärds mål	Återanvändning inom delområde, utan behandling	Återanvändning inom delområde, behandling med biokol	Deponering
KM:1	KM	$<GRV_{KM}$	-	$\geq GRV_{KM}$
KM:2	KM	$<PSRV_{KM}$	-	$\geq PSRV_{KM}$
KM:3	KM	$<GRV_{KM}$	$GRV_{KM} \leq x < BRV_{KM}$	$\geq BRV_{KM}$
MKM:1	MKM	$<GRV_{MKM}$	-	$\geq GRV_{MKM}$
MKM:2	MKM	$<PSRV_{MKM}$	-	$\geq PSRV_{MKM}$
MKM:3	MKM	$<GRV_{MKM}$	$GRV_{MKM} \leq x < BRV_{MKM}$	$\geq BRV_{MKM}$

3.3 FÖRORENINGAR STYRANDE FÖR MASSKLASSNINGEN

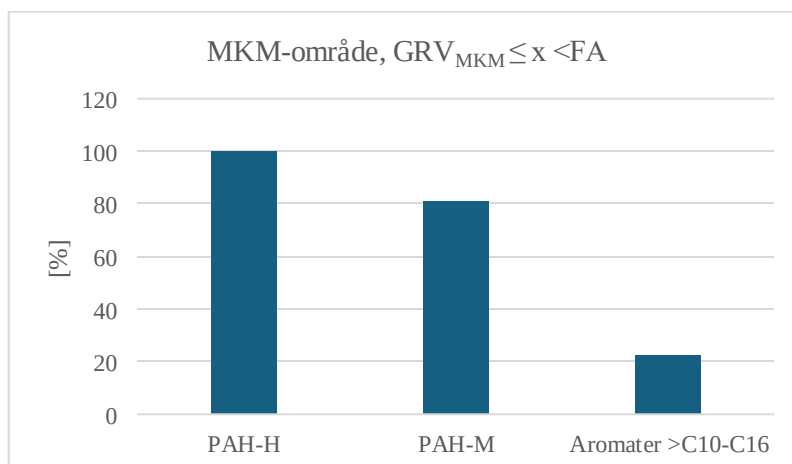
I båda delområdena har PAH, metaller och petroleumkolväten påvisats i provtagning. Genom analys av resultatet från provtagningen och jämförelse av uppmätta halter mot Naturvårdsverkets generella riktvärden kunde statistik kring vilka föroreningar som var styrande för massklassningen tas fram. För KM-området var det relevant att studera massor med halter överskridande GRV_{KM} men under GRV_{MKM} , detta eftersom det var inom detta intervall som eventuell ökad återanvändning kunde bli aktuell då platsspecifika riktvärden tagits fram och applicerats för massorna. I Figur 9 presenteras de styrande föroreningarna för massklassningen i KM-området. Figuren visar hur stor andel volym av massorna klassade inom

intervallet $GRV_{KM} \leq x < GRV_{MKM}$, som respektive förorenings riktvärde var styrande för massklassningen för. Om flera föroreningar överskrider GRV_{KM} men underskrider GRV_{MKM} i samma ruta, räknas samtliga av dessa föroreningar som styrande för massorna inom den rutan. Som visas i *Figur 9* var PAH-H den förorening som var styrande för majoriteten av massorna i KM-området. Även zink var styrande för en stor del av massorna, i samtliga rutor som zink var styrande var även PAH-H styrande.



Figur 9. Styrande föroreningar för massor klassade inom intervallet $GRV_{KM} \leq x < GRV_{MKM}$, för KM-området.

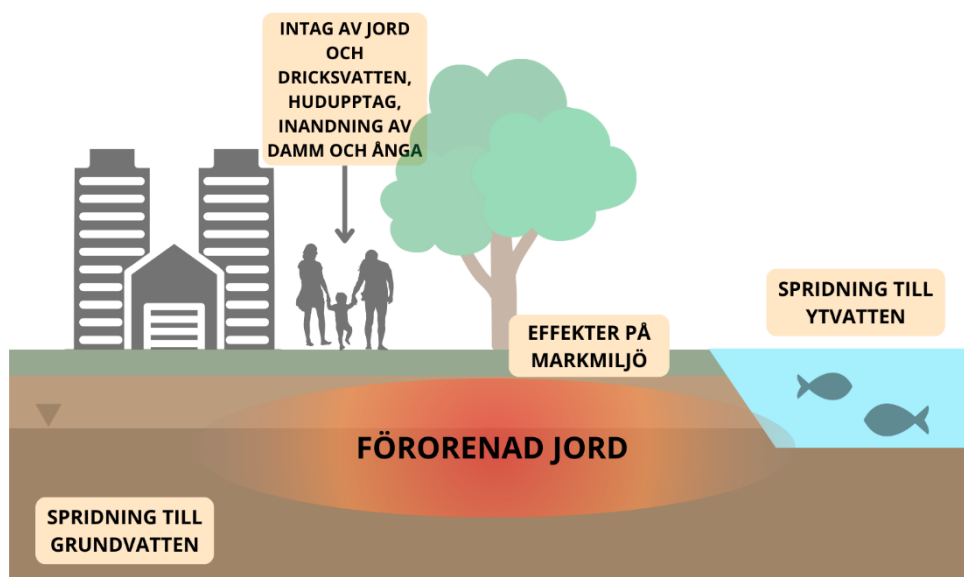
För MKM-området är det relevant att studera vilka föroreningar som styr massklassningen för massorna med föroreningshalter inom intervallet $GRV_{MKM} \leq x < FA$, se Appendix A, eftersom det är dessa massor för vilka de framtagna platsspecifika riktvärdena i avsnitt 3.4.1 eventuellt påverkar masshantering för i MKM-området. I *Figur 10* presenteras de styrande föroreningarna för de massor som klassats inom detta intervall. Precis som för KM-området kan flera föroreningar vara styrande i samma ruta. Analysen visade att PAH-H var styrande för 100 procent av massorna klassade inom intervallet $GRV_{MKM} \leq x < FA$. Även PAH-M var styrande för en stor del av dessa massor.



Figur 10. Styrande föroreningar för massor klassade inom intervallet $GRV_{MKM} \leq x < FA$ för MKM-området.

3.4 RISKBEDÖMNING

I Figur 11 visas en konceptuell modell av beaktade spridningsvägar. Intag av dricksvatten beaktades endast för det antagna KM-området.



Figur 11. Konceptuell modell som redogör för spridningsvägar till skyddsobjekt.

3.4.1 Hypotetiska platsspecifika riktvärden, $PSRV_{KM}$ och $PSRV_{MKM}$

De hypotetiska platsspecifika riktvärdena, $PSRV_{KM}$ och $PSRV_{MKM}$, användes i denna studie för att undersöka hur en rimlig platsspecifik riskbedömning kan påverka mängden utsläpp av växthusgaser. I detta fall specifikt vilken påverkan en fördjupad markökologisk riskbedömning skulle kunna ha på mängden utsläpp av växthusgaser vid olika scenarier för masshantering. I denna fallstudie baserades de hypotetiska platsspecifika riktvärdena på resonemang förda i den fördjupade markökologiska riskbedömningen för fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun (Tiberg et al. 2019). Skönsmon 2:12 är ett MKM-område förorenat med bland annat PAH och metaller. Särskilt medel- och högmolekylära PAH har påvisats överskrida de generella riktvärdena för skydd av markmiljö, EM_{MKM} . Fastigheten Skönsmon 2:12 och de områden som studerades i denna fallstudie har gemensamt att de båda är MKM-områden för vilka framför allt medel- och högmolekylära PAH samt vissa metallhalter överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden. Det bedömdes därmed lämpligt att göra vissa antaganden baserat på resultat i riskbedömningen för Skönsmon 2:12. Detta innebär också att den hypotetiska platsspecifika riskbedömningen i denna studie endast avsåg PAH och utvalda metaller, för resterande föroreningar som förekommer på lokalen användes Naturvårdsverkets generella riktvärden vid massklassning.

Platsspecifika riktvärden för PAH

Den fördjupade markekologiska riskbedömningen för Skönsmon 2:12 baserades på Triad-metodiken (Tiberg et al. 2019). För Skönsmon 2:12 genomfördes dock inga ekotoxikologiska undersökningar, varvid författarna använder benämningen ”Diad-metodik”, vilken enbart bestod av kemiska och ekologiska undersökningar. I Diad-analysen användes ett integrerat riskvärde, IRV_{Diad} , på 0,5 som kritiskt värde för ett MKM-område. Detta värde överskreds endast i ett fåtal provpunkter inom Skönsmon 2:12. Bedömningen var därför att föroreningshalterna var acceptabla inom ramen för den gällande skyddsnivån, MKM, för en stor del av området. I en liten del av området fanns eventuell risk för påverkan på markmiljön (Tiberg et al. 2019). För att kunna ta fram hypotetiska platsspecifika riktvärden för KM- och MKM-området i denna studie, jämfördes uppmätta totalhalter av PAH för Skönsmon 2:12 mot de generella riktvärdena. En sådan jämförelse visar att ungefär 10 gånger högre halter av PAH än de generella riktvärdena för markmiljö från Naturvårdsverket, E_{MKM} , kan accepteras ur ett riskperspektiv. Det ansågs därmed rimligt att anta att E_{MKM} kunde multipliceras med en faktor 10 för att få fram hypotetiska platsspecifika riktvärden för markmiljö, PSE_{MKM} , för PAH. I denna studie antas samma resonemang kunna appliceras för PSE_{KM} .

När det gäller PAH visade analysen i avsnitt 3.3 att PAH-L inte styrde klassningen för några massor inom delområdena, utan endast PAH-M och PAH-H av PAH-grupperna var styrande. Av denna anledning utfördes framtagning av hypotetiska platsspecifika riktvärden endast för dessa PAH-grupper. I *Tabell 8* visas de hypotetiska platsspecifika riktvärdena för markmiljö, PSE_{KM} och PSE_{MKM} , samt generella E_{KM} och E_{MKM} för jämförelse.

Tabell 8. Sammanställning av de generella riktvärdena för skydd av markmiljö samt de hypotetiska platsspecifika riktvärdena för skydd av markmiljö för PAH-M och PAH-H.

Föroreningar	E_{KM} [mg/kg TS]	PSE_{KM} [mg/kg TS]	E_{MKM} [mg/kg TS]	PSE_{MKM} [mg/kg TS]
PAH-M	10	100	40	400
PAH-H	2,5	25	10	100

Anledningen till de höga platsspecifika riktvärdena på Skönsmon 2:12 bedömdes vara den platsspecifika biotillgängligheten (Tiberg et al. 2019). Analyser av porvattenkoncentrationer utfördes och visade att halterna av PAH i porvatten var cirka 10 gånger lägre än de som kan förväntas vid en uträkning med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell baserad på så kallade K_{OC} -värden. Både undersökningen av föroreningshalter i porvatten och de ekologiska undersökningarna visade att biotillgängligheten var lägre än vad som antas vid beräkningen av de generella riktvärdena (Tiberg et al. 2019).

Eftersom markmiljö inte är det styrande skyddsobjektet för samtliga PAH-grupper för KM och MKM (*Tabell 4*), samt eftersom det finns en risk att styrande skyddsobjekt ändras då riktvärdena för markmiljö höjs, utfördes vidare studier av hypotetiska platsspecifika riktvärden i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. K_{OC} -värdena för PAH-M och PAH-H multiplicerades med en faktor 10 i enlighet med resultat från studien utförd av Tiberg et al. (2019). De nya K_{OC} -

värdena fördes sedan in i riktvärdesmodellen. I *Tabell 9* presenteras originalvärdena samt de reviderade K_{OC}-värdena för PAH-M och PAH-H.

Tabell 9. K_{OC}-värden använda i beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden (Naturvårdsverket 2009b) samt K_{OC}-värden använda vid beräkning av de platsspecifika riktvärdena.

Föroreningar	K _{OC} -värden använda för GRV _{KM} och GRV _{MKM} [l/kg]	Reviderade K _{OC} -värden använda vid framtagning av PSRV _{KM} och PSRV _{MKM} [l/kg]
PAH-M	2,9 · 10 ⁴	2,9 · 10 ⁵
PAH-H	5,0 · 10 ⁵	5,0 · 10 ⁶

För PAH-M är det generella riktvärdet för KM, GRV_{KM}, hälsoriskbaserat och det är *inandning av ånga* som är styrande, se avsnitt 2.4.2, varav implementeringen av ett högre K_{OC}-värde påverkade riktvärdet vid beräkning i riktvärdesmodellen. För PAH-H är GRV_{KM} också hälsoriskbaserat, men det är *intag av växter* som är styrande, se avsnitt 2.4.2. Studieobjektet i denna fallstudie är ett infrastrukturprojekt, som med stor sannolikhet kan förväntas innehålla samma markanvändning under lång tid framöver och därav grundar sig riskbedömningen för *intag av växter* både på ett kort- och långtidsperspektiv. Även då området antas vara ett KM-område i denna fallstudie anses sannolikheten att odling kommer att ske på platsen vara låg. Detta eftersom det rör sig om urban miljö med stor andel hårdgjorda ytor. Utifrån detta gjordes antagandet att inget intag av växter sker från odling på platsen och därmed beaktades inte denna exponeringsväg i riktvärdesmodellen. Det generella fallet för MKM i riktvärdesmodellen beaktar inte intag av växter.

Platsspecifika riktvärden för metaller

I den fördjupade markökologiska riskbedömningen för fastigheten Skönsmon 2:12 bestämdes även platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö för några utvalda metaller (Tiberg et al. 2019). Dessa metaller var koppar (Cu), bly (Pb) och zink (Zn) och slutsatsen i studien var att de platsspecifika riktvärdena blev ungefär två gånger högre än de generella riktvärdena för koppar och zink. För bly blev det platsspecifika riktvärdet för markmiljö ungefär sex gånger högre än de generella (Tiberg et al. 2019). Detta applicerades i denna studie för att ta fram hypotetiska platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, PSE_{KM} och PSE_{MKM}, se *Tabell 10*. De generella riktvärdena för skydd av markmiljö visas som jämförelse.

Tabell 10. Sammanställning av de generella riktvärdena för skydd av markmiljö samt de hypotetiska platsspecifika riktvärdena för skydd av markmiljö för Pb, Cu och Zn baserat på resultat från Skönsmon 2:12 (Tiberg et al. 2019).

Föroreningar	E _{KM} [mg/kg TS]	PSE _{KM} [mg/kg TS]	E _{MKM} [mg/kg TS]	PSE _{MKM} [mg/kg TS]
Pb	200	1100	400	2200
Cu	80	145	200	360
Zn	250	500	500	1000

För Cu och Zn är markmiljö det styrande skyddsobjektet för de generella riktvärdena, se avsnitt 2.4.1. För bly styr människans hälsa riktvärdena vilket betyder att ändringar av riktvärden för skydd av markmiljö inte är av betydelse. Precis som för PAH studerades riktvärdena vidare i

riktvärdesmodellen eftersom skyddsobjekt kan ändras då riktvärden för ett tidigare styrande skyddsobjekt höjs.

3.4.2 Riskreduktion vid behandling med biokol

För att möjliggöra för bestämning av vilka massor som en behandling med biokol kan anses lämplig för, behövs information kring vilken riskreduktion som kan förväntas vid en sådan behandling tas fram. I en studie utförd av Enell et al. (2020) undersöktes effekten av inblandning av biokol i förorenad jord i ett fältförsök. Studien visade att den totala PAH-halten i markvatten kunde reduceras till ungefär 4 % av den ursprungliga koncentrationen löst PAH i lakvatten vid en inbladning av biokol på 3 viktprocent. Detta innebär en minskning av den totala PAH-halten i markvattnet med en faktor 25. I studien redovisades även ett resultat för respektive PAH-grupp var för sig. För PAH-M minskade halten med en faktor på 25 precis som den totala PAH-halten och för PAH-H var motsvarande faktor cirka 14. En tillsats med 3 viktprocent biokol ökade halten av totalt organiskt kol (TOC) med en ungefärlig faktor 2 (Enell et al. 2020).

Hypotetiska platsspecifika riktvärden för biokolsbehandling, BRV_{KM} och BRV_{MKM}

Baserat på den framtagna riskreduktionen användes Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för att ta fram riktvärden för när stabilisering med biokol kan anses lämplig med avseende på hur stor fastläggning och därmed riskreduktion som kan förväntas. Vid framtagandet av dessa riktvärden applicerades återigen de hypotetiska platsspecifika riktvärdena för markmiljö, PSE_{KM} och PSE_{MKM} , för PAH och Cu, Pb och Zn, vilka presenterades i *Tabell 8* och *Tabell 10*. Utöver det multiplicerades K_{OC} -värdena för PAH-M och PAH-H med en faktor 25 respektive 14 vid beräkning i riktvärdesmodellen.

3.4.3 Massklassning och masshantering

De nya platsspecifika riktvärdena samt riktvärdena för behandling med biokol användes för att ta fram nya massklassningar för KM-området och MKM-området. Utifrån massklassningen beräknades mängden massor för respektive typ av masshantering enligt scenariobeskrivningen i avsnitt 3.2.

4 RESULTAT: DEL 1, RISKBEDÖMNING

I detta avsnitt presenteras de hypotetiska platsspecifika riktvärdena som riskbedömningen inklusive beräkningarna i riktvärdesmodellen resulterade i. Utöver det presenteras även de nya massklassningarna till följd av justeringen i riktvärden samt den masshantering som därmed kommer beaktas i scenarioräkningarna.

4.1 SAMMANSTÄLLNING AV RIKTVÄRDEN

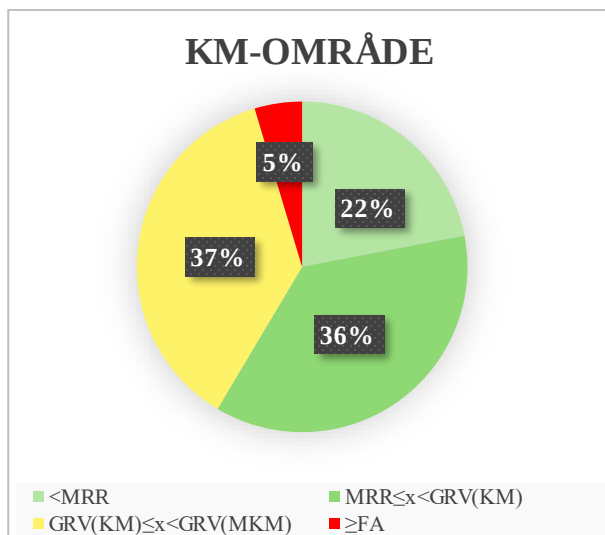
En sammanställning av samtliga riktvärden använda i fallstudien presenteras i *Tabell 11*. Se Appendix B för fullständigt resultat från beräkningarna i riktvärdesmodellen för de platsspecifika riktvärdena, $PSRV_{KM}$ och $PSRV_{MKM}$, och riktvärdena för behandling med biokol, BRV_{KM} och BRV_{MKM} . Som visas i *Tabell 11* är de platsspecifika riktvärdena och riktvärdena för behandling med biokol nästan identiska, med undantaget för PAH-M.

Tabell 11. Riktvärden använda i fallstudien.

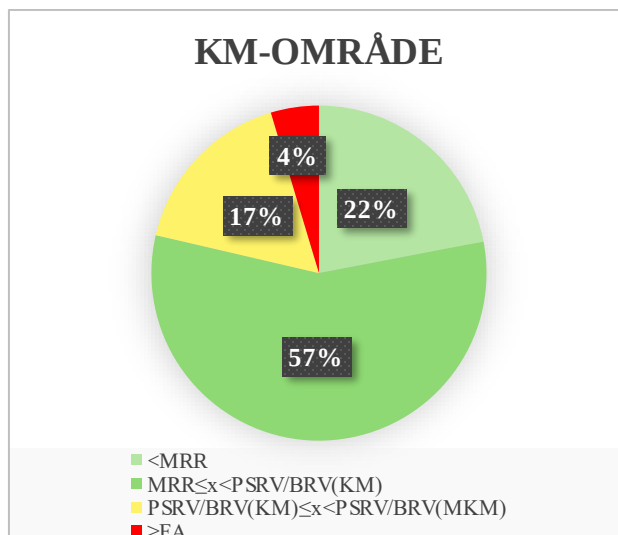
Ämnesgrupp	PAH-M	PAH-H	Pb	Cu	Zn
GRV_{KM} [mg/kg TS]	3,5	1	50	80	250
$PSRV_{KM}$ [mg/kg TS]	29	3,6	50	145	500
BRV_{KM} [mg/kg TS]	53	3,5	50	145	500
GRV_{MKM} [mg/kg TS]	20	10	180	200	500
$PSRV_{MKM}$ [mg/kg TS]	160	18	180	360	1000
BRV_{MKM} [mg/kg TS]	250	18	180	360	1000

4.2 MASSKLASSNING

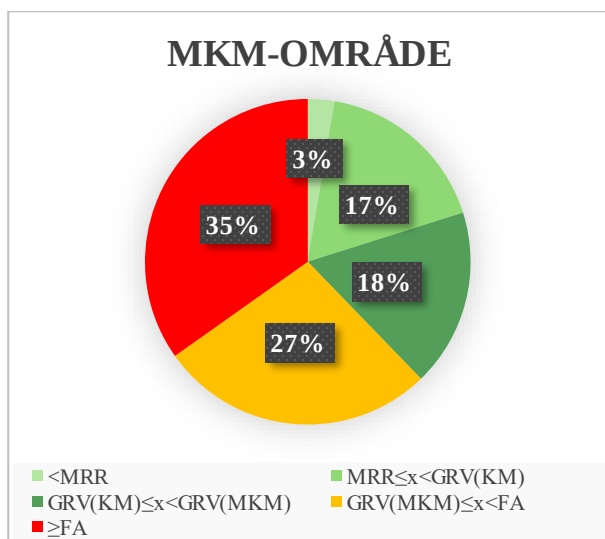
I *Figur 12–15* presenteras massklassningen utifrån riktvärdena i *Tabell 11* för KM-området och MKM-området. *Figur 12* och *Figur 14* visar massklassningen enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden som även presenterades i avsnitt 3.1, dessa presenteras för att visualisera effekten på massklassningen vid förändring av riktvärden. *Figur 13* och *Figur 15* visar massklassningen för de hypotetiska platsspecifika riktvärdena och riktvärden för behandling med biokol. Eftersom $PSRV$ och BRV blev i stort sett likadana för PAH-H blev massklassningen enligt respektive riktvärden identisk. För KM-området ledde användningen av $PSRV$ och BRV till att mängden massor inom intervallet $MRR \leq x < KM$ ökade med ungefär 20 %. För MKM-området blev effekten av revideringen avsevärt mindre, ungefär 6 % av massorna som tidigare klassats enligt $GRV_{MKM} \leq x < FA$ klassades i stället inom intervallet $PSRV/BRV_{KM} \leq x < PSRV/BRV_{MKM}$.



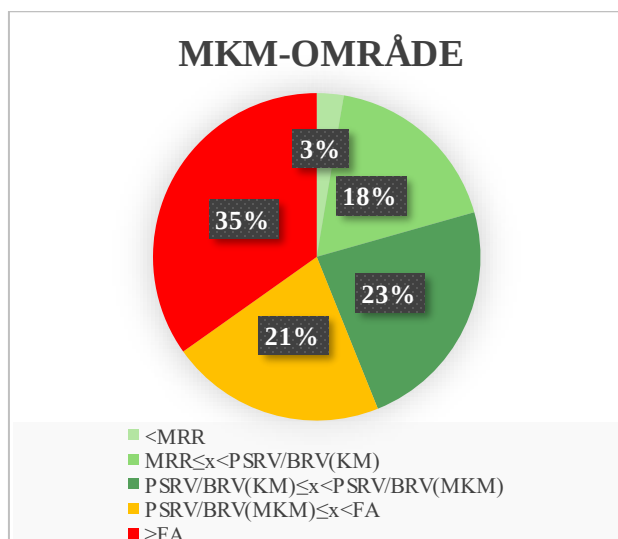
Figur 12. Massklassning enligt GRV för KM-området.



Figur 13. Massklassning enligt PSRV och BRV för KM-området.



Figur 14. Massklassning enligt GRV för MKM-området.



Figur 15. Massklassning enligt PSRV och BRV för MKM-området.

4.3 MASSHANTERING

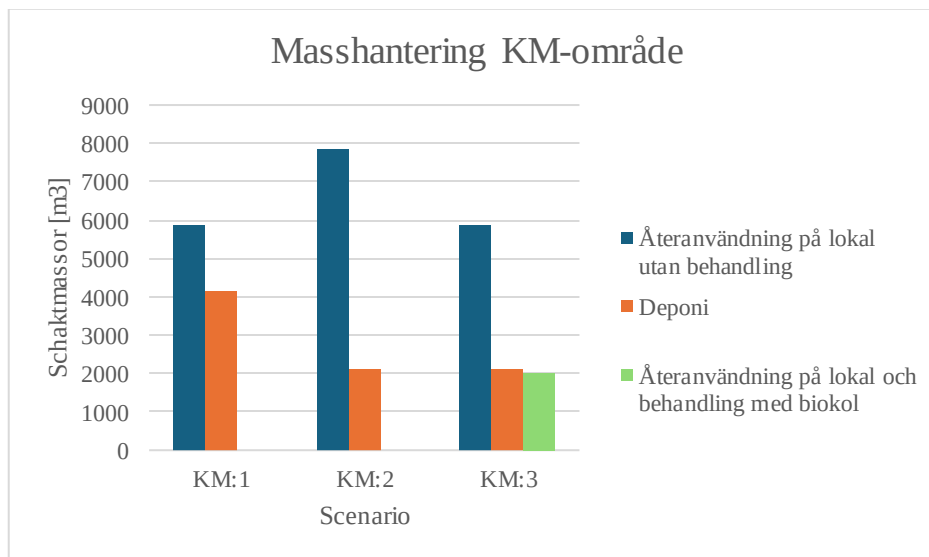
4.3.1 KM-område

I Tabell 12 presenteras mängden massor i respektive intervall utifrån använda riktvärden för respektive scenario för KM-området. Använda riktvärden och därmed gränserna för massorna utgår från scenariobeskrivningen i avsnitt 3.2.

Tabell 12. Mängd massor inom respektive intervall utifrån riktvärden använda för respektive scenario för KM-området.

Scenario	<GRV _{KM} [m ³]	<PSRV _{KM} [m ³]	≥GRV _{KM} [m ³]	≥PSRV _{KM} [m ³]	GRV _{KM} ≤ x < BRV _{KM} [m ³]	≥BRV _{KM} [m ³]
Referens (KM:1)	5862	-	4150	-	-	-
PSRV (KM:2)	-	7873	-	2139	-	-
Biokol (KM:3)	5862	-	-	-	2011	2139

I *Figur 16* presenteras mängden massor utifrån den bestämda masshanteringsvägen för respektive scenario för KM-området. Eftersom massklassningen utifrån de platsspecifika riktvärdena och riktvärdena för behandling med biokol blev identisk, deponeras samma mängd massor i scenario KM:2 och scenario KM:3, men återanvändningen sker på olika sätt. Det innebär att de massor som återanvänds på grund av högre platsspecifika riktvärden i scenario KM:2 genomgår behandling med biokol i scenario KM:3. Scenario KM:3 kan på så sätt anses vara ett mer konservativt åtgärdsalternativ utifrån ett riskbedömningsperspektiv, eftersom en riskreducerande åtgärd sätts in.



Figur 16. Masshantering KM-område.

4.3.2 MKM-område

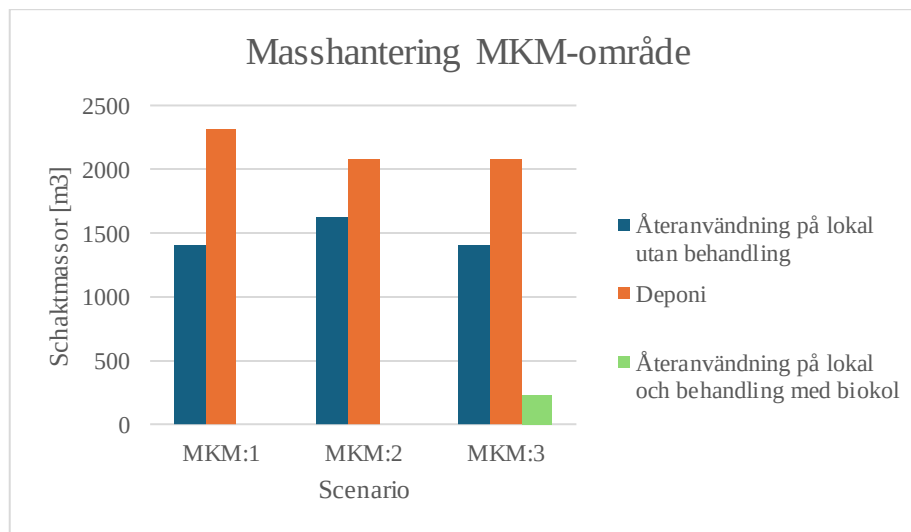
I *Tabell 13* presenteras mängden massor i respektive intervall utifrån använda riktvärden för respektive scenario för MKM-området. Använda riktvärden och därmed gränserna för massorna utgår från scenariobeskrivningen i avsnitt 3.2.

Tabell 13. Mängd massor inom respektive intervall utifrån riktvärden använda för respektive scenario för MKM-området.

Scenario	$<GRV_{MKM}$ [m³]	$<PSRV_{MKM}$ [m³]	$\geq GRV_{MKM}$ [m³]	$\geq PSRV_{MKM}$ [m³]	$GRV_{MKM} \leq x < BRV_{MKM}$ [m³]	$\geq BRV_{MKM}$ [m³]
Referens (MKM:1)	1400	-	2308	-	-	-
PSRV (MKM:2)	-	1628	-	2080	-	-
Biokol (MKM:3)	1400	-	-	-	228	2080

I *Figur 17* presenteras mängden massor utifrån den bestämda masshanteringsvägen för respektive scenario för MKM-området. På samma sätt som för KM-området innebär den identiska massklassningen utifrån de platsspecifika riktvärdena och riktvärdena för behandling med biokol att samma mängd massor deponeras i scenario MKM:2 och scenario MKM:3. Detta innebär att de massor som återanvänds på grund av högre platsspecifika riktvärden i scenario

MKM:2, genomgår behandling med biokol i scenario MKM:3. Precis som nämnt för KM-området kan scenario MKM:3 på så sätt anses vara ett mer konservativt åtgärdsalternativ utifrån ett riskbedömningsperspektiv, eftersom en riskreducerande åtgärd sätts in.



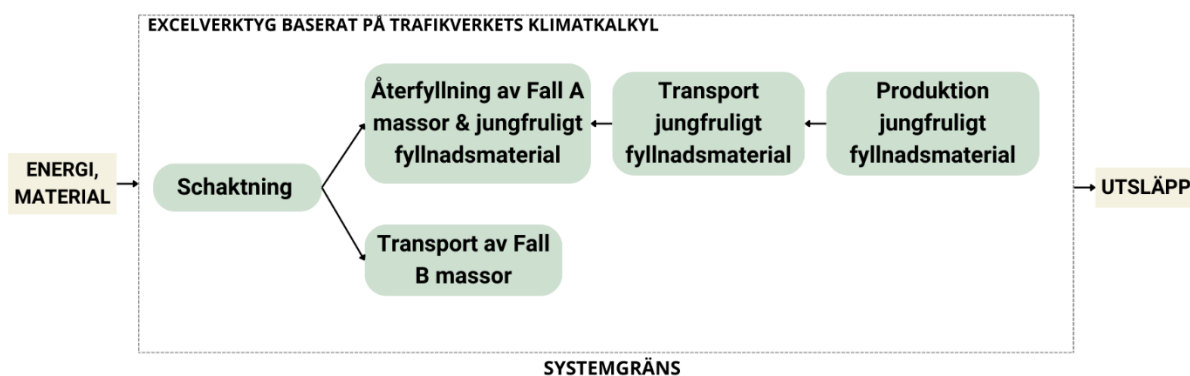
Figur 17. Masshantering MKM-område.

5 METODIK: DEL 2, KLIMAT- OCH KOSTNADSKALKYL

I detta avsnitt presenteras metodiken för klimatberäkningarna och kostnadskalkylen. Klimatberäkningarna utfördes med två olika verktyg i syfte att dels kvantifiera klimatpåverkan för de moment inom projektet som skiljer sig mellan de olika scenarierna, dels att kvantifiera den totala klimatpåverkan från hela projektet. För att beräkna klimatpåverkan för de moment som antogs skilja mellan de olika scenarierna användes Trafikverkets modell *Klimatkalkyl version 7.0* (Trafikverket 2024). Beräkningen av den totala klimatpåverkan från hela projektet utfördes med hjälp av SGF:s verktyg *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* (SGF 2024). För båda beräkningsmetoderna kompletterades beräkningarna som utförts med verktygen, med egen datainventering och beräkning. Detta eftersom samtliga processer som behöver beaktas i scenarierna inte fanns tillgängliga i verktygen. För både Trafikverkets klimatverktyg och SGF:s verktyg krävdes kompletterande data kring klimatpåverkan från deponering samt behandling med biokol. I avsnitt 5.1 och avsnitt 5.2 följer en beskrivning av studerade system och beräkningar i respektive beräkningsverktyg. I avsnitt 5.3 och avsnitt 5.4 redovisas datainventering och beräkningar utförda i samband med deponering respektive behandling med biokol. Den funktionella enheten för klimatberäkningarna var 1 m³ schaktad jord. Denna funktionella enhet valdes eftersom den antagna densiteten för jord var 1,6 ton/m³ i Trafikverkets klimatkalkyl och 1,7 ton/m³ i SGF:s verktyg. För att resultaten ska vara jämförbara valdes därmed 1 m³ i stället för 1 ton.

5.1 TRAFIKVERKETS KLIMATKALKYL

Vid användning av Trafikverkets modell *Klimatkalkyl* identifierades processer för vilka indata skulle variera för de olika scenarierna, det vill säga vilka variabler som behövde beaktas. Detta innebär att de processer som inte beaktades i denna metod antas vara densamma för samtliga scenarier. Identifierade variabler för de studerade scenarierna som kan beräknas med hjälp av verktyget är schaktning, transport av schaktat material, transport och produktion av fyllnadsmassor samt återfyllning. I samtliga scenarier antas samma mängd jord schaktas. I *Klimatkalkyl* ingår ytterligare moment i processen schakt, till exempel transport av massorna och därav inkluderas även schaktningen i beräkningarna eftersom transporterna kan skilja sig åt i de olika scenarierna. I *Figur 18* visualiseras systemet som studerades med Trafikverkets modell, systemet som presenteras i *Figur 18* gäller för samtliga scenarier.



Figur 18. System som klimatberäkningarna i Trafikverkets modell *Klimatkalkyl* behandlar.

I Trafikverkets klimatverktyg är utsläppen relaterade till processerna schakt och fyll. I *Tabell 14* presenteras de inkluderade momenten samt dess emissionsfaktorer för respektive typ av moment. Som fyllnadsmaterial antogs bergkross med en densitet på 1,8 ton/m³ (Trafikverket 2024).

Tabell 14. Emissionsfaktorer för respektive typ av moment för masshantering beaktade i Trafikverkets modell Klimatkalkyl (Trafikverket 2024).

Processteg	Jordschakt Fall A (6.1)	Jordschakt Fall B (6.1)	Jord Fall A, Fyll (6.1)	Berg Fall B, Fyll (6.1)
Produktionsskede				
Sprängmedel/produktion, kross				7,2
Arbetsmoment byggarbetsplats				
Grävmaskin (MK1)	0,52	0,52	0,52	0,52
Pumpning dieseldriven	0,02	0,02		
Materialtransporter till/inom byggarbetsplats				
Dumper	1,59		1,59	
Lastbil regiontransport (MK1)		5,71		6,43
Summerad emissionsfaktor [kg CO₂e/m³]	2,13	6,25	2,11	14,15

I *Tabell 15* presenteras indata till klimatkalkylen för respektive scenario. Indata baseras på de mängder som presenterades i *Figur 16* och *Figur 17*.

Tabell 15. Indata i Trafikverkets modell Klimatkalkyl.

Moment	KM:1	KM:2	KM:3	MKM:1	MKM:2	MKM:3
Jordschakt Fall A [m³]	5862	7873	7873	1400	1628	1628
Jordschakt Fall B [m³]	4150	2139	2139	2308	2080	2080
Jord Fall A, Fyll [m³]	5862	7873	7873	1400	1628	1628
Berg Fall B, Fyll [m³]	4150	2139	2139	2308	2080	2080

I Trafikverkets klimatverktyg används ett standardavstånd på 30 kilometer för transporter av Fall B-massor, detta avstånd kan ändras och göras platsspecifikt. För att kunna bestämma transportavstånd av Fall B-massor till deponi gjordes ett antagande om vilken deponianläggning transport av massorna skulle ske till. Den närmsta deponianläggning som tar emot FA-massor valdes. Transportavstånd togs fram genom Google Maps och mättes från det studerade förorenade området till vald deponianläggning, detta avstånd uppmättes till 34 km. För att ta fram transportavstånd för jungfruligt fyllnadsmaterial valdes en producent av bergkross i Stockholmsområdet och avstånd från producent till det studerade området mättes med hjälp av Google Maps. Detta avstånd uppmättes till 36 km. Vid beräkning av utsläpp från transporter i Trafikverkets klimatverktyg antas tomma returer. Som tidigare beskrivet antogs att samma mängd massor som schaktas behövs vid återfyllning, det innebär att det behövs lika stor mängd bergkross för återfyllning som den mängd massor som deponeras. Ett medelavstånd för Fall B-massor på 35 kilometer användes därför i kalkylen.

5.2 CARBON FOOTPRINT FRÅN EFTERBEHANDLING OCH ANDRA MARKARBETEN

Vid användning av verktyget *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* (SGF 2024), som beskrevs översiktligt i avsnitt 2.7.3, inkluderades stegen förundersökning, etablering, sanering samt återställning och avetablering. Det innebär att kontrollprogram exkluderades eftersom information om något kontrollprogram inom projektet inte fanns att tillgå. Klimatpåverkan från hela masshanteringen från förundersökning till återställning och avetablering med parametrar som inte varierar mellan scenarierna, inkluderades för att kunna sätta respektive förändring av variablerna i perspektiv till den totala klimatpåverkan. I *Tabell 16* presenteras samtliga parametrar som ingår i metoden *Deponering* i SGF:s verktyg. Parametrar markerade med fetstil i *Tabell 16* inkluderades i beräkningarna i denna studie. Som tidigare nämnt i avsnitt 2.7.3 var verktyget ute på remiss och under bearbetning vid tidpunkten då klimatberäkningarna med verktyget utfördes (2024-04-18). Det fanns ännu ingen användarmanual tillgänglig för verktyget. Avgränsningar och antaganden gällande beräkningarna beskrivs mer utförligt i avsnitt 5.2.1.

5.2.1 Avgränsningar

Som *Tabell 16* visar har vissa parametrar som ingår i standardscenariot för deponering exkluderats i klimatberäkningarna. Förundersökningen i projektet inkluderade jordprovtagning och resurser nödvändiga i samband med sådan. I standardscenariot i verktyget inkluderas grundvattenprovtagning, därmed finns parametrarna *Tillverkning och transport av bentonit*, *Tillverkning och transport av filtersand* samt *Tillverkning och transport av grundvattenrör med*. Eftersom endast jordprovtagning utförts inom ramen för det studerade projektet exkluderades nämnda parametrar tillhörande grundvattenprovtagning.

I denna fallstudie antogs områdena återställas på så sätt att området återfylls med samma mängd fyllnadsmassor som mängd schaktad jord. Därmed exkluderades parametrar nödvändiga i samband med asfaltering, eftersom sådan inte antogs i denna studie. I etableringssteget innebär det att resurserna *Transport asfaltsutläggare och 2-valsvalt* samt *Transport 1-valsvalt* exkluderades från beräkningarna. Med samma resonemang exkluderades även parametrar relaterade till asfaltering i processteget *Återställning och avetablering*, dessa parametrar var *Asfalt*, *Transport av asfalt till deponi*, *Asfaltsutläggare arbete*, *2-valsvalt*, *1-valsvalt*.

Eventuell rening av länshållningsvatten har exkluderats i dessa beräkningar eftersom det studerade projektet i nuläget befinner sig i sådant stadie att schaktning ej utförts i vissa delar av områdena. Det är därmed ej klarlagt om en sådan åtgärd krävs eller ej. Det aktiva kolet i standardscenariot avser användas i samband med rening av länshållningsvatten. Alla resurser direkt relaterade till det aktiva kolet exkluderades därmed. Dessa resurser var *Produktion av aktivt kol*, *Transport av aktivt kol*, *Destruktion av aktivt kol* samt *Transport av aktivt kol till destruktion*.

I remissversionen av verktyget (2024-04-18) saknades resursen som anger klimatpåverkan från deponering av den förorenade jorden, det vill säga de processer som ger upphov till utsläpp på

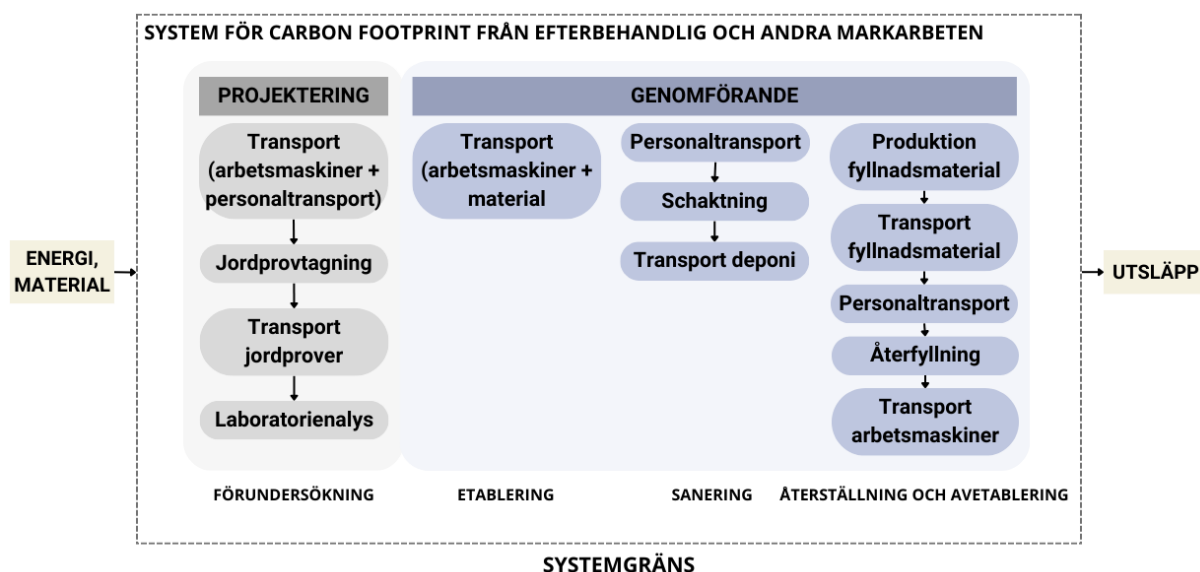
en deponi. Slutligen exkluderades återigen parametrar relaterade till grundvattenprovtagning i steget *Återställning och avetablering* eftersom kontrollprogram exkluderades.

Tabell 16. Ingående parametrar i standardscenariot för metoden Deponering i Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten, parametrar beaktade i klimatberäkningarna i denna studie är markerade med fetstil.

Processteg	Parametrar i standardscenariot för <i>Deponering</i>
Projektering (förundersökning)	Resa arbetspersonal Tillverkning och transport av bentonit Tillverkning och transport av filtersand Tillverkning och transport av grundvattenrör Transport borrhbandvagn Arbete borrhbandvagn Laboratorieanalys inkl. transport
Etablering	Transport bod och staket Transport dumper Transport grävmaskin (stor) Transport asfaltsutläggare och 2-valsvält Transport 1-valsvält Produktion aktivt kol Transport aktivt kol
Sanering	Transport fyllnadsmassor Fall B Grävmaskin arbete Dumper arbete Resa arbetspersonal
Återställning och avetablering	Resa arbetspersonal Grävmaskin arbete Dumper arbete Asfalt, transport av asfalt till deponi, asfaltsutläggare arbete, 2-valsvält, 1-valsvält Produktion fyllnadsmaterial (bergkross 0/90 och bergkross 0/32) Transport fyllnadsmaterial Destruktion aktivt kol Transport aktivt kol till destruktion Tillverkning och transport av bentonit Tillverkning och transport av filtersand Tillverkning och transport av grundvattenrör Transport borrhbandvagn Arbete borrhbandvagn Transport dumper Transport grävmaskin
Kontrollprogram	Resa arbetspersonal Laboratorieanalys

5.2.2 Systembeskrivning

I *Figur 19* visualiseras det system med dess systemgräns som studerades med *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* i samtliga scenarier. Växthusgasutsläpp relaterade till deponeringen på deponianläggningen samt biokolsbehandling kunde ej beräknas med verktyget vid denna tidpunkt (2024-04-18).



Figur 19. Visualisering av det system som studerades med hjälp av verktyget Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten.

5.2.3 Indata till Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten

I de fall projektspecifik information fanns att tillgå eller då projektspecifika antaganden kunde göras, användes sådan indata för samtliga scenarier. Då projektspecifika data ej fanns tillgänglig användes mängder för respektive resurs angivna för standardscenariot för *Deponering* i SGF:s beräkningsverktyg. För samtliga transporter och för alla arbetsmaskiner i alla processteg antogs diesel MK1 användas som bränsle, med undantaget för transporter med arbetsbil från Norconsults kontor till det studerade området då elbil antogs användas.

I *Tabell 17* visas de inledande val som gjordes i det första processteget i beräkningsverktyget. *Deponering* valdes som övergripande efterbehandlingsmetod och mängderna för respektive resurs justerades efter hur mycket massor som deponerades i respektive scenario. Etableringsavståndet antogs vara det avstånd som angavs i standardscenariot, det vill säga 100 kilometer, eftersom ingen platsspecifik information för denna parameter fanns tillgänglig. Avståndet avser enkelresa. Detta avstånd anger sträckan som arbetsmaskiner och arbetspersonal i medeltal beräknas transporteras till arbetsplatsen om sådant avstånd inte är känt (SGF 2024).

Tabell 17. Indata för processteg 1, Start.

	KM-område	MKM-område
Metod	Deponering	Deponering
Etableringsavstånd [km]	100	100
Volym [m³]	10 012	3708

I processteg 2, *Projektering*, ingår *Förundersökning*. Som tidigare nämnt inkluderade förundersökningen jordprovtagning. Indata för beaktade resurser i förundersökningen presenteras i *Tabell 18*. Transportavstånd för provtagningspersonal från Norconsult bestämdes

med Google Maps till ungefär 6 kilometer enkelväg, bränsle för dessa resor antogs vara el eftersom kortare transportsträckor oftast körs med el som bränsle vid Norconsults provtagningar. För borrhagsförare var avståndet okänt, ett avstånd på 30 kilometer enkelväg antogs. Antal jordprov som tagits för respektive delområde var känt och presenteras i *Tabell 18*. För att kunna bestämma hur många transporter tur och retur till provtagningsplats som behöver utföras gjordes en uppskattning av antal arbetstimmar som provtagningen beräknades ta för respektive delområde. Enligt information från personer som arbetar med jordprovtagning på Norconsult kan provtagningstiden för ett jordprov approximeras till cirka 30–40 minuter. I denna studie antogs provtagning av ett prov ta 40 minuter. Vid provtagning stängs borrhagsvagnen av mellan provtagning, arbetsmaskinen kan därmed inte beräknas förbruka bränsle under hela den arbetstid som provtagning utförs. En uppskattning av tiden då borrhagsvagnen är i gång per prov gjordes och sattes till 10 minuter. För båda delområdena beräknades provtagningen pågå i tre dagar, detta innebär att tre resor tur och retur till arbetsplatsen krävdes för samtlig arbetspersonal. Avståndet som presenteras i *Tabell 18* avser den totala sträckan.

Tabell 18. Indata för processteg 2, Projektering.

Resurs	KM-område	MKM-område
Transport arbetspersonal [km] - el	36	36
Transport borrhagsförare [km] – diesel MK1	180	180
Borrhagsvagn – liten [h]	6,2	5,8
Transport – Borrhagsvagn (liten) [km]	100	100
Laboratorieanalys (inkl. transport) [st]	37	35

I processteg 3, *Genomförande*, är den första delprocessen *Etablering*. I denna del ingår transport av arbetsmaskiner och övrigt material till schaktplats. I etableringssteget bygger dessa transportavstånd på etableringsavståndet som angavs i *Tabell 17*. I *Tabell 19* presenteras transportavstånden för respektive resurs och delområde.

Tabell 19. Transportavstånd för etablering av arbetsmaskiner och arbetsmaterial för respektive delområde.

Resurs	KM-område	MKM-område
Transport bod (1,5 ton) och staket (0,84 ton) [km]	100	100
Transport - Dumper [km]	100	100
Transport - Grävmaskin (stor) [km]	100	100

Den andra delprocessen i processteget *Genomförande* är *Sanering*. I detta steg ingår schakt och transport av massor till deponi. För schaktning inkluderades arbete med grävmaskin, dumper samt transport av arbetspersonal till arbetsplats, för antal arbetstimmar med respektive arbetsmaskin användes standardscenariot i beräkningsverktyget. I detta fall användes transportavståndet 30 kilometer enkelväg för samtlig arbetspersonal eftersom all arbetspersonal i detta steg antas vara utomstående och ej från Norconsult. Transportavstånd från schaktplats till deponianläggning togs fram via Google Maps och var 34 km, som beskrivet i avsnitt 5.1. Indata för *Sanering* presenteras i *Tabell 20*. Som nämndes tidigare fanns inte resursen som anger klimatpåverkan från deponeringen på mottagningsanläggningen tillgänglig i verktyget vid tidpunkten (2024-04-18) som beräkningarna utfördes.

Tabell 20. Indata för Sanering.

Resurs	KM-område	MKM-område
Grävmaskin (stor) [h]	601	222
Dumper A25 [h]	400	148
Transport 2 maskinförare + 1 övrig arbetspersonal [km]	6060	2250
Transport av förorenade massor till deponi [km]	34	34

Den sista beaktade delprocessen inom processteget *Genomförande* var *Återställning och avetablering*. Vid återställning av området krävdes olika stora mängder jungfruligt fyllnadsmaterial i de olika scenarierna eftersom olika stora mängder massor återanvändes i respektive scenario. I beräkningarna antas lika stor mängd arbete kopplat till återfyllning och återställning av området oavsett om massorna är jungfruliga eller återanvända. Som tidigare nämnt gjordes antagandet att mängden fyllnadsmaterial som krävs är lika stor som den mängd massor som schaktades, detta eftersom information kring faktisk nödvändig mängd fyllnadsmaterial inte fanns tillgänglig. I det studerade projektet bör mängden fyllnadsmaterial som faktiskt behövs vara mindre än den schaktade mängden eftersom till exempel rör ska läggas ned i marken. Som fyllnadsmaterial antogs bergkross och andelen bergkross 0/90 och bergkross 0/32 följde SGF:s standardscenario. Transportavstånd för det jungfruliga fyllnadsmaterialet antogs vara samma avstånd som antogs i avsnitt 5.1 det vill säga 36 km. Indata för dessa variabler presenteras i *Tabell 21*.

Tabell 21. Indata för mängder jungfruligt fyllnadsmaterial och transport av jungfruligt fyllnadsmaterial för respektive scenario.

Resurs	KM:1	KM:2	KM:3	MKM:1	MKM:2	MKM:3
Bergkross 0/90 [ton]	6702	3454	3454	3727	3359	3359
Transport bergkross 0/90 [km]	36	36	36	36	36	36
Bergkross 0/32 [ton]	353	182	182	196	177	177
Transport bergkross 0/32 [km]	36	36	36	36	36	36

I *Tabell 22* presenteras indata för KM-området och MKM-området avseende arbete i samband med *Återställning och avetablering* av området.

Tabell 22. Indata för återfyllning och transport av arbetspersonal.

Resurs	KM-område	MKM-område
Grävmaskin (stor) [h]	400	222
Dumper A25 [h]	200	148
Transport 2 maskinförare + 1 övrig arbetspersonal [km]	3750	1440

5.3 DEPONERING

Eftersom beräkning av utsläpp i samband med deponering inte kunde utföras med vare sig Trafikverkets eller SGF:s verktyg vid den tidpunkt som beräkningarna utfördes (2024-04-18) behövde data för denna process hämtas från annan källa. I SGF:s version av beräkningsverktyget *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* från 2015 användes en schablonberäkning för utsläpp i samband med deponering (SGF 2015). Den

sammanlagda mängden utsläpp av koldioxidekvivalenter vid deponering är i verktyget 1,976 kg CO₂e/ton jord (SGF 2015).

5.4 BERÄKNINGAR FÖR BIOKOLBEHANDLING

Vid stabilisering med biokol tillkommer processteg som måste beaktas i klimatberäkningarna. I *Tabell 23* presenteras de processer som identifierades som nödvändiga att ta hänsyn till i beräkningarna. Identifierade processer grundar sig i studien utförd av Papageorgiou et al. (2021), där ett av de studerade scenarierna i livscykelanalysen är *on site*-behandling med biokol. Systemet som studeras i nämnd LCA inkluderade hela kedjan av produktion av biokol, transport av biokol till område, schaktning, inblandning av biokol och återfyllning av jord. Eftersom schaktning och återfyllning beräknades med Trafikverkets och SGF:s beräkningsverktyg beaktades dessa processer inte i denna del.

Tabell 23. Processteg som tillkommer för de scenarier som inkluderar behandling med biokol.

Processteg	Biokolbehandling
Sanering	Produktion av biokol
	Transport av biokol till område
	Inblandning av biokol

5.4.1 Produktion av biokol

I en studie utförd av Azzi et al. (2022) studerades miljöpåverkan från olika användningsområden för biokol, genom att utföra en livscykelanalys. I LCA:n kvantifierades bland annat klimatpåverkan från produktion av sju olika leveranskedjor av biokol. Inom dessa leveranskedjor skiljde sig antingen typ av biomassa som biokolet producerades från eller typ av reaktor i vilken pyrolysen utfördes. I *Tabell 24* presenteras en sammanställning av leveranskedjornas olika egenskaper.

Tabell 24. Analyserade biokolsprodukter i studien utförd av Azzi et al. (2022), samt dess leveranskedja och kolinnehåll.

Leveranskedja	Biomassa	Reaktor	Kolinnehåll [%]
WP-S	Träpellets	Syntesgasuppvärmd*	93,4
WP-E	Träpellets	Elektricitetsuppvärmd	93,4
GW-S	Trädgårdsavfall	Syntesgasuppvärmd*	69,9
GW-E	Trädgårdsavfall	Elektricitetsuppvärmd	69,9
LR-S	Avverkningsrester	Syntesgasuppvärmd*	91,6
LR-E	Avverkningsrester	Elektricitetsuppvärmd	91,6
WL-S	Pilflis	Syntesgasuppvärmd*	81,6

* Syntesgas är en gasblandning bestående av vätgas och kolmonoxid, framställd vid förgasning eller pyrolys av något kolrikt material (Ghenai och Inayat 2019).

Som beskrivits i avsnitt 2.6, besitter olika typer av biokol skilda egenskaper och är därför effektiv för stabilisering av olika föroreningar i varierande grad. I denna fallstudie visade statistiken i avsnitt 3.3 att PAH är mer problematisk för området än metaller och därmed den förorening som bedömdes vara viktigast att optimera biokolets egenskaper för. Utifrån denna

motivering borde valet av biomassa för biokolsproduktion falla på träpellets, eftersom träpellets var den typ av biomassa som hade högst kolinnehåll enligt Azzi et al. (2022). I detta arbete antogs dock biokolet framställas från trädgårdsavfall. Detta eftersom storskalig tillverkning av biokol i Sverige är relativt sällsynt (Envinn biokol u.å.) och produktion av biokol från träpellets i Sverige inte kunde hittas. Några få lite större biokolanläggningar har etablerats (Envinn biokol u.å.) och Stockholm exergi har en biokolsanläggning numera placerad i Bromma, tidigare i Högdalen, där biokol produceras av trädgårdsavfall (Stockholm exergi u.å.). Anläggningen har idag ingen storskalig produktion men anges kunna skalas upp. Utredning om uppskalning av verksamheten har genomförts och beslut om detta inväntas. Trädgårdsavfall har enligt *Tabell 24* det lägsta kolinnehållet av de studerade alternativen. I laboratoriestudien i rapporten av Enell et al. (2020) visade dock biokol från Högdalen på den högsta inbindningen av både PAH och metaller, trots lägst kolinnehåll av de undersökta biokolen, varav biokol framställt ur trädgårdsavfall antas lämpligt för stabilisering i denna studie.

I studien av Azzi et al. (2022) utfördes beräkningar för både ett energisystem baserat på svenska förhållanden och för ett system baserat på fossila bränslen. I denna studie kommer produktion baserat på svenska förhållanden att användas eftersom produktionsanläggningen som antogs är belägen i Sverige. Detta innebär att elektriciteten antogs vara svensk elmix, transporter antogs ske med diesel (70 % fossil diesel och 30 % biobränsle) samt att uppvärmning antogs ske med träflis från avverkningsrester. Klimatpåverkan för biokolsproduktion från trädgårdsavfall genom ett energisystem baserat på svenska förhållanden var enligt studien -2,01 ton CO₂e/ton biokol för den elektricitetsuppvärmda kedjan.

5.4.2 Mängd biokol

För att kunna beräkna klimatpåverkan från produktion av biokol behöver mängd biokol per mängd jord bestämmas. Enell et al. (2020) genomförde en studie där inblandning av både 3 och 6 viktprocent biokol utfördes. Studien visade att inblandning med 6 viktprocent biokol gav bäst fastläggning av PAH, däremot visade även studien att en inblandning på 3 viktprocent skulle kunna vara tillräcklig för att uppnå den effekt som önskas. En 6-procentig biokolstillsats visade en liten, men inte avsevärd, ökning i fastläggning. Av den anledningen valdes inblandning med 3 viktprocent biokol i denna studie. Behov av biokol för scenario KM:3 och MKM:3 då en 3-procentig tillsats av biokol antogs presenteras i *Tabell 25*.

Tabell 25. Mängd biokol som behöver tillsättas till den jord som ska behandlas med biokol för respektive scenario i vilka biokolsbehandling ingår.

Scenario	Mängd förorenad jord [m ³]	Behov av biokol för stabilisering [ton]
KM:3	2011	99,5
MKM:3	228	11,3

5.4.3 Transport av biokol

Som producent av biokol antogs Stockholm exergis och Stockholm Vatten och Avfalls biokolanläggning i Bromma (Stockholm exergi u.å.). Transportavståndet antogs vara 10 km enkelväg.

6.4.4 Inblandning av biokol

Klimatpåverkan från processen *inblandning av biokol* kvantifierades genom att använda resultat från en tidigare LCA utförd av Papageorgiou et al. (2021). I denna LCA beräknades klimatpåverkan för ”mixing” vilket i studien beskrivs som steget då förorenad jord blandas med biokol. Omblandningen skedde med hjälp av en kompaktlastare (skid-steer loader). Från den beräknade totala mängden krävd energi från processen som redovisas i studien samt mängd hanterade massor, beräknades mängden biodiesel motsvarande ungefär 9,6 MJ/ton jordmassa krävas. I denna studie antogs diesel användas som bränsle och en omräkning från biodiesel till diesel utfördes därför, se *Tabell 26* för emissionsfaktorer för diesel och biodiesel (Energimyndigheten 2023). Emissionsfaktorn för diesel multiplicerades med mängden energi per m³ jordmassa för att få fram utsläpp för den funktionella enheten 1 m³ schaktad jordmassa.

Tabell 26. Emissionsfaktorer för biodiesel och diesel.

Bränsle	g CO ₂ e/MJ
Biodiesel (HVO100)	10,5
Diesel MK1	66,7

5.5 KOSTNADSKALKYL

För att besvara den andra frågeställningen gällande kostnaden för masshanteringen utfördes en kostnadskalkyl. Kostnadskalkylen baserades främst på interna översiktliga kostnadsuppskattningar för fem olika föroreningsområden med schaktning som åtgärdsalternativ (Norconsult u.å.). I kostnadskalkylen beaktades entreprenadkostnader, vilket inkluderade kostnaderna för schakt av Fall A- och Fall B-massor, i denna kostnad ingår lastbilstransport av schaktmassorna till mottagningsanläggning för Fall B-massorna. Utöver det beaktades mottagningsavgiften för de förorenade massorna, dessa kostnader är olika beroende på hur förorenade massorna är. Till sist beaktades även återställning av området, det vill säga fyllning med Fall A- eller Fall B-massor. När det gäller Fall B ingår kostnaden för de nya inkommande massorna som används för återställning (Norconsult u.å.).

För scenario KM:3 och MKM:3, vilka inkluderar biokolbehandling, tillkommer kostnader. Kostanden för inköp av biokol anges variera stort enligt Hellman et al. (2022), i en rapport utfärdad av 2050 Consulting har kostnaden för det biokol som krävs för en inblandning på 3 viktprocent beräknats till ungefär 150–180 kronor per ton förorenad jord (2050 2021). Ett medelvärde beräknades och användes i kalkylen. Kostnaden för transport av biokol antogs vara 50 kr/ton (Nybrogrus u.å.). Kostnaden för inblandning av biokol beräknades utifrån kostnad för arbetsmaskin och maskinist (Maskinhajen u.å.). Antal krävda arbetstimmar för inblandningen beräknades utifrån den mängd energi som tidigare angavs krävas för inblandningen i avsnitt 5.4.4. Utifrån mängden energi, energiinnehåll i diesel MK1 (Energimyndigheten 2023) samt bränsleförbrukning för arbetsmaskin (Ezyquip 2024) beräknades antalet arbetstimmar och till sist kostnaden för processen, se Appendix C för fullständig beräkning av kostnader för biokolsbehandlingarna. Kostnaden för respektive moment per enhet presenteras i *Tabell 27*. De

totala kostnaderna för respektive scenario beräknades utifrån den masshantering som presenteras för KM-området och MKM-området i *Tabell 12* respektive *Tabell 13*.

Tabell 27. Kostnader för respektive moment i kostnads kalkylen. Kostnaderna presenteras per enhet, det vill säga per ton, per kubikmeter schaktad jord eller per timme.

Moment	Enhet	å-pris [kr]
Entreprenadkostnader		
Jordschakt, Fall A	m ³	150
Jordschakt, Fall B	m ³	400
Mottagningsavgift för förorenade massor		
KM-MKM	ton	200
MKM-FA	ton	450
≥ FA	ton	550
Återställning		
Fyllning, Fall A	m ³	100
Fyllning, Fall B	m ³	250
Biokolbehandling		
Biokol	ton*	165
Transport av biokol <12 ton	ton	50
Inblandning av biokol	h	1270

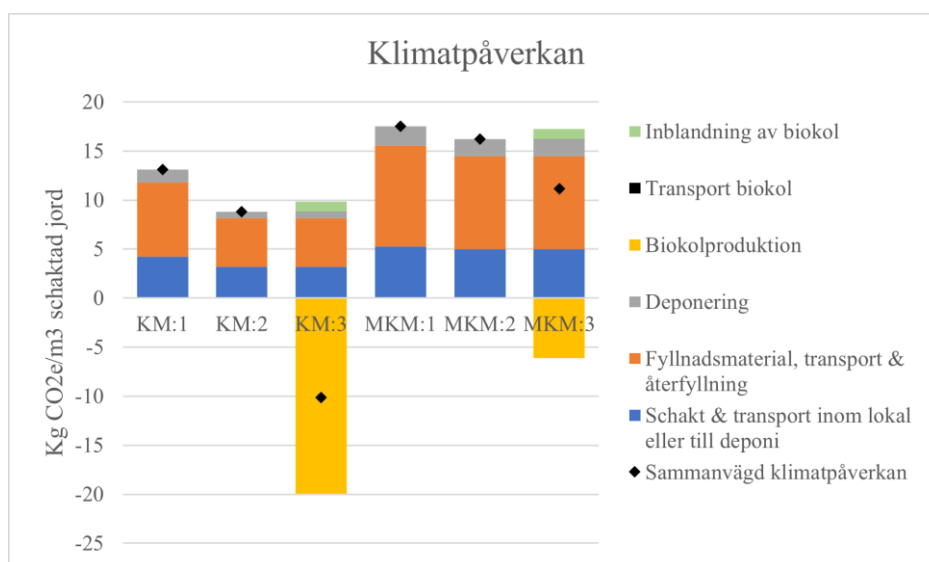
* Observera att detta avser kostnaden per ton förorenad jordmassa och ej kostnaden per ton biokol.

6 RESULTAT: DEL 2, KLIMAT- OCH KOSTNADSKALKYL

I detta avsnitt presenteras resultat av klimatberäkningarna för respektive beräkningsmetod samt kostnadskalkylen.

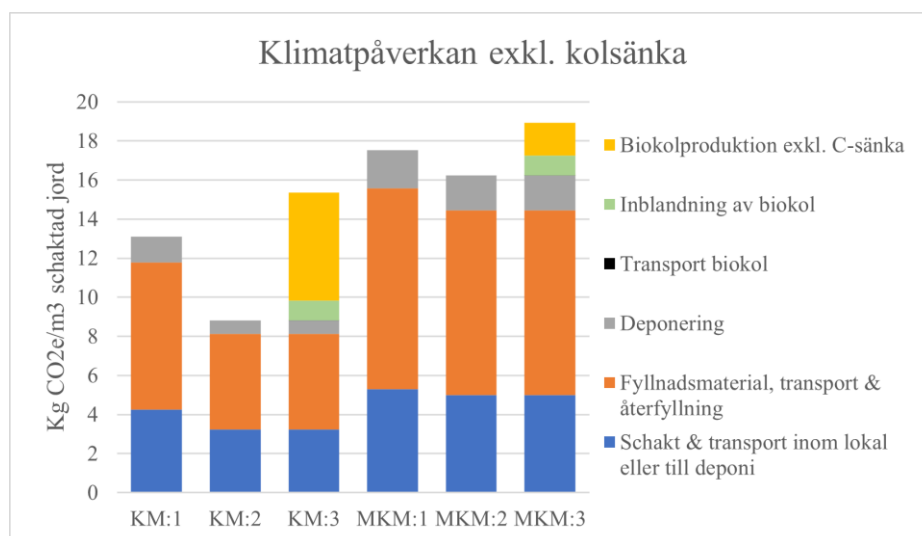
6.1 TRAFIKVERKETS KLIMATKALKYL

Resultatet av beräkningarna baserade på Trafikverkets modell *Klimatkalkyl* samt egen datainventering och beräkning för deponering och behandling med biokol enligt metod beskriven i avsnitt 5.1, avsnitt 5.3 samt avsnitt 5.4, presenteras i *Figur 20*. För scenario KM:1 och MKM:1, då massklassning baserades på Naturvårdsverkets generella riktvärden, resulterade beräkningarna i en klimatpåverkan på 13,1 kg CO₂e/m³ respektive 17,5 kg CO₂e/m³. Dessa scenarion stod för de högsta utsläppen. Då hypotetiska platsspecifika riktvärden implementerades för scenario KM:2 och MKM:2 var klimatpåverkan 8,81 kg CO₂e/m³ respektive 16,2 kg CO₂e/m³. Lägst klimatpåverkan kunde noteras för scenario KM:3 och MKM:3 då vissa massor behandlades med biokol, klimatpåverkan beräknades för dessa scenarier till -10,1 kg CO₂e/m³ respektive 11,1 kg CO₂e/m³.



Figur 20. Klimatpåverkan uttryckt i kg CO₂e/m³ schaktad jord, för respektive scenario.

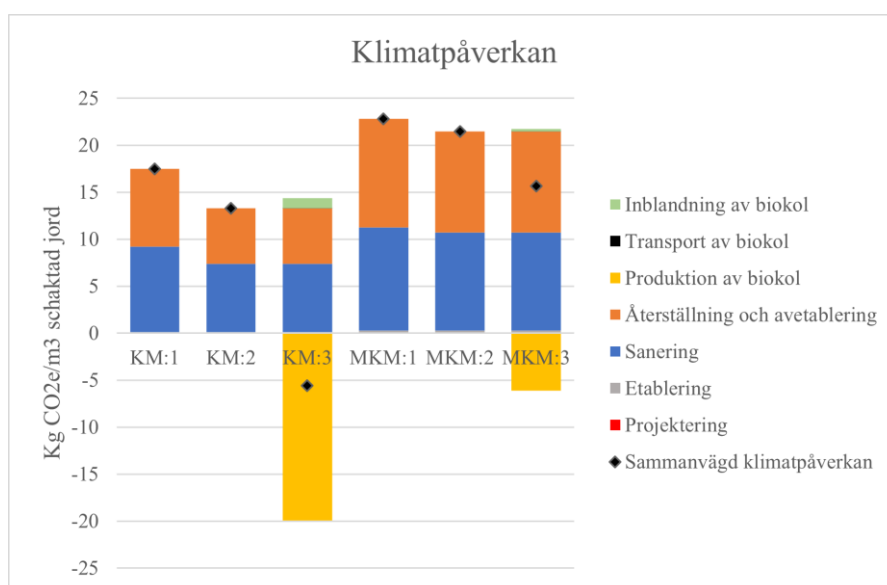
I *Figur 21* presenteras klimatpåverkan beräknad med samma metod, men beräkning av vilken kolsänka biokolproduktionen bidrar med har exkluderats. Då kolsänkan exkluderades visade resultatet i stället på störst klimatpåverkan för scenario KM:3 och MKM:3.



Figur 21. Klimatpåverkan uttryckt i kg CO₂e/m³ schaktad jord för respektive scenario, då den kolsänka som bildas vid användning av biokol exkluderats.

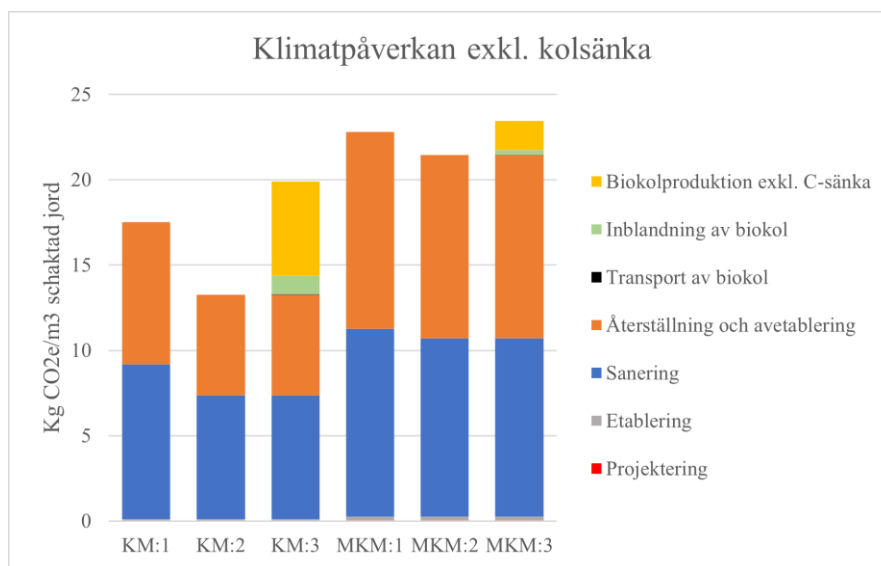
6.2 CARBON FOOTPRINT FRÅN EFTERBEHANDLING OCH ANDRA MARKARBETEN

Resultatet av beräkningarna baserade på *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* samt egen datainventering och beräkning för deponering och behandling med biokol enligt metod beskriven i avsnitt 5.2, avsnitt 5.3 samt avsnitt 5.4, presenteras i *Figur 22*. För scenario KM:1 och MKM:1 resulterade beräkningarna i en klimatpåverkan på 17,5 kg CO₂e/m³ respektive 22,8 kg CO₂e/m³, vilket var de högsta utsläppen för scenarierna inom respektive delområde. Klimatpåverkan för scenario KM:2 och MKM:2 beräknades till 13,3 kg CO₂e/m³ respektive 21,5 kg CO₂e/m³. Lägst klimatpåverkan hade scenario KM:3 och MKM:3, för vilka vissa massor behandlades med biokol, och var -5,58 kg CO₂e/m³ respektive 15,6 kg CO₂e/m³.



Figur 22. Klimatpåverkan uttryckt i kg CO₂e/m³ schaktad jord, för respektive scenario.

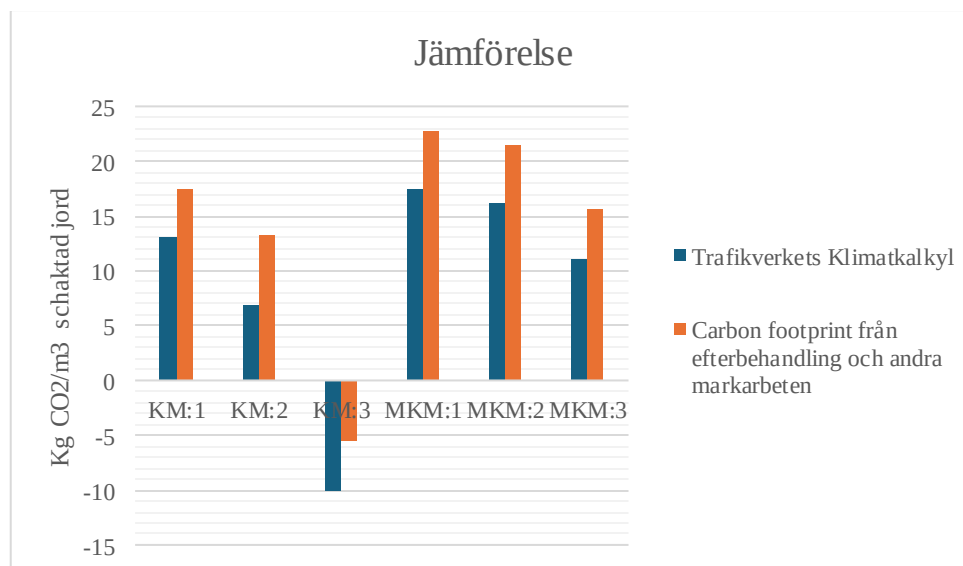
I Figur 23 presenteras klimatpåverkan beräknad med samma metod, men beräkning av vilken kolsänka biokolproduktionen bidrar med har exkluderats.



Figur 23. Klimatpåverkan uttryckt i kg CO₂e/m³ schaktad jord för respektive scenario, då den kolsänka som bildas vid användning av biokol exkluderats.

6.3 JÄMFÖRELSE AV RESULTAT

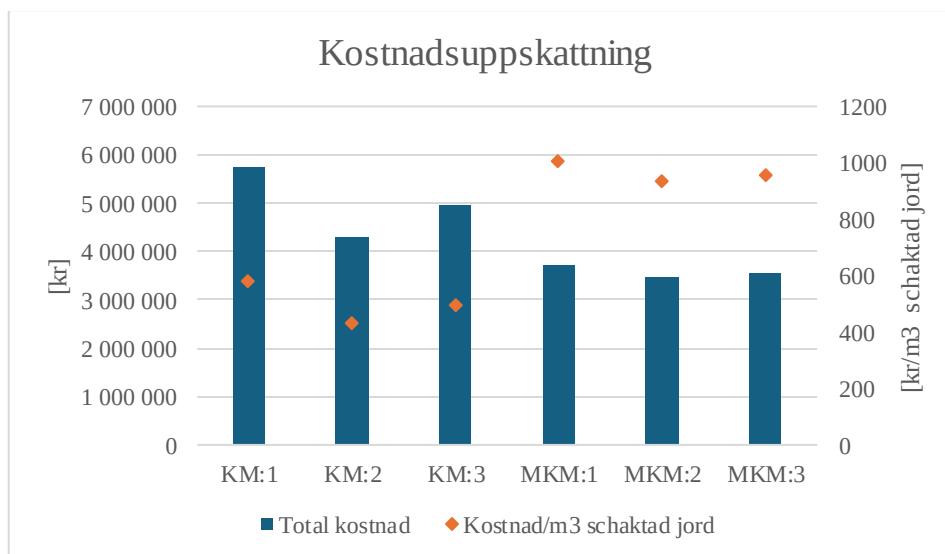
I Figur 24 presenteras resultatet för beräkningar baserade på Trafikverkets klimatverktyg jämfört med beräkningar baserade på SGF:s verktyg. Eftersom beräkningarna för deponering samt behandling med biokol inte beräknades med verktygen och är identiska för båda resultaten är skillnaderna relaterade till övriga moment.



Figur 24. Jämförelse av klimatpåverkan beräknad med Trafikverkets modell Klimatkalkyl och SGF:s verktyg Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten.

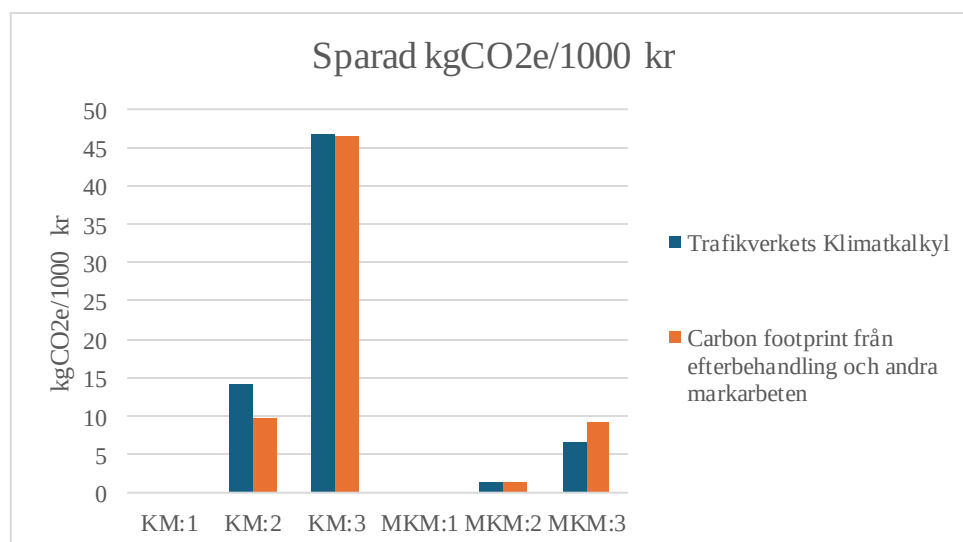
6.4 KOSTNADSKALKYL

I Figur 25 presenteras resultatet av den kostnads kalkyl som utfördes för samtliga scenarier, både de totala kostnaderna för scenarierna och kostnaden per kubikmeter schaktad jordmassa presenteras.



Figur 25. Uppskattning av kostnad för respektive scenario, KM-området omfattar 10 012 m³ massor och MKM-området omfattar 3708 m³ massor.

I Figur 26 presenteras mängden minskade utsläpp per investerade 1000 kronor. Scenario KM:1 och MKM:1, vilka baserades på Naturvårdsverkets generella riktvärden användes som standardscenario, där inget utsläpp undviks att släppas ut. Det resulterar således i 0 kg CO₂e/1000 kr mindre i utsläpp för scenario KM:1 och MKM:1. Den största besparingen i utsläpp kan konstateras för scenario KM:3.



Figur 26. "Sparade" växthusgasutsläpp per investerade 1000 kronor för respektive scenario och beräkningsverktyg som beräkningarna främst baserats på.

7 DISKUSSION

I detta avsnitt diskuteras studiens resultat, osäkerheter samt områden inom vilka ytterligare studier och vägledning identifierats som nödvändiga.

7.1 RISKBEDÖMNING

Den första frågeställningen som arbetet avsåg besvara var: Hur stor är klimatpåverkan då: (1) deponering och återanvändning av massor inom projekt sker enligt en riskbedömning baserad på Naturvårdsverkets generella riktvärden, (2) deponering och återanvändning av massor inom projekt sker utifrån platsspecifika riktvärden? och (3) en *on site*-behandling med biokol genomförs för massor med lämplig föroreningsgrad? Den hypotetiska platsspecifika riskbedömningen ledde till högre platsspecifika riktvärden för samtliga föroreningar förutom bly, se *Tabell 11*. För PAH-M höjdes riktvärdena med en ungefärlig faktor åtta för både KM och MKM och för PAH-H blev riktvärdena ungefär fyra gånger så höga för KM och två gånger så höga för MKM. För zink och koppar resulterade riskbedömningen i riktvärden cirka två gånger högre än de generella riktvärdena. Den största anledningen till att riskbedömningen resulterade i högre platsspecifika riktvärden än de generella var att biotillgänglighet beaktades i högre grad. Att platsspecifik riskbedömning och framtagande av platsspecifika riktvärden då biotillgänglighet beaktas ofta resulterar i högre riktvärden är något som Naturvårdsverket lyfter (Naturvårdsverket 2009d).

Implementeringen av högre riktvärden för skydd av markmiljö samt högre KOC-värde för PAH innebar både förändringar i riktvärden för skydd av markmiljö och skydd av människans hälsa. För PAH-M styrde exponeringsvägen *inandning av ånga* Naturvårdsverkets generella riktvärden, och för denna grupp av föroreningar höjdes riktvärdena till följd av implementeringen av ett tio gånger högre KOC-värde. Det högre KOC-värdet innebär lägre avgång av ånga i enlighet med Henrys lag och därmed lägre risk för sådan exponering, detta är implementerat i riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket 2009b). Därav blev riktvärdena för PAH-M högre vid användning av ett högre KOC-värde. För PAH-H kan det högre platsspecifika riktvärdet för KM härledas till att exponeringsvägen *intag av växter* exkluderades vid beräkningarna i riktvärdesmodellen. Detta antagande medför en viss osäkerhet gällande riktvärdet eftersom det med säkerhet inte går att säga att det inte kommer att ske något som helst intag av växter från platsen. Bedömningen att intag av växter är mycket osannolikt ansågs dock rimlig i och med det långtidsperspektiv som beaktades som projektet innebär samt den urbana miljön med stor andel hårdgjorda ytor som antogs.

Lägre biotillgänglighet innebär inte högre riktvärden för alla skyddsobjekt. Det är till exempel av denna anledning som de platsspecifika riktvärdena för bly är de samma som de generella riktvärdena. Exponeringsvägen *intag av jord* är styrande för riktvärdena och vid en lägre biotillgänglighet minskar inte risken vid intag av jord enligt de antaganden som normalt görs i riktvärdesmodellen. Anledningen till att riktvärdena för bly är likadana för samtliga framtagna riktvärden är att beräkningarna i riktvärdesmodellen ledde till lägre riktvärden än Naturvårdsverkets generella riktvärden. Naturvårdsverket har beslutat att sätta riktvärdet för KM till 50 mg/kg trots att riktvärdesmodellen resulterar i lägre hälsoriksbaserade riktvärden (Naturvårdsverket 2023e), därav appliceras även detta i denna studie.

Eftersom riskbedömningen till stor del baserades på en tidigare studie utförd av Tiberg et al. (2019) är de platsspecifika riktvärdena i denna studie hypotetiska. Antagandet att basera riskbedömningen i denna studie på en annan studie utförd på en annan plats är därmed en påtaglig osäkerhet vad gäller de faktiska riktvärden och växthusgasutsläpp som har beräknats. En osäkerhet som kan relateras till detta är den eventuella skillnaden i markkvalitet mellan området i studien av Tiberg et al. (2019) och områdena i denna studie. Eftersom ingen data för nödvändiga markparametrar fanns tillgängliga för KM- och MKM-området för att kunna motivera en liknande markkvalitet, är detta en stor osäkerhet. För metallerna har till exempel pH betydelse för fastläggning (Tiberg et al. 2019). Dessutom är uppskattningen av riktvärdena för skydd av markmiljö utifrån studien av Tiberg et al. (2019) relativt grov, dock är höjningen med en faktor tio snarare underskattad än överskattad för att tillämpa en form av försiktighetsprincip. När det gäller K_{OC} -värdena för PAH, som antogs kunna multipliceras med en faktor 10 utifrån studien av Tiberg et al. (2019), har även tidigare studier visat liknande resultat. I en studie av Arp et al. (2014) undersöktes K_{OC} -värden i historiska förorenade jordar och resultatet jämfördes med de K_{OC} -värden som RIVM och USEPA (United States Environmental Protection Agency) rekommenderar för PAH. Resultatet visade att K_{OC} -värdena var cirka 20 respektive 13 gånger högre i de studerade jordarna jämfört med de värden som rekommenderas av RIVM respektive USEPA (Arp et al. 2014). Syftet med denna studie var att kvantifiera riskbedömningens påverkan på mängden växthusgasutsläpp och kostnad genom att göra rimliga antaganden kring hur utfallet av en platsspecifik riskbedömning skulle kunna bli. Detta för att kunna identifiera om det kan vara miljömässigt och ekonomiskt motiverat att utföra en platsspecifik riskbedömning. Utifrån syftet ansågs därför osäkerheterna i antagandena vid riskbedömningen vara godtagbara.

Forskning kring biotillgänglighet har pågått sedan lång tid tillbaka (Brand et al. 2013), och som tidigare nämnt finns en biotillgänglighetsfaktor implementerad i riktvärdesmodellen för de hälsoriskbaserade riktvärdena, vilket innebär att biotillgänglighet är något som kan beaktas i viss grad vid beräkning av riktvärden i modellen. Kleja och Enell (2021) presenterade två ramverk för hur ekologisk riskbedömning med hänsyn till biotillgänglighet kan gå till i den svenska riskbedömningsprocessen. Rapporten syftar till att vägleda kring riskbedömning av PAH och metaller då markmiljö bekräftats som styrande skyddsobjekt. Ramverken kan fungera som ett av flera steg i den ekologiska riskbedömningen och innefattar kemiska biotillgänglighetsanalyser för att bedöma risken för ekosystemet utan att genomföra en fullständig ekologisk riskbedömning (Kleja och Enell 2021). För PAH är POM-metoden den kemiska biotillgänglighetsanalys som föreslås i rapporten. POM-metoden är än så länge inte en standard för undersökning och riskbedömning av förorenad mark (SIS 2021). Vägledning kring hur biotillgänglighet kan implementeras i den ekologiska riskbedömningen i Sverige är nödvändig och rapporten av Kleja och Enell (2021) ger ökade förutsättningar till att utföra sådan bedömning. Riskbedömning sker ofta utifrån generella riktvärden och incitamenten för att genomföra platsspecifik riskbedömning är vaga. Naturvårdsverkets nya remissversion för vägledning kring riskbedömning för hållbar masshantering anger att platsspecifik riskbedömning bör utföras då organiska föroreningar påvisats och mängden massor överskrider 1000 ton (Naturvårdsverket 2024a). För samtliga förorenade massor över 1000 ton bör även laktester utföras enligt vägledningen. Denna nya vägledning öppnar upp för mer omfattande

riskbedömning, där biotillgänglighet kan beaktas i högre grad. Om denna nya vägledning kvarstår i den slutgiltiga versionen hade platsspecifik riskbedömning varit nödvändig i det projekt som studerades i detta arbete, enligt Naturvårdsverket rekommendation. Resultaten i detta arbete visar att platsspecifik riskbedömning kan medföra både resurs-, klimat- och kostnadsbesparingar och ökade incitament till att genomföra sådan bedömning bör därför vara önskvärt.

För riktvärdena som togs fram för att avgöra vilka massor som skulle kunna behandlas med biokol implementerades högre K_{OC}-värden för PAH än för de platsspecifika riktvärdena, eftersom inblandning av biokol bidrar till högre fastläggning av föroreningar (Zhang et al. 2013; Wang et al. 2017; Bielská et al. 2017). Dessa riktvärden har samma osäkerheter som nämndes tidigare för de platsspecifika riktvärdena och är hypotetiska eftersom riskbedömningen till största del baserades på tidigare studier (Enell et al. 2020; Tiberg et al. 2019). Den ökning i K_{OC}-värde som implementerades för PAH-M och PAH-H medförde ingen höjning av riktvärdena eftersom det var skydd av människans hälsa som blev styrande skyddsobjekt, genom exponeringsvägarna *intag av jord, inandning av damm och hudkontakt med jord och damm. Intag av jord, hudkontakt med jord och damm samt inandning av damm* är exponeringsparametrar som inte resulterar i högre riktvärden i riktvärdesmodellen vid högre K_{OC}-värden, på grund av att en större andel av föroreningen binder till jordmatrisen. Resultatet av detta blev att de platsspecifika riktvärdena och riktvärdena för behandling med biokol blev nästan identiska för PAH-H (Tabell 11) och det i sin tur resulterade i en helt identisk massklassning vid implementation av riktvärdena (Figur 12–15). Scenario KM:2 och MKM:2, som baserades på de platsspecifika riktvärdena och innebar ökad återanvändning utan vidare behandling, kan betraktas som mer progressiva scenarion än då samma massor behandlas med biokol i scenario KM:3 och MKM:3. Detta eftersom det i scenario KM:3 och MKM:3 vidtas en riskreducerande åtgärd för massorna. Om platsspecifika riktvärden och en platsspecifik riskbedömning tas fram på ett korrekt sätt bör de platsspecifika riktvärdena och den masshantering som följer inte betraktas som ett osäkert alternativ och ingen behandling bör behövas. Detta eftersom den platsspecifika riskbedömningen i sådant fall resulterat i riktvärden baserat på platsspecifika förutsättningar. I denna fallstudie, där riskbedömningen inte grundar sig i mätningar av biotillgänglighet på den studerade platsen ska scenarierna endast ses som hypotetiska fall.

7.2 KLIMATKALKYL

Resultat från både beräkningarna i Trafikverkets klimatverktyg och SGF:s verktyg visade att masshantering utifrån Naturvårdsverkets generella riktvärden (KM:1 och MKM:1) resulterade i högst klimatpåverkan av de studerade scenarierna för både KM-området och MKM-området (Figur 20 och Figur 22). En lägre klimatpåverkan kunde noteras då masshantering utifrån de platsspecifika riktvärdena beaktades. De lägre växthusgasutsläppen beror främst på mindre transport av förorenade massor samt mindre transport och utvinning av jungfruligt fyllnadsmaterial. I scenario KM:2 återanvändes ungefär 20 % mer av massorna än i scenario KM:1. Med den ökade återanvändningen minskade utsläppen med cirka 33 % för scenario KM:2 jämfört med scenario KM:1 med Trafikverkets kalkyl och med 24 % vid användning av

SGF:s verktyg. Den lägre minskningen med SGF:s verktyg beror på att fler moment ingick i beräkningarna. Sådana moment var till exempel förundersökning, arbetspersonalens resor samt etablering och avetablering av maskiner, vilket var moment som inte ingick i beräkningarna med Trafikverkets klimatverktyg. Dessa moment var i stort sett sådana som gav upphov till samma utsläppsmängd för samtliga scenarier inom samma delområde. För MKM-området återanvändes endast 6 % mer av massorna, detta resulterade i en minskning i koldioxidutsläpp på cirka 7 % med Trafikverkets klimatverktyg och 6 % med SGF:s verktyg. Den lägsta klimatpåverkan uppnåddes för scenario KM:3 och MKM:3, då en del av massorna behandlades med biokol och sedan återanvändes på platsen. För dessa scenarier var minskningen i utsläpp 177 % för Trafikverkets verktyg samt och 132 % för SGF:s verktyg för scenario KM:3 jämfört med scenario KM:1. Motsvarande minskning var 35 % respektive 31 % för scenario MKM:3 jämfört med scenario MKM:1. Att klimatpåverkan var lägst för dessa scenarier samt att minskningen i växthusgasutsläpp är över 100 % beror på den inbindning av kol och därmed negativa utsläppsmängd som beräkningarna resulterade i som sker vid biokolbehandling.

Resultatet visade en tydlig skillnad i utsläppsmängd per kubikmeter schaktad jord mellan KM-området och MKM-området (*Figur 20* och *Figur 22*). Denna skillnad beror främst på att en större andel av jorden var förorenad till en så hög grad att massorna behövde deponeras i MKM-området. Det innebär både mer transporter till deponi samt att en större andel jungfruligt fyllnadsmaterial behöver användas vid återfyllning.

Precis som i studien utförd av Miliute-Plepiene och Sundqvist (2023) visade denna studie att klimatpåverkan var högre då en mer linjär hantering av schaktmassor tillämpades. Den högsta klimatpåverkan noterades för scenariot i vilket samtliga massor deponerades i studien av Miliute-Plepiene och Sundqvist (2023). Klimatpåverkan vid deponering beräknades i studien till 8,8 kg CO₂e/m³ (efter omvandling från ton till kubikmeter med en densitet på 1,6 ton/m³) (Miliute-Plepiene och Sundqvist 2023). Att deponering innebär en större klimatpåverkan än en mer cirkulär hantering går även i linje med det resultat som Oleskog (2023) kom fram till i sitt examensarbete där klimatpåverkan från schakt och deponering beräknades i en fallstudie och olika efterbehandlingsmetoder jämfördes i en litteraturstudie. Enligt studien beräknades växthusgasutsläppen från schakt och deponering, inklusive återfyllning och moment relaterade till det, ligga inom intervallet 35–75 kg CO₂e/m³ schaktade massor (Oleskog 2023). I föreliggande studie beräknades klimatpåverkan ligga inom intervallet 8,81–22,8 kg CO₂e/m³ för de scenarier där endast återanvändning utan behandling samt deponering beaktades. Resultaten från studierna av Miliute-Plepiene och Sundqvist (2023) och Oleskog (2023) kan inte fullständigt jämföras med resultatet i denna studie eftersom samtliga massor inte deponeras i något scenario i denna studie, vilket de gjorde i ovan nämnda studier. Detta är en faktor som kan förklara den lägre klimatpåverkan som denna studie resulterade i jämfört med studien av Oleskog (2023). Samtliga studier, inklusive denna, visar att tillämpning av en cirkulär masshantering i större utsträckning skulle kunna möjliggöra för stora utsläppsminskningar. Utifrån resultatet i studien av Miliute-Plepiene och Sundqvist (2023) anger författarna att utsläpp motsvarande ungefär 10 000 ton CO₂e per år skulle kunna undvikas om hälften av de deponerade massorna i Sverige per år i stället återanvänds eller återvinns på något sätt.

Resultatet i den här studien samt studien utförd av (Papageorgiou et al. 2021) visade att behandling med biokol till och med kan innebära negativa växthusgasutsläpp. Resultatet i studien av Papageorgiou et al. (2021) visade att då samtliga förorenade massor som ingick i fallstudien behandlades med biokol *on site* blev växthusgasutsläppen $-73,7 \text{ kg CO}_2\text{e/m}^3$. I denna studie behandlades endast en del av massorna med biokol och klimatpåverkan för dessa scenarier blev $-10,1\text{--}15,6 \text{ kg CO}_2\text{e/m}^3$. Den stora variationen i växthusgasutsläpp beror på att mängden massor som var lämpliga för behandling med biokol varierade stort mellan de två delområdena i denna studie. I MKM-området, där cirka 230 m^3 schaktmassor beräknades kunna behandlas med biokol, blev växthusgasutsläppen stora i förhållande till för KM-området där drygt 2000 m^3 massor kunde behandlas med biokol. Tillämpning av denna metod skulle kunna innebära en stor möjlighet för att öka hållbarheten inom masshantering- och åtgärdsbranschen. I denna fallstudie hade transporten av biokol minimal påverkan på utsläppsmängden i scenarierna i vilka behandling med biokol beaktas, detta beror på två faktorer. Produktionen av biokol antogs ske på en biokolsanläggning som låg nära det studerade området, ett antaget transportavstånd på 10 kilometer, och mängden transporterad massa var låg eftersom endast 3 viktprocent biokoltillsats antogs. I andra fall kan transportavstånden för biokol förväntas vara större och denna parameter skulle kunna få en större inverkan på resultatet.

Då inbindningen av kol exkluderades från beräkningarna för behandling med biokol blir klimatpåverkan högst för scenarierna med biokolbehandling (*Figur 21* och *Figur 23*). Detta beror på de extra utsläpp som tillkommer vid produktion, transport och inblandning av biokol. Som nämnt tidigare i arbetet anses biokolsbehandling vara en koldioxidnegativ metod. Studien av Yin et al. (2022) visade på en kolförlust över tid, men att inbindningen fortfarande var relativt stor efter 500 år. Att nedbrytning av biokol sker över tid i marken är en av frågorna som behöver beaktas i både klimatberäkningar och för att avgöra den långsiktiga stabiliseringen av en biokolbehandling vid riskbedömning. De juridiska förutsättningarna för att åtgärda ett förorenat område genom att stabilisera föroreningarna med biokol är som tidigare nämnt inte helt klargjorda. Inom detta område behövs tydligare vägledning och bestämmelser. Denna fråga berör bredare inkludering av biotillgänglighet i riskbedömning, eftersom biokolets förmåga är att just sänka biotillgängligheten genom fastläggning. För att uppnå en mer cirkulär och hållbar masshantering är korrekt riskbedömningen en central faktor och möjligheten till sådan bör förstärkas genom utökad vägledning.

Versionen av SGF:s verktyg *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* som användes var en remissversion (2024-04-18) och uppdateringar i verktyget publicerades kontinuerligt under den tid som detta examensarbete utfördes. Ingen användarmanual fanns tillgänglig vid denna tidpunkt och egna tolkningar av hur verktyget bör användas behövde göras vid vissa tillfällen. Detta medför vissa osäkerheter i beräkningarna som utfördes med verktyget. Eftersom en resurs som omfattar utsläppen som sker då massor läggs och förvaras på deponi inte fanns tillgänglig i verktyget vid användningstidpunkten användes mängden utsläpp som angavs i den äldre versionen av verktyget (SGF 2015), för vilken kvaliteten och relevansen i data inte är känd. Detta är en osäkerhet kopplat till beräkningarna. Verktygets potential att kunna användas för att beräkna klimatpåverkan för åtgärdsprojekt och jämföra olika åtgärdsmetoder är stor, när verktyget är helt färdigställt. Med verktyget finns möjligheten att

göra heltäckande klimatkalkyler för ett åtgärdsprojekt vilket kan underlätta för ett mer lättillgängligt och omfattande klimatperspektiv i utredningar. Verktøget är särskilt användbart då olika åtgärder ska jämföras med varandra för att få en överblick över klimatpåverkan från olika metoder. Innan den slutgiltiga versionen har publicerats med alla nödvändiga resurser samt användarmanual är det rimligt att anta att beräkningar med verktøget är något mer osäkra. Användning av standardscenarierna för de olika efterbehandlingsmetoderna för att göra en grov jämförelse mellan olika metoder bör dock i skrivande stund vara möjligt. Behandling med biokol finns inte med i SGF:s beräkningsverktøg. I en eventuell framåtblick där sådan behandling är mer vedertagen, borde ett standardscenario för metoden kunna läggas till i verktøget. I nuläget kan egna resurser läggas till i modellen, vilket innebär att teoretiskt sett kan beräkningar för behandling med biokol utföras i verktøget, men egna data för utsläpp måste föras in.

Trafikverkets klimatverktøg är avsett för infrastrukturprojekt och inte saneringsprojekt. För den avsedda användningen är verktøget väl utvecklat och användbart för beräkningar som endast rör masshantering och inte förorenade massor som ska behandlas. SGF:s verktøg hänvisar och använder sig i många fall av Trafikverkets verktøg som källa och beräkningarna i detta arbete utgår därför från samma emissionsfaktorer för vissa moment för båda verktøgen. Verktøgen är tillämpliga i olika syften, då målet är att ta fram klimatpåverkan från ett helt åtgärdsprojekt för förorenad mark från start till slut kan SGF:s verktøg användas, då endast schakt, transporter och återfyllning ska beaktas i masshanteringssammanhang är Trafikverkets verktøg väl tillämpligt.

7.3 KOSTNADSKALKYL

Den andra frågeställningen var: Vad är kostnaden för att åtgärda ett förorenat område i de olika fallen ovan? Kostnadskalkylen visade att kostnaden blev högst för de scenarier där massklassningen baserades på Naturvårdsverkets generella riktvärden för både KM- och MKM-området. Den lägsta kostnaden uppnåddes då en större andel massor återanvändes inom projektet utan vidare behandling (scenario KM:2 och MKM:2), vilket var ett förväntat resultat eftersom både deponi-, transport- och fyllnadsmaterialkostnader på så sätt minskar. Att stabilisera en viss del av massorna med biokol ledde till ökade utgifter jämfört med om motsvarande massor användes direkt utan behandling. Detta eftersom kostnader för inköp av biokol, transport och entreprenadkostnader vid inblandning tillkommer. Kostnaderna för dessa scenarier (KM:3 och MKM:3) var dock trots detta mindre än då ingen ökad återanvändning alls beaktades (KM:1 och MKM:1).

7.3.1 Kostnad och klimatnytta

Vid val av åtgärd behöver flertalet faktorer vägas in. Klimatnyttan behöver ofta vägas mot den ekonomiska aspekten. Enligt resultatet i denna studie gav samtliga scenarier som innebar en ökad återanvändning jämfört med den återanvändning som kunde ske vid implementering av de generella riktvärdena, även en minskad kostnad (*Figur 25*). Detta resultat indikerar att platsspecifik riskbedömning kan vara fördelaktigt ur både ett klimat- och kostnadsperspektiv. Störst klimatnytta jämfört med investering kunde observeras i scenario KM:3 (*Figur 26*). I scenario KM:3 behandlas en relativt stor mängd massor med biokol vilket ledde till en hög

inbindning av kol. Även i scenario KM:2 kunde en tydlig klimatnytta jämfört med investering observeras, i motsats till i scenario MKM:2 där den är väldigt låg. I MKM-området är den ökade återanvändningen så pass liten att återanvändning utan vidare behandling varken gav en betydande kostnad- eller utsläppsminskning. För scenario MKM:3 kunde en relativt stor utsläppsminskning uppnås då massor antogs behandlas med biokol, till en kostnad lägre än för scenario MKM:1. Dock har inte kostnaden för att genomföra en platsspecifik riskbedömning beaktats i det här arbetet, vid en sådan kan både kostnader till följd av ökad arbetstid och mätningar förväntas. Det är ofta kostsamt att genomföra platsspecifik ekologisk riskbedömning och det leder ofta till svårigheter att inkludera det i ett projekt (SGI 2021). Utifrån detta är det tveksamt om klimatnyttan överväger kostnaden när det gäller scenario MKM:3, det beror på hur stora kostnaderna för en platsspecifik riskbedömning är. Sammanfattningsvis kan en tydlig klimatnytta konstateras för scenario KM:3, medan nyttan jämfört med kostnaden är mer osäker i övriga scenarier. Eftersom kostnaden är lägre för scenario KM:3 än för scenario KM:1 enligt analysen, är detta ett både kostnads- och klimatpositivt alternativ. Det alternativ som var mest fördelaktigt ekonomiskt var dock scenario KM:2, i vilket massorna utifrån den hypotetiska platsspecifika riskbedömningen antogs kunna användas utan vidare behandling. Även för detta alternativ bör dock tilläggas att en platsspecifik riskbedömning skulle innebära ytterligare kostnader.

8 SLUTSATSER

Slutsatsen från den teoretiska analysen i detta arbete är att framtagande av platsspecifika riktvärden kan leda till högre riktvärden än Naturvårdsverkets generella riktvärden. Analysen visade även att riktvärden kunde höjas om biokolbehandling används som åtgärdsmetod. Detta kan i sin tur innebära att en större andel av schaktmassorna kan återanvändas inom projektområdet. Studien visade att ökad återanvändning av schaktmassor till följd av högre platsspecifika riktvärden gav upphov till lägre klimatpåverkan än vid deponering av massorna. Detta eftersom ökad återanvändning innebar minskade transporter av förorenade massor till deponi samt ett minskat behov av jungfruligt fyllnadsmaterial. Det minskade behovet av jungfruligt fyllnadsmaterial innebar både minskade utsläpp till följd av utvinning och minskad transport av materialet.

Lägst klimatpåverkan kunde uppnås då ökad återanvändning av schaktmassor till följd av biokolbehandling *on site* implementerades. Studien visade att användning av biokolbehandling som åtgärdsmetod för ett förorenat område kan leda till negativa växthusgasutsläpp. Detta till följd av den inbindning av stabilt organiskt kol i marken som uppstår i samband med inblandning av biokol i jorden. Inblandning av biokol är en relativt ny åtgärdsmetod som ännu inte är vedertagen inom masshantering. Det finns några påverkansfaktorer som behöver undersökas. Ytterligare studier kring stabilisering av föroreningar med biokol samt dess förmåga att binda in kol i marken över tid behöver utföras. Dessutom behöver de juridiska förutsättningarna för behandling med biokol tydliggöras. Bäst förutsättningar för biokolbehandling råder då föroreningshalten endast med små marginaler överskrider riktvärdena för områdets åtgärds mål, det vill säga KM eller MKM. En liten höjning av riktvärden baserat på den riskreduktion som biokolbehandlingen medför, skulle i sådana fall kunna ge en stor ökad möjlighet till återanvändning av massor.

Förutom att en högre grad av återanvändning av massor ledde till minskad klimatpåverkan ledde det även till minskade kostnader för att åtgärda det förorenade området. Studien visade på lägst kostnad då massor återanvändes utan behandling inom projektet i högre grad. Den lägre kostnaden berodde på minskad kostnad för mottagningsavgift på deponi för förorenad jord, mindre behov av inköp av jungfruligt fyllnadsmaterial samt minskade kostnader för transporter av förorenad jord och fyllnadsmaterial.

Vid jämförelse av Trafikverkets modell *Klimatkalkyl* och SGF:s verktyg *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* beräknades en högre klimatpåverkan med SGF:s verktyg. Detta eftersom förundersökning, arbetspersonalens resor samt etablering och avetablering av material och maskiner beaktades med SGF:s verktyg, vilket inte finns som parametrar att ta hänsyn till i Trafikverkets klimatverktyg. SGF:s verktyg har stor potential att bidra till ökad lättillgänglig kvantifiering av klimatpåverkan inom åtgärdsprojekt avseende förorenad jord när verktyget är helt färdigutvecklat. Trafikverkets modell är färdigutvecklat och kan användas för att beräkna klimatpåverkan vid masshantering för icke förorenad jord.

9 REFERENSER

- Amponsah, N., Wang, J., Zhao, L. (2018). A review of life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of commonly used ex-situ soil treatment technologies. *Journal of Cleaner Production*. 186, 514-525. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.jclepro.2018.03.164>
- Arp, H., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A., Kleja, D. (2014). Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soils from Sweden, Belgium, and France: Their Soil-Porewater Partitioning Behavior, Bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and Bioavailability. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es5034469>
- Avfall Sverige (2019). *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor*. (ISSN 1103-4092). Avfall Sverige.
- Azzi, E., Karlton, E., Sundberg, C. (2022). Life cycle assessment of urban uses of biochar and case study in Uppsala, Sweden. *Biochar*. 4, 18. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00144-3>
- Bielská, L., Kah, M., Sigmund, G., Hofmann, T., & Höss, S. (2017). Bioavailability and toxicity of pyrene in soils upon biochar and compost addition. *The Science of the Total Environment*. 595, 132–140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.230>
- Brand, E., Smedes, F., Jonker, M., Harmsen, J., Peijnenburg, W., Lijzen, J. (2012). *Advice on implementing bioavailability in the Dutch soil policy framework - User protocols for organic contaminants*. (RIVM report 711701102). RIVM: Bilthoven. <https://edepot.wur.nl/210400> [2024-05-08]
- Enell, A., Azzi, E., Kleja, D., Dahlin, S., Ekblad, A., Flyhammar, P., Fröberg, M., Hallin, S., Hermansson, S., Jones, C., Landen, L., Larsson, M., Leroy, P., Ohlsson, Y., Papageorgiou, A., Rijk, I., Sorelius, A., Sundberg, C., Tiberg, C. (2020). *Biokol – från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall*, Syntesrapport. Statens geotekniska institut, SGI. https://www.sgi.se/globalassets/syntesrapport-biokol-resource-2020-11-09_ny.pdf
- Energimyndigheten (2023). *Växthusgasutsläpp*. <https://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/drivmedelslagen/vaxthusgasutslapp/> [2024-03-20]
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv (OJ L 312, 22.11.2008, p. 3–30) <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>
- EPLCA (u.å.). *Life Cycle Assessment (LCA)*. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/lifecycleassessment.html> [2024-02-07]
- Flyhammar, P., Hermansson, S., Ohlsson, Y. (2020). *Biokol i lätt förorenade jordar – Kritiska juridiska frågeställningar*. Statens geotekniska institut, SGI. [urn:nbn:se:swedgeo:diva-914](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:swedgeo:diva-914)
- Ghenai, C., Inayat, A. (2019). *Sustainable alternative syngas fuel*. IntechOpen.
- Hellman, J., Gustafsson, M., Ek, L. (2022). *Förstudie biokolproduktion*. Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU. https://internt.slu.se/globalassets/mw/stod-serv/miljo/forstudie_biokolproduktion_vid_slu_2022.pdf

- IPCC (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (red.). IPCC, Switzerland.
- IBI (2013). *Pyrolysis and Gasification of Biosolids to Produce Biochar*. IBI White Paper.
- Jensen, J., Mesman, M. (2006). *Ecological risk assessment of contaminated land – Decision support for site specific investigations*. (RIVM report 711701047). Liberation.
- Kleja, D., Enell, A. (2021). *Ekologisk riskbedömning - Att använda kemiska biotillgänglighetsmetoder i platsspecifik ekologisk riskbedömning*. Statens geotekniska institut, SGI. [urn:nbn:se:swedgeo:diva-973](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:swedgeo:diva-973)
- Lee, J., Sarmah, A., Kwon, E. (2019). Chapter 1 – Production and Formation of Biochar. I: Sik Ok, Y., Tsang, D., Bolan, N., Novak, J.M. (red). *Biochar from Biomass and Waste*. Elsevier. 3-18. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811729-3.00001-7>
- Le, Q., Lee, H., Hwang, I. (2022). Evaluation of the use of biochar to stabilize polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalates in sediment. *Environmental Pollution*. 317, 120644. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120644>
- Lehmann, J., Joseph, S. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. 2 uppl., Routledge.
- Miliute-Plepiene, J., Sundqvist, J. (2023). *Cirkulär hantering av schaktmassor: Miljönytta eller miljöpåverkan?*. (Rapport C798). IVL Svenska Miljöinstitutet. [urn:nbn:se:ivl:diva-4266](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:ivl:diva-4266)
- Naturvårdsverket (2009a). *Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. (Rapport 5977). Naturvårdsverket. [urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9615](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9615)
- Naturvårdsverket (2009b). *Riktvärden för förorenad mark – modellbeskrivning och vägledning*. (Rapport 5976). Naturvårdsverket. [urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9614](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9614)
- Naturvårdsverket (2009c). *Att välja efterbehandlingsåtgärd – En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*. (Rapport 5978). Naturvårdsverket. [urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9616](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9616)
- Naturvårdsverket (2009d). *Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden*. (Rapport 5895). Naturvårdsverket. [urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9700](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9700)
- Naturvårdsverket (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. Upplaga 1. (Handbok 2010:1). Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2016a). *Datablad för koppar*. [Datablad]. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac422/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/koppar.pdf> [2024-04-08]
- Naturvårdsverket (2016b). *Datablad för zink*. [Datablad]. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac426/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/zink.pdf> [2024-04-08]

- Naturvårdsverket (2016c). *Hantering av massor i infrastrukturprojekt*. Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/avfall-och-kretslopp/atervinning-av-avfall-anlaggningsarbeten/vagledning-hantering-massor-infrastrukturproj.pdf>
- Naturvårdsverket (2017). *Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. [Datablad]. Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4ac414/globalassets/vagledning/forenaden-omraden/riktvarden/datablad/datablad-pah-20170518.pdf> [2024-02-01]
- Naturvårdsverket (2022a). *Hantering av schaktmassor och annat naturligt förekommande material som kan användas för anläggningsändamål*. (NV-01151-21). Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4ac555/contentassets/510ee48eff174af79e11cad4e8cecf8/skrivelse-uppdrag-om-hantering-av-schaktmassor-m2021-00191.pdf>
- Naturvårdsverket (2022b). *Terminologi inom Naturvårdsverkets vägledning för avhjälpande av föroreningsskador*. Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4acdfd/contentassets/fcb063a3768a4e7f868f84ed892e66b3/terminologi-foroeningsskada.pdf>
- Naturvårdsverket (2023a). *Förorenade områden - ett problem för miljö och hälsa*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/forenaden-omraden/forenaden-omraden/> [2024-02-08]
- Naturvårdsverket (2023b). *"Biokol är en framtidsprodukt"*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomställningen/klimatklivet/resultat-i-olika-branscher-2022/> [2024-02-08]
- Naturvårdsverket (2023c). *Masshantering och användning av massor i anläggningsarbete*.
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/atervinning-av-avfall-i-anlaggningsarbeten/> [2024-01-29]
- Naturvårdsverket (2023d). *Branschlistan förorenade områden 2023*.
<https://www.naturvardsverket.se/4906cb/globalassets/vagledning/forenaden-omraden/inventering/branschlistan-forenaden-omraden-2023.pdf> [2024-03-21]
- Naturvårdsverket (2023e). *Datablad för bly*. [Datablad]. Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4acd94/globalassets/vagledning/forenaden-omraden/riktvarden/datablad/bly.pdf> [2024-04-08]
- Naturvårdsverket (2023f). *Beräkning enligt GHG Protocol eller ISO-standard*.
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/luft-och-klimat/berakna-klimatpaverkan/berakning-enligt-ghg-protocol-eller-iso-standard/> [2024-02-05]
- Naturvårdsverket (2023g). *Beräkna klimatpåverkan*.
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/luft-och-klimat/berakna-klimatpaverkan/> [2024-02-05]
- Naturvårdsverket (2024a). *Riskbedömning för hållbar masshantering*. (Remissversion 2024-04-04). Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/49679b/contentassets/e564f0c7e6ee46c28b0698f8a7cbe72b/2024-04-05-remiss-riskbedomning.pdf> [2024-04-15]

- Naturvårdsverket (2024b). *Metaller som miljögift*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/>
 [2024-02-05]
- Naturvårdsverket (u.å.). *Avfallshierarkin visar stegen vi behöver ta*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avfall/pagaende-arbeten/avfallshierarkin-visar-stegen-vi-behover-ta/> [2024-02-06]
- Norconsult (u.å.). *Exempel på kostnader*. [Internt material].
- Nybrogrus (u.å.). *Transportprislista*.
<https://www.nybrogrus.se/produkter-priser/transportprislista/> [2024-04-22]
- Oleskog, A. (2023). *Miljöpåverkan från efterbehandling av förorenade områden – En livscykelanalys av schaktsanering ur ett klimat- och resurshanteringsperspektiv*. (UPTec W 23030). Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.
[urn:nbn:se:uu:diva-511289](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:se:uu:diva-511289)
- Papageorgiou, A., Azzi, E., Enell, A., Sundberg, C. (2021). Biochar produces from wood waste for soil remediation in Sweden: Carbon sequestration and other environmental impacts. *The Science of the Total Environment*. 776, 145953.
<https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.scitotenv.2021.145953>
- Regeringen (2017). *Det klimatpolitiska ramverket*.
<https://www.regeringen.se/artiklar/2017/06/det-klimatpolitiska-ramverket/>
 [2024-02-05]
- RIVM (u.å.). *About RIVM*. <https://www.rivm.nl/en/about-rivm> [2024-04-23]
- SIS (2006). *SS-EN ISO 14040:2006 Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur (ISO 14040:2006)*. Svenska institutet för standarder.
- SIS (2021). *Standarder för undersökning och riskbedömning av förorenad mark*. Svenska institutet för standarder.
- SFS 1998:808. *Miljöbalken*. Klimat- och näringslivsdepartementet.
- SFS 1998:899. *Förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd*. Klimat- och näringslivsdepartementet.
- SFS 2013:251. *Miljöprövningsförordning*. Klimat- och näringslivsdepartementet.
- SGF (2015). *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten*.
<http://www.sgfmark.se/> [2024-03-06]
- SGF (2022). *Carbon footprint*. <http://www.sgf.net/web/page.aspx?refid=7075> [2024-03-06]
- SGF (2024). *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten*.
<https://co2.atgardsportalen.se/> [2024-04-18]
- SGI (2021). *Riskbedömning miljö*.
<https://www.sgi.se/sv/vagledning-i-arbetet/fororenade-omraden/fragor-svar-fororenade-omraden/Utredningsfas/riskbedomning-miljo/> [2024-05-20]
- SGI (2023). *Förorenade områden och efterbehandling*.
<https://www.sgi.se/sv/Forskning--larande/om-geoteknik-och-miljogeoteknik/geoteknik-och-markmiljo/fororenade-omraden/>
 [2024-02-05]
- SGU (2024). *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pah/> [2024-04-25]

- Sveriges miljömål (2023). *Utsläpp av växthusgaser till år 2045*.
<https://www.sverigesmiljomal.se/etappmalen/utslapp-av-vaxthusgaser-till-ar-2045/> [2024-02-05]
- Thåström, O., Pellebergs, B. (2008). Förstå mer av MER. *AMA-nytt Anläggning*, 2008.
https://static.bygggtjanst.se/amadocs/an39_forsta_mer_av_mer.pdf [2024-04-15]
- Tiberg, C., Enell, A., Back, P-E., Kleja, D.B. (2019). *Fördjupad markökologisk riskbedömning, Skönsmon 2:12, fd Kubikenborgs sågverk och Sundsvalls fönsterfabrik*. Statens geotekniska Institut, SGI. [urn:nbn:se:swedgeo:diva-740](https://nbn.se/swedgeo/diva-740)
- Trafikverket (2020). *Klimatkalkyl – Beräkning av infrastrukturens klimatpåverkan och energianvändning i ett livscykelperspektiv – Modellversion 7.0*. Trafikverket.
<https://bransch.trafikverket.se/contentassets/eb8e472550374d7b91a4032918687069/klimatkalkyl-rapport-v-7.0.pdf>
- Trafikverket (2024). *Klimatkalkyl Modellversion 7.0*. <https://klimatkalkyl.trafikverket.se/> [2024-04-17]
- Verbruggen, E. (2012). Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. (RIVM report 607711007/2012). RIVM.
<https://rivm.openrepository.com/handle/10029/259747>
- Wang, H., Xia, W., Lu, P. (2017). Study on adsorption characteristics of biochar on heavy metals in soil. *Korean Journal of Chemical Engineering*. 34, 1867-1873.
<https://doi.org/10.1007/s11814-017-0048-7>
- Yin, J., Zhao, L., Xu, X., Li, D., Qiu, H., Cao, X. (2022). Evaluation of long-term carbon sequestration of biochar in soil with biogeochemical field model. *Science of the Total Environment*. 822 (2022), 153576.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153576>
- Zama, E., Reid, B., Arp, H., Sun, G., Yuan, H., Zhu, Y. (2018). Advances in research on the use of biochar in soil for remediation: a review. *Journal of Soils and Sediments*. 28, 2433-2450. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2000-9>
- Zhang, X., Wang, H., He, L., Lu, K., Sarmah, A., Bolan, N., Pei, J., Kuang, H. (2013). Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*. 20, 8472-8483.
<https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1007/s11356-013-1659-0>
- Zhao, B., O'Connor, D., Zhang, J., Peng, T., Shen, Z., Tsang, D., Hou, D. (2017). Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar. *Journal of Cleaner Production*. 174, 977-987.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.013>
- Åtgärdsportalen (2015). *Viktiga frågeställningar avseende schaktsanering*.
<https://atgardsportalen.se/viktiga-fragor-schakts/> [2024-01-31]
- Åtgärdsportalen (2019). *Schaktsanering – översikt*.
<https://atgardsportalen.se/grav-och-schaktsanering/> [2024-01-30]
- Åtgärdsportalen (2023a). *Metaller*. <https://atgardsportalen.se/metaller/> [2024-02-05]
- Åtgärdsportalen (2023b). *PAH*. <https://atgardsportalen.se/fororeningar/pah/> [2023-02-01]
- Åtgärdsportalen (2023c). *Grundvattenpumpning och behandling – översikt*.
<https://atgardsportalen.se/metod-1/> [2024-01-31]

2050 (2021). *Marknaden för biokol i Öresundsregionen - Nuvarande och framtida marknadsområden för NSR AB*. 2050. <https://2050.se/wp-content/uploads/2021/03/2050-Marknaden-for-biokol-i-Oresundsregionen.pdf> [2024-04-21]

APPENDIX

A HALTGRÄNSER FÖR MASSKLASSNING

I *Tabell A1* visas de haltgränser för MRR, KM, MKM och FA som användes vid den ursprungliga massklassningen.

Tabell A1. Haltgränser för MRR, KM, MKM och FA använda för massklassning.

Förorening	MRR [mg/kg TS]	KM [mg/kg TS]	MKM [mg/kg TS]	FA [mg/kg TS]
Bensen	-	0,012	0,04	-
Toluen	-	10	40	-
Etylbensen	-	10	50	-
Alifater >C5-C8	-	25	150	700
Alifater >C8-C10	-	25	120	700
Alifater >C10-C12	-	100	500	1000
Alifater >C12-C16	-	100	500	10 000
Alifater >C16-C35	-	100	1000	10 000
Alifater >C5-C16	-	100	500	10 000
Aromater >C8-C10	-	10	50	1000
Aromater >C10-C16	-	3	15	1000
Aromater >C16-C35	-	10	30	1000
PAH-L	0,6	3	15	1000
PAH-M	2	3,5	20	1000
PAH-H	0,5	1	10	50
Arsenik (As)	10	10	25	1000
Barium (Ba)	-	200	300	50 000
Bly (Pb)	20	50	400	2500
Kadmium (Cd)	0,2	0,8	12	1000
Kobolt (Co)	-	15	35	1000
Koppar (Cu)	40	80	200	2500
Krom (Cr)	40	80	150	10 000
Nickel (Ni)	35	40	120	1000
Vanadin (V)	-	100	200	10 000
Zink (Zn)	120	250	500	2500
Kvicksilver (Hg)	0,1	0,25	2,5	50

B PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN

Riktvärdesmodellen för KM - PAH

Antagandet gällande de högre K_{OC}-värdena samt exkluderingen av intag av växter som exponeringsväg resulterade i de riktvärden för KM som presenteras i *Tabell B1*. För skydd av markmiljö presenteras Naturvårdsverkets generella riktvärden för skydd av markmiljö för KM, E_{KM}, samt de hypotetiska platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, PSE_{KM}. PSE_{KM}

presenteras inom parentes i *Tabell B1*. De lägsta och därmed styrande riktvärden som beräkningen i riktvärdesmodellen resulterade i användes som platsspecifika riktvärden, $PSRV_{KM}$. För skydd av markmiljö beaktades enbart PSE_{KM} vid val av $PSRV_{KM}$. Styrande och valda hypotetiska platsspecifika riktvärden, $PSRV_{KM}$, markeras med fetstil. Se *Figur B1* för fullständigt resultat i riktvärdesmodellen. I *Figur B2* visas uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för KM. I *Figur B3* och *B4* visas avvikelser i ämnesdata för PAH-M respektive PAH-H.

Tabell B1. Riktvärden, $PSRV_{KM}$, för samtliga skyddsobjekt. PSE_{KM} presenteras inom parentes för skydd av markmiljö. Styrande och valda $PSRV_{KM}$, markeras med fetstil.

Ämnesgrupp	Hälsoriskbaserat riktvärde [mg/kg]	Skydd av markmiljö [mg/kg]	Skydd mot fri fas [mg/kg]	Skydd av grundvatten [mg/kg]	Skydd av ytvatten [mg/kg]
PAH-M	29	10 (100)	250	140	960
PAH-H	3,6	2,5 (25)	50	16	430

E_{KM} -värdena blev styrande för båda PAH-grupperna vid beräkning i riktvärdesmodellen. Eftersom endast PSE_{KM} beaktades vid framtagande av $PSRV_{KM}$ blev det hälsoriskbaserade riktvärdet styrande för både PAH-M och PAH-H. För PAH-M är det exponeringsvägen inandning av ånga som är styrande och för PAH-H styrs riktvärdet av exponeringsvägen intag av jord.

Riktvärden för KM - metaller

I *Tabell B2* presenteras riktvärden för samtliga skyddsobjekt för KM. För skydd av markmiljö presenteras E_{KM} , samt de hypotetiska platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, PSE_{KM} inom parentes. Enbart PSE_{KM} beaktades vid val av $PSRV_{KM}$. De lägsta och därmed styrande användes som platsspecifika riktvärden, $PSRV_{KM}$, och markeras med fetstil.

Tabell B2. Riktvärden för samtliga skyddsobjekt. PSE_{KM} presenteras inom parentes för skydd av markmiljö. Styrande och valda hypotetiska platsspecifika riktvärden, $PSRV_{KM}$, markeras med fetstil.

Ämnesgrupp	Hälsoriskbaserat riktvärde [mg/kg]	Skydd av markmiljö [mg/kg]	Skydd av grundvatten [mg/kg]	Skydd av ytvatten [mg/kg]
Pb	13 (50)	200 (1100)	65	3600
Cu	9900	80 (145)	430	2400
Zn	9400	250 (500)	870	9600

Riktvärden														Naturvårdsverket, version 2.2			
Ämne	Ervägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsosk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Kortids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
PAH-M	330	540	320	3,5	110	beaktas ej	3,6	data saknas	data saknas	3,6	10	250	16	110	3,6	data saknas	3,5
PSRV PAH-M	330	540	320	39	920	beaktas ej	29	data saknas	data saknas	29	10	250	140	960	10	data saknas	10
PAH-H	6,6	11	32	820	28	beaktas ej	3,2	300	data saknas	3,2	2,5	50	5,3	150	2,5	data saknas	2,5
PSRV PAH-H	6,6	11	32	8200	83	beaktas ej	3,5	300	data saknas	3,5	2,5	50	16	430	2,5	data saknas	2,5
Koppar	31000	ej begr.	27000	beaktas ej	32000	beaktas ej	9900	data saknas	data saknas	9900	80	beaktas ej	430	2400	80	30	80
Bly	21	460	5300	beaktas ej	39	beaktas ej	13	1000	data saknas	13	200	beaktas ej	65	3600	13	20	20
Zink	19000	680000	ej begr.	beaktas ej	19000	beaktas ej	9400	data saknas	data saknas	9400	250	beaktas ej	870	9600	250	70	250
Gränsmärkade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet. Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.																	
Eget scenario: PSRV KM																	
Generellt scenario: KM																	

Figur B1. Resultat för riktvärden beräknade i riktvärdesmodellen för KM. Platsspecifika riktvärden benämns som PSRV PAH-M och PSRV PAH-H.

Utagsrapport		Generellt scenario: KM	Naturvårdsverket, version 2.2
		Eget scenario: PSRV KM	
Beskrivning Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.			
Beräknade riktvärden			
Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
PAH-M	3,5 mg/kg	Inandning av ånga	
PSRV PAH-M	10 mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-H	2,5 mg/kg	Skydd av markmiljö	
PSRV PAH-H	2,5 mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	80 mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	20 mg/kg	Bakgrundshalt	
Zink	250 mg/kg	Skydd av markmiljö	
Avvikelser i scenarioparametrar			
Eget scenario	PSRV KM	Generellt scenario	KM
Intag av växter	beaktas ej	beaktas	Kommentar saknas!
Avvikelser i modellparametrar			
Eget värde	-	Standardvärde	-
Inga avvikelser i modellparametrar			
Egendefinierade ämnen			
Följande ämnen är egendefinierade:			
- PSRV PAH-M			Kommentar saknas!
- PSRV PAH-H			Kommentar saknas!
Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".			

Figur B2. Uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för KM.

Avvikelser ämnesdata		Eget scenario: PSRV KM
Eget ämne:	PSRV PAH-M	
Fördefinierat ämne:	PAH-M	
Avvikelser	Eget ämne PSRV PAH-M	Fördefinierat ämne PAH-M
Kd-värde	5800	580 l/kg
Koc-värde	290000	29000 l/kg

Figur B3. Avvikelser i ämnesdata för PAH-M för det platsspecifika riktvärdet för KM.

Avvikelser ämnesdata

Eget scenario: **PSRV KM**

Eget ämne:

Fördefinierat ämne:

Avvikelser	Eget ämne PSRV PAH-H	Fördefinierat ämne PAH-H	
Kd-värde	100000	10000	l/kg
Koc-värde	5000000	500000	l/kg

Figur B4. Avvikelser i ämnesdata för PAH-H för det platsspecifika riktvärdet för KM.

Riktvärdesmodellen för MKM - PAH

De högre K_{OC}-värdena samt de platsspecifika riktvärdena för markmiljö resulterade i de hypotetiska platsspecifika riktvärdena för MKM som presenteras i *Tabell B3*. För skydd av markmiljö presenteras E_{MKM} samt PSE_{MKM}. PSE_{MKM} presenteras inom parentes i *Tabell B3*. För skydd av markmiljö beaktades enbart PSE_{MKM} vid val av PSRV_{MKM}. Styrande och valda riktvärden, PSRV_{MKM}, markeras med fetstil. Se *Figur B5* för fullständigt resultat i riktvärdesmodellen. I *Figur B6* visas uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för MKM. I *Figur B7* och *B8* visas avvikelser i ämnesdata för PAH-M respektive PAH-H.

Tabell B3. Riktvärden, PSRV_{MKM}, för samtliga skyddsobjekt. PSE_{MKM} presenteras inom parentes för skydd av markmiljö. Styrande och valda PSRV_{MKM}, markeras med fetstil.

Ämnesgrupp	Hälsoriskbaserat riktvärde [mg/kg]	Skydd av markmiljö [mg/kg]	Skydd mot fri fas [mg/kg]	Skydd av grundvatten [mg/kg]	Skydd av ytvatten [mg/kg]
PAH-M	160	40 (400)	250	450	960
PAH-H	18	10 (100)	50	51	430

De högre K_{OC}-värdena resulterade i att E_{MKM}-värdena blev styrande för båda PAH-grupperna. Eftersom endast PSE_{MKM} beaktades vid framtagande av ett hypotetiskt platsspecifikt riktvärde blev det hälsoriskbaserade riktvärdet styrande för PSRV_{KM} för både PAH-M och PAH-H. För PAH-M är det exponeringsvägen inandning av ånga som är styrande och för PAH-H styrs riktvärdet av exponeringsvägen hudkontakt med jord eller damm.

Riktvärden för MKM - metaller

I *Tabell B4* presenteras riktvärden för samtliga skyddsobjekt för MKM. För skydd av markmiljö presenteras E_{MKM}, samt de hypotetiska platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, PSE_{MKM} inom parentes. Enbart PSE_{MKM} beaktades vid val av PSRV_{MKM}. De lägsta och därmed styrande användes som platsspecifika riktvärden, PSRV_{MKM}, och markeras med fetstil.

Tabell B4. Riktvärden för samtliga skyddsobjekt. PSE_{MKM} presenteras inom parentes för skydd av markmiljö. Styrande och valda hypotetiska platsspecifika riktvärden, $PSRV_{MKM}$, markeras med fetstil.

Ämnesgrupp	Hälsoriskbaserat riktvärde [mg/kg]	Skydd av markmiljö [mg/kg]	Skydd av grundvatten [mg/kg]	Skydd av ytvatten [mg/kg]
Pb	180	400 (2200)	210	3600
Cu	96 000	200 (360)	1400	2400
Zn	160 000	500 (1000)	2800	9600

Riktvärden		Naturvårdsverket, version 2															
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljöspridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
PAH-M	2300	1700	1800	21	beaktas ej	beaktas ej	21	data saknas	data saknas	21	40	250	53	110	21	data saknas	20
PSRV PAH-M	2300	1700	1800	210	beaktas ej	beaktas ej	160	data saknas	data saknas	160	40	250	450	960	40	data saknas	40
PAH-H	46	34	180	4600	beaktas ej	beaktas ej	17	300	data saknas	17	10	50	17	150	10	data saknas	10
PSRV PAH-H	46	34	180	46000	beaktas ej	beaktas ej	18	300	data saknas	18	10	50	51	430	10	data saknas	10
Koppar	290000	ej begr.	150000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	96000	data saknas	data saknas	96000	200	beaktas ej	1400	2400	200	30	200
Bly	190	2300	29000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	170	1000	data saknas	170	400	beaktas ej	210	3600	170	20	180
Zink	170000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	160000	data saknas	data saknas	160000	500	beaktas ej	2800	9600	500	70	500
</																	

Figur B5. Resultat för riktvärden beräknade i riktvärdesmodellen för MKM. Platsspecifika riktvärden benämns som PSRV PAH-M och PSRV PAH-H.

Utagsrapport

Generellt scenario:MKM

Eget scenario:PSRV MKM

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning

Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
PAH-M	20	mg/kg	Inandning av ånga	
PSRV PAH-M	40	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-H	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PSRV PAH-H	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	180	mg/kg	Intag av jord	
Zink	500	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar

Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
PSRV MKM	MKM	

Inga avvikelser i inmatningsbladet, de två scenarierna är identiska.

Avvikelser i modellparametrar

Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- PSRV PAH-M

- PSRV PAH-H

Kommentar saknas!

Kommentar saknas!

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Figur B6. Uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för MKM.

Avvikelser ämnesdata			
		Eget scenario: PSRV MKM	
Eget ämne:	PSRV PAH-M		
Fördefinierat ämne:	PAH-M		
Avvikelser	Eget ämne PSRV PAH-M	Fördefinierat ämne PAH-M	
Kd-värde	5800	580	l/kg
Koc-värde	290000	29000	l/kg

Figur B7. Avvikelser i ämnesdata för PAH-M för det platsspecifika riktvärdet för MKM.

Avvikelser ämnesdata			
		Eget scenario: PSRV MKM	
Eget ämne:	PSRV PAH-H		
Fördefinierat ämne:	PAH-H		
Avvikelser	Eget ämne PSRV PAH-H	Fördefinierat ämne PAH-H	
Kd-värde	100000	10000	l/kg
Koc-värde	5000000	500000	l/kg

Figur B8. Avvikelser i ämnesdata för PAH-H för det platsspecifika riktvärdet för MKM.

Riktvärden för KM – behandling med biokol

I Tabell B5 presenteras riktvärden för behandling med biokol, BRV_{KM} . För skydd av markmiljö presenteras E_{KM} , samt de hypotetiska platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, PSE_{KM} inom parentes. Enbart PSE_{KM} beaktades vid val av BRV_{KM} . De lägsta och därmed styrande användes som riktvärden för behandling med biokol, BRV_{KM} , och markeras med fetstil. Se Figur B9 för fullständigt resultat i riktvärdesmodellen. I Figur B10 visas uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för KM. I Figur B11 och B12 visas avvikelser i ämnesdata för PAH-M respektive PAH-H.

Tabell B5. Riktvärden, BRV_{KM} , för samtliga skyddsobjekt. PSE_{KM} presenteras inom parentes för skydd av markmiljö. Styrande och valda riktvärden, BRV_{KM} , markeras med fetstil.

Ämnesgrupp	Hälsoriskbaserat riktvärde [mg/kg]	Skydd av markmiljö [mg/kg]	Skydd mot fri fas [mg/kg]	Skydd av grundvatten [mg/kg]	Skydd av ytvatten [mg/kg]
PAH-M	53	10 (100)	250	270	1900
PAH-H	3,5	2,5 (25)	50	17	460

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Kortids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
PAH-M	330	540	320	3,9	110	beaktas ej	3,6	data saknas	data saknas	3,6	10	250	16	110	3,6	data saknas	3,5		
BRV PAH-M	330	540	320	97	1800	beaktas ej	53	data saknas	data saknas	53	10	250	270	1900	10	data saknas	10		
PAH-H	6,6	11	32	820	28	beaktas ej	3,2	300	data saknas	3,2	2,5	50	5,3	150	2,5	data saknas	2,5		
BRV PAH-H	6,6	11	32	12000	88	beaktas ej	3,5	300	data saknas	3,5	2,5	50	17	460	2,5	data saknas	2,5		
Koppar	31000	ej begr.	27000	beaktas ej	32000	beaktas ej	9900	data saknas	data saknas	9900	80	beaktas ej	430	2400	80	30	80		
Koppar	31000	ej begr.	27000	beaktas ej	32000	beaktas ej	9900	data saknas	data saknas	9900	80	beaktas ej	430	2400	80	30	80		
Zink	19000	680000	ej begr.	beaktas ej	19000	beaktas ej	9400	data saknas	data saknas	9400	250	beaktas ej	870	9600	250	70	250		
Grämarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet. Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.																			
Eget scenario:	BRV KM																		
Generellt scenario:	KM																		
Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".																			

Figur B9. Resultat för riktvärden beräknade i riktvärdesmodellen för KM. Riktvärden för behandling med biokol benämns som BRV PAH-M och BRV PAH-H.

Uttagsrapport

Generellt scenario: KM

Eget scenario: BRV KM

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning

Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
PAH-M	3,5	mg/kg	Inandning av ånga	
BRV PAH-M	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-H	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
BRV PAH-H	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar

Eget scenario

Generellt scenario

Kommentarer till scenarioparametrar (frv)

Intag av växter

beaktas ej

beaktas

Kommentar saknas!

Avvikelser i modellparametrar

Eget värde

Standardvärde

Kommentarer till modellparametrar (frv)

Inga avvikelser i modellparametrar

-

-

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- BRV PAH-M

- BRV PAH-H

Kommentar saknas!

Kommentar saknas!

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Figur B10. Uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för KM för riktvärden för behandling med biokol.

Avvikelser ämnesdata			
		Eget scenario: BRV KM	
Eget ämne:	BRV PAH-M		
Fördefinierat ämne:	PAH-M		
Avvikelser	Eget ämne BRV PAH-M	Fördefinierat ämne PAH-M	
Kd-värde	14500	580	l/kg
Koc-värde	725000	29000	l/kg

Figur B11. Avvikelser i ämnesdata för PAH-M för riktvärdet för behandling med biokol för KM.

Avvikelser ämnesdata			
		Eget scenario: BRV KM	
Eget ämne:	BRV PAH-H		
Fördefinierat ämne:	PAH-H		
Avvikelser	Eget ämne BRV PAH-H	Fördefinierat ämne PAH-H	
Kd-värde	140000	10000	l/kg
Koc-värde	7000000	500000	l/kg

Figur B12. Avvikelser i ämnesdata för PAH-M för riktvärdet för behandling med biokol för KM.

Riktvärden för MKM – behandling med biokol

I *Tabell B6* presenteras riktvärden för behandling med biokol, BRV_{MKM} . För skydd av markmiljö presenteras E_{MKM} , samt PSE_{MKM} inom parentes. Enbart PSE_{KM} beaktades vid val av BRV_{KM} . De lägsta och därmed styrande riktvärden användes som riktvärden för behandling med biokol, BRV_{MKM} , och markeras med fetstil. Se *Figur B13* för fullständigt resultat i riktvärdesmodellen. I *Figur B14* visas uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för MKM. I *Figur B15* och *B16* visas avvikelser i ämnesdata för PAH-M respektive PAH-H.

Tabell B6. Riktvärden, BRV_{MKM} , för samtliga skyddsobjekt. PSE_{MKM} presenteras inom parentes för skydd av markmiljö. Styrande och valda riktvärden, BRV_{MKM} , markeras med fetstil.

Ämnesgrupp	Hälsoriskbaserat riktvärde [mg/kg]	Skydd av markmiljö [mg/kg]	Skydd mot fri fas [mg/kg]	Skydd av grundvatten [mg/kg]	Skydd av ytvatten [mg/kg]
PAH-M	290	40 (400)	250	890	1900
PAH-H	18	10 (100)	50	54	460

Riktvärden													Naturvårdsverket, version 2.2					
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)	
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Kortids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten				
PAH-M	2300	1700	1800	21	beaktas ej	beaktas ej	21	data saknas	data saknas	21	40	250	53	110	21	data saknas	20	
BRV PAH-M	2300	1700	1800	540	beaktas ej	beaktas ej	290	data saknas	data saknas	290	40	250	890	1900	40	data saknas	40	
PAH-H	46	34	180	4600	beaktas ej	beaktas ej	17	300	data saknas	17	10	50	17	150	10	data saknas	10	
BRV PAH-H	46	34	180	64000	beaktas ej	beaktas ej	18	300	data saknas	18	10	50	54	460	10	data saknas	10	
Koppar	290000	ej begr.	150000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	96000	data saknas	data saknas	96000	200	beaktas ej	1400	2400	200	30	200	
Koppar	290000	ej begr.	150000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	96000	data saknas	data saknas	96000	200	beaktas ej	1400	2400	200	30	200	
Zink	170000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	160000	data saknas	data saknas	160000	500	beaktas ej	2800	9600	500	70	500	
Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet. Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.																		
Eget scenario:	BRV MKM																	
Generellt scenario:	MKM																	
Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".																		

Figur B13. Resultat för riktvärden beräknade i riktvärdesmodellen för MKM. Riktvärden för behandling med biokol benämns som BRV PAH-M och BRV PAH-H.

Uttagsrapport

Generellt scenario: MKM

Eget scenario: BRV MKM

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning

Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
PAH-M	20	mg/kg	Inandning av ånga	
BRV PAH-M	40	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-H	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
BRV PAH-H	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink	500	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar

	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	BRV MKM	MKM	
Inga avvikelser i inmatningsbladet, de två scenarierna är identiska.	-	-	

Avvikelser i modellparametrar

	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- BRV PAH-M

- BRV PAH-H

Kommentar saknas!

Kommentar saknas!

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Figur B14. Uttagsrapport för beräkningar utförda med riktvärdesmodellen för MKM för riktvärden för behandling med biokol.

Avvikelser ämnesdata			
Eget scenario: BRV MKM			
Eget ämne:	BRV PAH-M		
Fördefinierat ämne:	PAH-M		
Avvikelser	Eget ämne BRV PAH-M	Fördefinierat ämne PAH-M	
Kd-värde	14500	580	l/kg
Koc-värde	725000	29000	l/kg

Figur B15. Avvikelser i ämnesdata för PAH-M för riktvärdet för behandling med biokol för MKM.

Avvikelser ämnesdata			
Eget scenario: BRV MKM			
Eget ämne:	BRV PAH-H		
Fördefinierat ämne:	PAH-H		
Avvikelser	Eget ämne BRV PAH-H	Fördefinierat ämne PAH-H	
Kd-värde	140000	10000	l/kg
Koc-värde	7000000	500000	l/kg

Figur B16. Avvikelser i ämnesdata för PAH-H för riktvärdet för behandling med biokol för MKM.

C KOSTNADSKALKYL BOKOL

Scenario KM:3

Mängd jord som ska behandlas med biokol: $2011 \text{ m}^3 \cdot 1,6 \frac{\text{ton}}{\text{m}^3} = 3218 \text{ ton}$

Biokolskostnad per ton jord som ska behandlas: $\frac{150+180}{2} = 165 \text{ kr/ton}$

Kostnad för biokol: $3218 \text{ ton} \cdot 165 \frac{\text{kr}}{\text{ton}} = 530\,970 \text{ kr}$

Kostnad för transport av biokol: 50 kr/ton

Mängd biokol: $99,5 \text{ ton}$

Kostnad för transport av biokol: $50 \frac{\text{kr}}{\text{ton}} \cdot 99,5 = 4975 \text{ kr}$

Inblandning med biokol:

Krävd energi: $9,602 \text{ MJ/ton}$

Mängd jord: $3218 \text{ ton} + 99,5 \text{ ton} = 3317,5 \text{ ton}$

Energiinnehåll diesel MK1: $35,3 \text{ MJ/l}$

Bränsleförbrukning arbetsmaskin: $9,68 \text{ l/h}$

Antal h arbete: $\frac{9,602 \frac{\text{MJ}}{\text{ton}} \cdot 3317,5 \text{ ton}}{35,3 \frac{\text{MJ}}{\text{l}} \cdot 9,68 \frac{\text{l}}{\text{h}}} = 93,2 \text{ h}$

Kostnad per timme för maskinförare + arbetsmaskin: $520 \text{ kr} + 750 \text{ kr} = 1270 \text{ kr}$

Kostnad för inblandning av biokol: $93,2 \cdot 1270 \text{ kr} = 118\,393 \text{ kr}$

Total kostnad för biokolsbehandlingen: $530\,970\text{ kr} + 4975\text{ kr} + 118393\text{ kr} = \mathbf{654\,338\text{ kr}}$

Scenario MKM:3

Mängd jord som ska behandlas med biokol: $228\text{ m}^3 \cdot 1,6 \frac{\text{ton}}{\text{m}^3} = 365\text{ ton}$

Biokolskostnad per ton jord som ska behandlas: $\frac{150+180}{2} = 165\text{ kr/ton}$

Kostnad för biokol: $365\text{ ton} \cdot 165 \frac{\text{kr}}{\text{ton}} = 60\,225\text{ kr}$

Kostnad för transport av biokol: 50 kr/ton

Mängd biokol: $11,3\text{ ton}$

Kostnad för transport av biokol: $50 \frac{\text{kr}}{\text{ton}} \cdot 11,3 = 565\text{ kr}$

Inblandning med biokol:

Krävd energi: $9,602\text{ MJ/ton}$

Mängd jord: $365\text{ ton} + 11,3\text{ ton} = 376,3\text{ ton}$

Energiinnehåll diesel MK1: $35,3\text{ MJ/l}$

Bränsleförbrukning arbetsmaskin: $9,68\text{ l/h}$

Antal h arbete: $\frac{9,602 \frac{\text{MJ}}{\text{ton}} \cdot 376,3\text{ ton}}{35,3 \frac{\text{MJ}}{\text{l}} \cdot 9,68 \frac{\text{l}}{\text{h}}} = 10,6\text{ h}$

Kostnad per timme för maskinförare + arbetsmaskin: $520\text{ kr} + 750\text{ kr} = 1270\text{ kr}$

Kostnad för inblandning av biokol: $10,6 \cdot 1270\text{ kr} = 13\,429\text{ kr}$

Total kostnad för biokolsbehandlingen: $60\,225\text{ kr} + 565\text{ kr} + 13\,429\text{ kr} = \mathbf{74\,219\text{ kr}}$