



Konsekvensanalys av storstadsspecifika riktvärden

– Hur åtgärdsbehovet av förorenad mark påverkas av storstadsspecifika riktvärden

Johanna Åberg

Magisteruppsats (30 poäng)
Miljövetenskapliga institutionen 2009
Lunds Universitet

Handledare:
Olof Berglund
Institutionen för Ekotoxikologi
Lunds Universitet

Handledare:
Johanna Leback
Sweco Environment

Förord

Följande rapport är en magisterexamensuppsatts i Miljövetenskap, vid Lunds Universitet, Miljövetenskapliga institutionen. Examensarbetet har utförts i samarbete med Sweco Environment på uppdrag av Stockholms exploateringskontor, Malmö fastighetskontor och Göteborgs fastighetskontor.

Jag vill tacka mina handledare, Johanna Leback (Sweco Environment) och Olof Berglund (Lunds Universitet) för bra handledning. Därutöver vill jag även tacka Jessica Paulin (JM), Theresia Skönström (Stockholms exploateringskontor), Christian Rödher (Malmö fastighetskontor) och Krister Honkonen (Göteborgs fastighetskontor) för hjälp med insamling av material.

Sammanfattning

I och med att städer expanderar, exploateras nya områden för att möta efterfrågan på mark till bland annat bostäder och verksamheter. Många gånger innebär det att förorenade områden med attraktiva lägen efterbehandlas för att möjliggöra en förändrad markanvändning. Sanering innebär dock både en stor kostnad och en negativ miljöpåverkan i form av bland annat emissioner från transporter och schaktarbete, vilket innebär att det är viktigt att inte sanera mer än nödvändigt. Vanligen används Naturvårdsverkets generella riktvärden för att bedöma om det finns ett efterbehandlingsbehov och om så är fallet, hur omfattande sanering som är nödvändig. Förutsättningarna i storstadsregioner skiljer sig dock från övriga landet och de generella riktvärdena är sällan tillämpbara. Storstadsspecifika riktvärden, som tar hänsyn till storstädernas karaktär, har tagits fram för att kunna användas vid bedömningar av åtgärdsbehov i Stockholm, Göteborg och Malmö. I detta examensarbete har en jämförelse gjorts mellan Naturvårdsverkets generella riktvärden och de nyligen framtagna storstadsspecifika riktvärdena i syfte att undersöka skillnader i åtgärdsbehov samt saneringsomfattning i form av volym schaktade massor.

Huruvida det finns en skillnad i antalet områden med åtgärdsbehov beroende på om generella eller storstadsspecifika riktvärden används som åtgärds mål undersöktes genom att jämföra en halt som ska vara representativ för områdets föroreningsnivå med respektive riktvärde. I de fall som den representativa halten överskrider riktvärden, finns det ett åtgärdsbehov. Resultaten visade dock att det inte finns någon tydlig skillnad i antalet områden med åtgärdsbehov mellan generella och storstadsspecifika riktvärden. Resultaten tyder på att åtgärdsbehovet är i större grad beroende av hur den representativa halten tas fram, än vilket riktvärde som används till att bedöma åtgärdsbehovet. En viktig aspekt att ta hänsyn till vid hantering av förorenade områden är alltså hur man på bästa sätt kan redovisa föroreningsnivån på området inför en bedömning av åtgärdsbehovet.

Med hjälp av samlingsprover som representerar en given volym, undersöktes skillnaden i saneringsomfattningen mellan generella eller storstadsspecifika riktvärden. Då ett samlingsprov innehåller halter av ett eller flera ämnen som överskrider riktvärdet, anses enhetsvolymen vara förorenad och ska avlägsnas. Genom att kvantifiera volymskillnader i mängden schaktmassor, kunde även kostnader och emissioner kvantifieras. Resultaten visar att beroende på vilken markanvändning som avses, kan mängden schaktmassor minska med 45 - 70 %. Då de kostnader och emissioner som beräknats är beroende av volymen schaktmassor, är minskningen av dessa motsvarande. Det är dock svårt att säga hur stora skillnader det blir i praktiken, trots att konsekvensanalysen visar att det kan bli stora volymskillnader om de storstadsspecifika riktvärdena används. Exploateringsprojekt i storstäder medför ofta att det finns ett överskott på massor, vilket betyder att stora volymer kommer att fraktas bort oavsett föroreningsnivå. Hur stor skillnad som de storstadsspecifika riktvärdena kan innebära påverkas av förekomsten av överskottsmassor och hur dessa massor hanteras.

Innehållsförteckning

1 Inledning.....	4
1.1 Syfte.....	4
1.2 Bakgrund.....	5
1.3 Arbetsmetodik för efterbehandling av förorenad mark	6
1.4 Generella riktvärden	7
1.5 Storstadsspecifika riktvärden	9
2 Databearbetning och konsekvensanalys.....	11
2.1 Förutsättningar	11
2.2 Databearbetning.....	13
2.3 Steg ett – Åtgärdsbehov hos ett undersökt område	14
2.4 Steg två – Kvantifiering av kostnad och emissioner	15
2.4.1. Volymberäkning	16
2.4.2 Kostnadsberäkning	17
2.4.3 Emissioner	18
3 Resultat	19
3.1 Steg ett – Åtgärdsbehov.....	19
3.2 Steg två – Kvantifiering av volym, kostnader och emissioner	22
3.2.1. Volym.....	22
3.2.2 Kostnader.....	23
3.2.3 Emissioner	24
4 Diskussion.....	25
4.1 Övergripande diskussion.....	25
4.2 Svårigheter och begränsningar	29
4.3 Användbarhet.....	30
5 Slutsatser	31
6 Referenser.....	32

Bilagor

1. Lokalbeskrivningar
2. PAH indelning
3. Beräkning av emissioner
4. Resultat åtgärdsbehov
5. Resultat volym
6. Resultat kostnader
7. Resultat emissioner

1 Inledning

I och med att städer expanderar, exploateras nya områden för att möta en ökad efterfrågan på mark till bland annat bostäder och verksamheter. Många gånger innebär det att förorenade områden med attraktiva lägen saneras för att möjliggöra en förändrad markanvändning. Inför en exploatering av ett område utreds vanligen områdets eventuella föroreningssituation. Om området misstänks vara förorenat, görs utifrån markundersökningar en bedömning om huruvida det finns ett åtgärdsbehov och om så är fallet, hur omfattande åtgärder som krävs. Vid sanering av området är det angeläget att åtgärderna är omfattande nog att avhjälpa de eventuella risker som föroreningarna utgör för människors hälsa och miljön.

I många markundersökningar och saneringsprojekt används riktvärden för att bedöma åtgärdsbehovet och för att styra saneringsomfattningen. Sanering av förorenad mark är dock vanligen en mycket kostsam verksamhet som även innebär en negativ miljöpåverkan i sig genom bland annat buller och emissioner från maskiner och transporter. Därmed finns det även ett intresse av att inte sanera mer än nödvändigt. I detta examensarbete har en jämförelse gjorts mellan Naturvårdsverkets generella riktvärden och nyligen framtagna storstadsspecifika riktvärden i syfte att undersöka skillnader i åtgärdsbehov samt saneringsomfattning.

1.1 Syfte

Syftet med examensarbetet är att utföra en konsekvensanalys med avseende på de storstadsspecifika riktvärdena i förhållande till Naturvårdsverkets generella riktvärden. Konsekvensanalysen syftar till att undersöka om de storstadsspecifika riktvärdena leder till skillnader i åtgärdsomfattning samt kvantifiera skillnaden i form av volym schaktade massor, kostnader och emissioner.

Konsekvensanalysen ska besvara följande frågeställningar

- I. **Skiljer sig behovet av efterbehandling åt om storstadsspecifika riktvärden tillämpas i stället för generella riktvärden vid en inledande bedömning av ett förorenat område?** En halt som representerar varje ämnes utbredning på respektive område har jämförts med generella riktvärden och storstadsspecifika riktvärden för att undersöka om åtgärdsbehovet skiljer sig åt. I de fall då den representativa halten överskrider ett riktvärde, har området bedömts ha ett åtgärdsbehov.
- II. **Vilka/vilket ämne styr främst åtgärdsbehovets och åtgärdsomfattning en då generella respektive storstadsspecifika riktvärden används?** Genom att utreda vilka ämnen som överskrider generella riktvärden och storstadsspecifika riktvärden för varje område, har varje ämnes bidrag till åtgärdsbehovet undersökts. De ämnen som finns i halter som överskrider riktvärden har bedömts vara styrande för åtgärdsbehovet.

- III. **Om saneringsbehovet kvarstår, hur stor blir skillnaden i volymen schaktmassor mellan generella och storstadsspecifika riktvärden?** Mängden massor som bedöms vara förorenade har undersökts genom att analysdata kopplat till enhetsvolymen har jämförts med generella respektive storstadsspecifika riktvärden.
- IV. **Hur påverkas kostnaden av en minskad mängd schaktmassor?** Utifrån mängden schaktmassor har kostnader för schaktning, hantering och transporter till deponi samt deponering av massorna uppskattats.
- V. **Hur påverkas mängden emissioner från transporter och arbetsmaskiner av en minskad mängd schaktmassor?** Utifrån mängden schaktmassor har emissioner av ett antal miljö och hälsoskadliga gaser från arbetsmaskiner och transporter uppskattats.

1.2 Bakgrund

I samband med industrialiseringen av Sverige började kemikalier hanteras i allt större utsträckning. I många fall bedrevs verksamheterna på ett sätt som resulterade i att tungmetaller och organiska föroreningar spreds i mark och vattendrag. Ett flertal områden har blivit förorenade till den grad att de utgör en risk för människors hälsa och miljön. I Sverige har hittills mer än 80 000 områden identifierats som potentiellt förorenade, varav 1 500 bedöms kunna utgöra *mycket stora* risker för människors hälsa och miljö och 15 000 områden bedöms kunna utgöra *stora* risker.¹ Enligt Naturvårdsverkets definition är ett förorenat område *"ett område, en deponi, mark, grundvatten eller sediment som är så förorenat att halterna påtagligt överskrider lokal/regional bakgrundshalt. Det är ett område som förorenats av en eller flera lokala punktkällor"*.

En stor del av de förorenade områdena finns i anslutning till städer och utgörs av tidigare industritomter, hamnområden och dylikt. Sådana områden med attraktiva lägen är intressanta för exploatering för att tillgodose en växande efterfrågan på bostäder i storstadsregioner.² Innan de förorenade områdena kan omvandlas till bostadsområden, rekreationsområden eller annan markanvändning med hög exponeringsgrad måste föroreningsskadan avhjälpas.

Naturvårdsverkets definition på förorenad mark är dock svår att applicera i storstadsregioner. Stora delar av Stockholm, Göteborg och Malmö består av fyllnadsmassor som vanligen är diffust förorenade, det vill säga de är inte förorenat av en punktkälla. Dessutom medför de höga bakgrundshalterna i städer att föroreningarna i fyllnadsmassorna många gånger inte överskrider de regionala bakgrundshalterna.³

¹ Naturvårdsverket (1999)

² Elektronisk referens, Naturvårdsverket 1

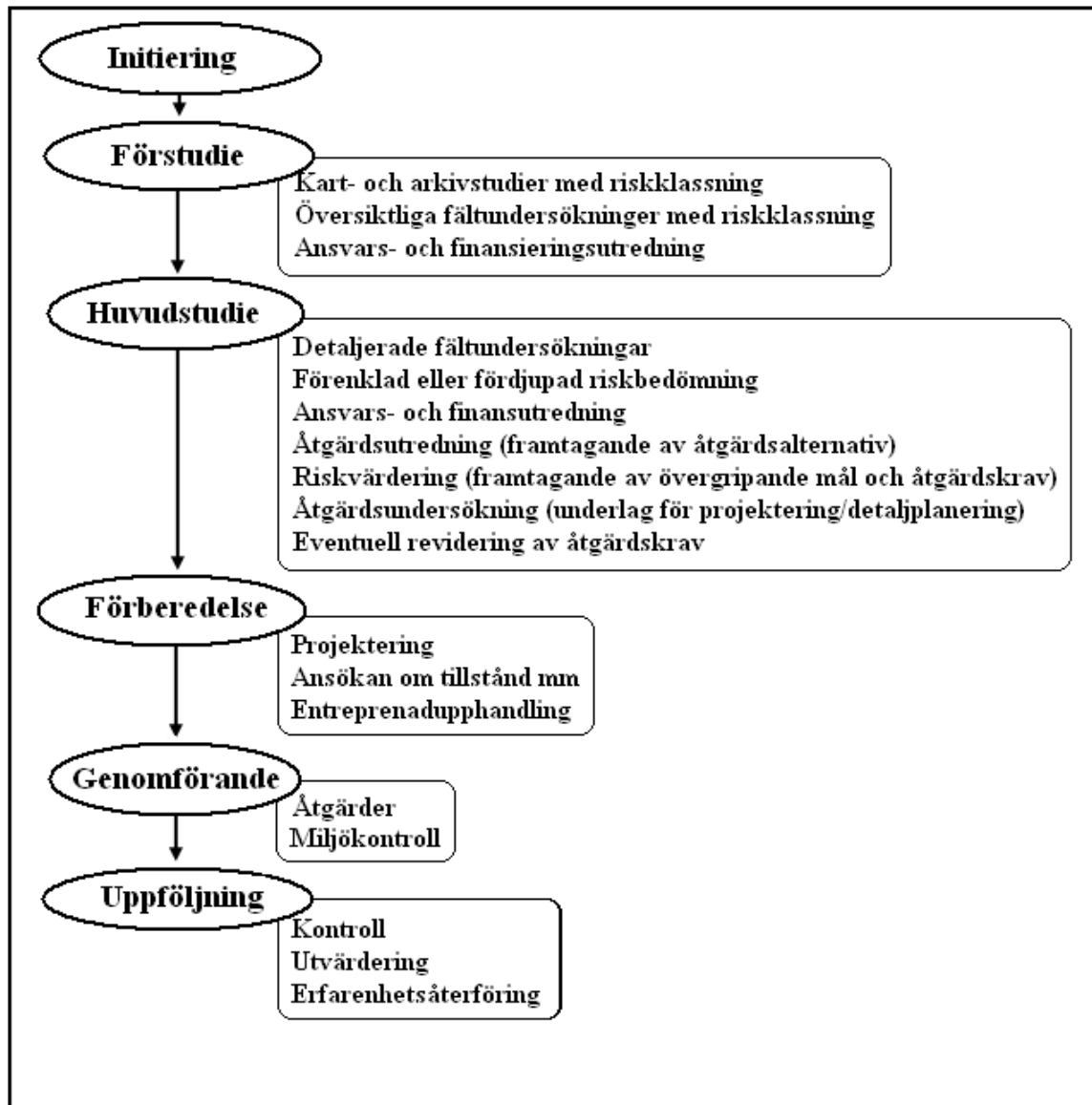
³ Leback, J. et al. (2009)

1.3 Arbetsmetodik för efterbehandling av förorenad mark

Arbetet med att åtgärda ett förorenat område kan delas in i flera steg, där olika aktiviteter ingår. Figur 1 visar ett exempel på hur efterbehandlingsprocessen kan delas upp i olika skeden och vilka aktiviteter som faller under vilket steg.

Nedanstående figur baseras på Naturvårdsverkets nomenklatur.

Exploateringsprojekt följer i stort sett samma arbetsgång även om benämningarna av de olika stegen kan skilja sig åt.



Figur 1. Arbetsgången för efterbehandling av ett förorenat område. Källa: Naturvårdsverket (1997).

Huruvida ett område är i behov av att efterbehandlas eller ej utreds genom fördjupade undersökningar och utredningar där risker för miljö och hälsa undersöks. I en riskbedömning kan haltkriterier, exempelvis riktvärden, användas för att bedöma om riskerna med ett förorenat område är oacceptabla.

I bedömningen jämförs haltkriterierna med en representativ halt som är ett statistiskt mått som grundas på uppmätta halter i jorden. Som representativ halt kan exempelvis områdets maximala halt, medelhalt eller totala halt användas.⁴ Man kan även använda den övre konfidensgränsen för medelvärdet (UCLM₉₅), som tar hänsyn till ett begränsat antal observationer. Den övre konfidensgränsen för medelvärdet kan sägas representera ett värde som det verkliga medelvärdet med 95 % sannolikhet underskrider.⁵ En representativ halt ska beskriva risksituationen utan att risken underskattas.

Om ett område bedöms ha ett åtgärdsbehov, görs vanligtvis ytterligare undersökningar innan eller under saneringen för att bedöma hur stora volymer som behöver schaktas. En metod är att dela upp det förorenade området i ett rutnät och parallellt med saneringsarbetet analysera prover från ett par olika djup i respektive provruta. De provrutor som underskrider de uppsatta haltkriterierna eller åtgärdsmålen, kan antingen lämnas orörda eller återanvändas på annan plats. Saneringen avslutas vanligen med att man undersöker resthalterna i schaktbotten och schaktväggar för att kunna bedöma om åtgärdsmålen uppnåtts.

1.4 Generella riktvärden

Naturvårdsverket tog 1996 fram generella riktvärden, som rekommendationer och verktyg vid riskbedömningar av förorenad mark. Hösten 2008 publicerades nya generella riktvärden där vissa ändringar har gjorts i indata och modeller. Därutöver har ett par ämnen tillkommit och en ny gruppindelning för bland annat polyaromatiska kolväten (PAH) har tagits fram. Dessutom har ett antal parametrar uppdaterats, exempelvis toxikologisk data och exponeringsvägar.

Det finns riktvärden för två markanvändningsscenarier, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Riktvärden satta för KM innebär att föroreningshalten tillåter att människor av alla åldersgrupper ska kunna vistas på området under hela sitt liv, exempelvis som boende, utan att negativa effekter på hälsan ska uppstå. Känslig markanvändning syftar även till att grundvatten, ytvatten och markekosystem ska skyddas.

Riktvärden för MKM tillåter en föroreningshalt som ej medför negativ effekt på hälsan för människor som vistas dagligen på området, exempelvis i arbete. Äldre och barn ska kunna besöka området utan risk för försämrad hälsa. I de nya generella riktvärdena har markanvändningsscenariot mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag tagits bort. Skydd av grundvatten som resurs inkluderas nu i mindre känslig markanvändning, vilket medger att grundvatten och ytvatten som ligger inom 200 meter från det förorenade området ska skyddas.

⁴ Naturvårdsverket (2009a)

⁵ Naturvårdsverket (1997)

Naturvårdsverkets generella riktvärden, som omfattar 52 ämnen, har tagits fram utifrån en riktvärdesmodell som ska vara representativ för ett stort antal av Sveriges förorenade områden. Riktvärdena är baserade främst på det lägsta av humantoxikologiska och ekotoxikologiska värden för vardera ämnet. Hänsyn har även tagits till bland annat akuttoxicitet, bakgrundshalter i naturlig miljö samt lukt- och smakgränser för dricksvatten.⁶

Naturvårdsverket anger ett antal aspekter som man bör ta hänsyn till då de generella riktvärdena används.⁷ Bland annat bör följande punkter beaktas:

- Riktvärdena anger en föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlings-sammanhang. Detta innebär inte nödvändigtvis att ett överskridande av riktvärden medför negativa effekter.
- De är beräknade för att kunna gälla nationellt och för ett stort antal situationer.
- De anger inte en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena. De har inte tagits fram i syfte att användas som kriterier för återanvändning av avfall.
- De bör inte automatiskt användas som mätbara åtgärds-mål. När man formulerar mätbara åtgärds-mål för ett efterbehandlingsprojekt, bör man också ta hänsyn till teknik, ekonomi och allmänna och enskilda intressen.
- När man använder Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark i ett förorenat område, bör förutsättningarna för spridning och exponering inte avvika väsentligt från det som antagits i riktvärdesmodellen.

För att de generella riktvärdena ska vara användbara, bör förhållandena för spridning, exponering och skyddsvärde för miljön i området inte avvika nämnvärt från förutsättningarna i modellen. För de fall då de generella riktvärdena ej är tillämpliga kan platsspecifika riktvärden tas fram där hänsyn tas till de rådande förhållandena.⁸

⁶ Naturvårdsverket (2009b)

⁷ Naturvårdsverket (2009b)

⁸ Naturvårdsverket (2009b)

1.5 Storstadsspecifika riktvärden

Sveriges tre största städer karaktäriseras av en stor andel hårdgjorda eller bebyggda ytor och en liten andel grönområden, vilket påverkar både spridning och exponering av föroreningar. Jorden är vanligen svåråtkomlig under betong, asfalt eller gruslager och de hårdgjorda ytorna samt städernas dagvattensystem medför att en liten mängd nederbörd infiltreras i marker. På grund av bland annat intensiv trafik är bakgrundshalterna av flertalet metaller och organiska föroreningar högre i storstäder och överskrider i många fall de generella riktvärdena.⁹ Då spridnings- och exponeringsförutsättningar i storstäder avviker från förutsättningarna i den modell som de generella riktvärdena bygger på, är generella riktvärden vanligen inte tillämpliga och Naturvårdsverket rekommenderar att platsspecifika riktvärden tas fram. Då platsspecifika riktvärden endast är användbara för det studerade området, måste nya riktvärden tas fram för varje enskilt exploateringsprojekt, vilket är både kostsamt och tidskrävande.

Storstadsspecifika riktvärden har tagits fram av Sweco Environment på uppdrag av Stockholms exploateringskontor, Göteborgs och Malmös fastighetskontor samt Stockholms Byggmästarförening och Sveriges Byggindustrier. Syftet är att riktvärdena ska kunna användas vid vanligt förekommande markanvändningar i storstäder, i stället för att platsspecifika riktvärden ska tas fram för varje nytt exploateringsprojekt.

Beräkningar av storstadsspecifika riktvärden är baserade på de modeller som Naturvårdsverket använt för att ta fram generella riktvärden.¹⁰ De storstadsspecifika riktvärden avser en halt som inte medför oacceptabla effekter för människors hälsa och miljön. De storstadsspecifika riktvärdena omfattar 13 ämnen vilka är vanligt förekommande i mark i storstadsmiljöer.¹¹ Utifrån exponeringen för och spridningen av föroreningar i mark är mindre än vad som antagits i de generella riktvärdena är de storstadsspecifika riktvärdena i många fall högre än de generella riktvärdena. Med hänsyn till exponerings- och spridningsförhållanden i stadsmiljöer, har riktvärden för dessa ämnen höjts i relation till generella riktvärden.

⁹ Naturvårdsverket (2006a)

¹⁰ Leback, J. et al. (2009)

¹¹ ibid.

Storstadsspecifika riktvärden bygger på fyra markanvändningar; bostadsområden, verksamhetsområden, hårdjorda ytor utan bebyggelser samt parker och grönytor.¹² Generellt för markanvändningarna är att grundläggningen består av betong och utgörs av antingen en platta på mark, en källare eller garage och att dricksvattenförsörjning sker kommunalt. Utifrån de fyra markanvändningarna har sju markanvändningsscenarier tagits fram. Jungfrulig jord antas vara tätare än fyllnadsmassor, vilket påverkar spridningsförutsättningarna i marken. Därmed har varje scenario ett riktvärde för naturlig jord och ett för fyllnadsmassor.

- 1. Bostadshus med stor tomt** – Markanvändningen omfattar bostadsbebyggelse med tomtstorlek som möjliggör omvandling av cirka 10-50 m² av tomten till odlingsyta. Av det totala årliga frukt- och grönsaksintaget kan 10 % utgöras av växter från området.
- 2. Bostadshus med liten tomt** – markanvändningen omfattar bostadsbebyggelse i form av radhus eller kedjehus där den icke bebyggda tomtytan är <25 m². I markanvändningen antas 2 % av det totala årliga frukt- och grönsaksintaget kan utgöras av växter från området och detta bedöms främst ske från enstaka fruktträd eller bärbuskar. Markanvändningen omfattar även förskola och skola för mindre barn (6-10 år) samt lekplatser inom bostadsområdet.
- 3. Bostadshus utan odlingsmöjligheter** – Markanvändningen omfattar radhus, kedjehus eller lägenheter med terrass. Utformningen av markytorna medför att odling inte är möjlig någonstans inom området. Mer än hälften (>50 %) av marken är hårdjord.
- 4. Flerbostadshus** – Markanvändningen omfattar flerbostadshus utan terrassförsedda lägenheter i markplan. Byggnaderna är grundlagda med källare. Källarplanet utgörs antingen av ett parkeringsgarage eller används för ändamål som innebär att man endast vistas tillfälligt i källarplanet. Med tillfällig vistelse avses vistelse som maximalt uppgår till enstaka timmar per vecka. Huvuddelen (>75 %) av marken inom området är hårdjord. Utformningen medför att odling inte är möjlig någonstans inom området. Markanvändningen kan även omfatta skola för äldre barn (>10 år) förutsatt att huvuddelen (>75 %) av marken inom området är hårdjord.
- 5. Verksamhetsområde** – Markanvändning med bebyggelse som rymmer exempelvis kontor, industrilokaler, lager eller affärer. Huvuddelen (>75%) av marken är hårdjord. Vistelse inom området sker återkommande under delar av dagen och året i samband med arbete. Vuxna har en högre vistelsegrad inomområdet än barn.

¹² Leback, J. et al. (2009)

6. **Torg, parkeringsplatser och gator** – markanvändningen omfattar icke bebyggda områden som utgör en del av den gemensamma infrastrukturen. Samtliga ytor är hårdgjorda.
7. **Parker och grönytor** – Markanvändningen omfattar parker och grönytor inne i staden. Människor vistas inom dessa områden för lek och rekreation. Området kan bland annat innefatta anlagda lekytor. Av det totala årliga frukt- och grönsaksintaget kan 0,5 % komma att utgöras av växter från området i samband med enstaka intag av frukt, bär eller svamp.
8. **Djupt liggande jord** – Djupt liggande mark som endast är tillgänglig i samband med schakt. Exponering för denna mark bedöms vara begränsad till kortare perioder och skyddsbehovet med avseende på markmiljön bedöms vara lågt. Platsspecifika förhållanden som bland annat grundvattennivåer, jordlagerföljd och ledningar medför att riktvärden för djupt liggande jord inte är bundet till ett specifikt djup. Djupindelning bör därför ingå i en platsspecifik riskvärdering.

Den vanligaste markanvändningen vid exploatering i stadsmiljö är scenario 3 och 4, vilka tillsammans med scenario 7 i exponeringstid (dagar/år) motsvarar känslig markanvändning. Scenario 5 och 6 motsvarar i exponeringstid (dagar/år) mindre känslig markanvändning. Scenario 1 och 2 är ovanliga i stadsmiljö, men är inkluderade eftersom de kan förekomma i utkanterna av storstäder.

2 Databearbetning och konsekvensanalys

Konsekvensanalysen har delats upp i två steg. I steg ett har skillnader i åtgärdsbehovet undersökts beroende på om jämförelser med den representativa halten har gjorts mot generella riktvärden eller storstadsspecifika riktvärden. Åtgärdsbehovet har undersökts utifrån tre olika representativa halter; den övre konfidensgränsen för medelvärdet (UCLM₉₅), maxhalten och medelhalten.

I steg två har skillnaden i volymen massor och därmed kostnader och utsläpp vid en sanering kvantifierats, beroende på om åtgärdsålet är baserat på generella riktvärden eller storstadsspecifika. I analysen har data hämtats från fyra förorenade områden i Stockholm och ett i Malmö. Utifrån skillnaden i mängden schaktmassor har de ekonomiska och miljörelaterade konsekvenserna uppskattats.

2.1 Förutsättningar

I konsekvensanalysens två steg har sjutton respektive fem förorenade områden behandlats. Områdena är belägna i Stockholm, Göteborg och Malmö. För majoriteten av områdena kommer analysdata från provtagning inför ett beslut om sanering. Analysdata från övriga projekt kommer från slutrapporter, där provtagning skett under pågående sanering. Projekten har valts ut i samråd med Stockholms exploateringskontor, Malmös och Göteborgs fastighetskontor samt JM bostäder utifrån att projekten ska vara representativa för exploateringsprojekt i

storstadsområden. För att få ett resultat som kan vara representativt för många områden, har projekt med varierande föroreningshistorik valts. Gemensamt för projekten är att fyllnadsmassor överlagrar hela eller delar av området. För information om saneringsprojekten, se bilaga 1.

Jämförelser mellan generella riktvärden och storstadsspecifika har begränsats till markanvändningsscenario 3 till 7. Detta eftersom scenario 1 och 2 är mindre vanliga i storstadsmiljöer och djupangivelser för scenario 8 är platsspecifika. I de två stegen har åtgärdsbehovet jämförts utifrån generella riktvärden för KM med storstadsspecifika riktvärden för scenario 3, 4 och 7. Efterbehandlingsbehovet utifrån generella riktvärden för MKM har jämförts med storstadsspecifika riktvärden för scenario 5 och 6.

De ämnesgrupper som omfattas av rapporten är tungmetaller och organiska föroreningar som det finns storstadsspecifika riktvärden framtagna för. De tungmetaller som har inkluderats är följande: arsenik, bly, kadmium, krom, kobolt, koppar, kvicksilver och zink. Av de organiska föreningarna innefattas polyaromatiska kolväten (PAH) samt alifatiska kolväten (Alifat >C16-C35). Resterande grupper av alifatiska kolväten samt aromatiska kolväten har inte inkluderats eftersom gruppindelningarna har skilt sig åt mellan de olika projekten och tillgången på data har varit bristfällig. Antalet analyserade ämnen har varierat mellan saneringsprojekten på grund av projektens olika förorenings- och undersökningshistorik.

Denna rapport har behandlat saneringsobjekt som är utförda före och efter de nya generella riktvärdena infördes och i vissa projekt har man använt sig av platsspecifika riktvärden. Det betyder att olika riktvärden har legat till grund för åtgärdsmålen. För att projekten ska bli jämförbara, har de nya generella riktvärdena använts vid jämförelsen för samtliga saneringsobjekt, oavsett om andra riktvärden har använts i det verkliga saneringsprojektet. Det har även antagits att samma riktvärden gäller oavsett vid vilket djup som föroreningen ligger. De antagandena som gjorts i analysen medför att de indata som har använts i analyserna skiljer från de data som har använts för de verkliga områdena. Resultatet för åtgärdsbehov, volym, pris och miljöpåverkan är därmed inte representativt för de områden som data har hämtats från.

2.2 Databearbetning

Då analysdata redovisas på olika vis i rapporterna, inleddes arbetet med att data sammanställdes från respektive projekt i jämförbara tabeller. Analysen i steg ett bygger på en representativ halt som jämförs med generella riktvärden respektive storstadsspecifika riktvärden. För att ta fram representativa halter behövs analysdata från ett antal provpunkter från respektive område. I steg två har volymskillnader mellan åtgärdsområden baserade på generella riktvärden respektive storstadsspecifika riktvärden kvantifierats. För att underlätta uppskattningen av hur mängden förorenade massor skiljer sig mellan generella och storstadsspecifika riktvärden, har områden där provtagning skett i rutnät valts ut. För varje prov har även djupangivelser funnits tillgängliga.

För ett antal ämnen, exempelvis kadmium och kvicksilver, finns det halter under analysmetodens detektionsgräns. Dessa halter redovisas i labbprotokoll som <detektionsgränsen, vilket har medfört svårigheter med att behandla analysdata statistiskt inför steg ett. Då dessa ämnen finns i bakgrundshalter i stadsmiljöer är det inte troligt att de provpunkter där halter är under detektionsgränsen skulle vara helt fria från föroreningen. Det är inte heller troligt att halterna är strax under detektionsgränsen i samtliga punkter som underskrider gränsen. Då detektionsgränsen för de flesta ämnen underskrider riktvärdet för känslig markanvändning (kviksilver undantaget), bör de halter som underskrider detektionsgränsen inte påverka saneringsåtgärdens omfattning. Hur halterna redovisas kan dock påverka hur fördelningen av föroreningar ser ut, vilket i sin tur kan påverka den övre konfidensgränsen för medelvärdet och därmed resultatet i steg ett. Ett alternativ som ofta används är att alla halter som underskrider detektionsgränsen sätts till halva gränsen. En konsekvens av detta förfarande är att man får en ansamling av halter med samma värde, vilket kan leda till att fördelningen av föroreningar blir skev. Slumpvärden har därför tagits fram från en likformig fördelning mellan 0 och detektionsgränsen i de fall där analysresultat visade på halter under detektionsgränsen.

I Naturvårdsveket's nya generella riktvärden för förorenad mark har indelningen av PAH förändrats. Tidigare delades de 16 analyserade PAH in i PAHcancerogena och PAHövriga. Sedan hösten 2008 delas PAH in i tre grupper utifrån ämnens molekylvikt. Den nya indelningen består av PAH H (hög), PAH M (mellan) och PAH L (låg). Ett problem som uppkommit med den nya indelningen, är att analysresultat med den tidigare PAH indelningen inte är helt jämförbara med analysresultat och riktvärden där den nya indelningen använts. Då det är vanligt att analysdata för PAH redovisas gruppvis och att halter för enskilda PAH saknas, är det svårt att växla mellan de olika indelningarna. För att kunna jämföra de saneringsprojekt där analysdata för enskilda PAH saknas och olika PAH-indelningar har använts, måste alltså den tidigare PAH-indelningen konverteras till den nya.

Detta kan göras med hjälp av en teoretisk fördelning över PAH i stadsmiljöer. Utifrån fördelningen av PAH från fyra av de ingående projekten samt två fördelningar hämtade från underlaget till Naturvårdsverkets vägledningsmaterial för nya generella riktvärden, har en teoretisk fördelning tagits fram. Fördelningen visar hur stor andel respektive PAH utgör av den totala mängden PAH i ett teoretiskt jordprov från fyllnadsmassor i stadsmiljöer. Med hjälp av medelfördelningen och den totala halten PAH i ett jordprov kan en halt för respektive PAH uppskattas och därefter kan PAH grupperas om enligt den nya indelningen. Se bilaga 2 för vidare information.

2.3 Steg ett – Åtgärdsbehov hos ett undersökt område

Åtgärdsbehovet inför en eventuell sanering har utretts med hjälp av en representativ halt som bygger på uppmätta halter av föroreningar i marken. Den representativa halten har i denna rapport antagits vara maxhalten, medelvärdet eller den över konfidensgränsen för medelvärdet (UCLM₉₅). För att ta fram den representativa halten för respektive område och ämne, har ett beräkningsverktyg framtaget av Naturvårdsverket använts.¹³ Beräkningsverktyget har tagits fram i kunskapsprogrammet Hållbar Sanering i syfte att underlätta vid en inledande bedömning av åtgärdsbehov och åtgärdsomfattning. Verktöget ligger i excel och genom att tillämpa de funktioner som finns tillgängliga i programvaran kan en dataserie bearbetas statistiskt.

UCLM₉₅ är beroende av föroreningarnas fördelning och om fel fördelning antas, finns det en risk att resultatet bli felaktigt. De uppmätta halterna kan antas vara antingen fördelningsfria, normal- eller lognormalfördelade och de olika fördelningarna ger olika resultat för den övre konfidensgränsen för medelvärdet. Vilken fördelning som är aktuell för respektive ämne och projekt har bestämts med hjälp av ProUCL, ett statistikprogram som utvecklats under ledning av Technical Support Center vid US-EPA.¹⁴ Programvaran används bland annat i Hållbar Sanering rapporten "Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord" för att ta fram sammanfattande statistik för stickprov och rekommenderas för grundläggande statistisk analys av data. För att ProUCL ska vara användbart bör dock dataserien bestå av minst 8-10 värden.¹⁵

¹³ Elektronisk referens, Naturvårdsverket 2.

¹⁴ US-EPA (2007)

¹⁵ Naturvårdsverket (2009a)

Maxhalt, medelvärde och den övre konfidensgränsen för medelvärdet har satts in i en matris för att bedöma åtgärdsbehovet. I exemplet (tabell 1) har PAH H- halten jämförts med riktvärden för generella och storstadsspecifika riktvärden.

Tabell 1. Exempel med avseende på PAH H, som visar skillnaden i åtgärdsbehov mellan generella riktvärden och storstadsspecifika för tre representativa halter, UCLM₉₅, medelhalten och maxhalten. Halter som överskrider riktvärden (Ö), bidrar till ett åtgärdsbehov och de halter som underskrider riktvärden (U), är ej bidragande.

	Halt	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Riktvärde	(mg/kg)	1	6	10	6	10	15	30
UCLM ₉₅	6,26	Ö	Ö	U	Ö	U	U	U
MAX	48,56	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Medel	3,36	Ö	U	U	U	U	U	U

Om den representativa halten överskrider riktvärdet, finns ett åtgärdsbehov och om halten ej överskrider riktvärdet bidrar inte det ämnet till ett eventuellt saneringsbehov. Med maxhalten som representativ halt, bidrar PAH H till åtgärdsbehovet för samtliga markanvändningar. Då ett eller flera ämnen överskrider riktvärdet för markanvändningen, har området bedömts ha ett åtgärdsbehov. Samtliga ämnen utvärderas var för sig och för att området ska kunna friklassas, måste samtliga undersökta ämnen underskrida riktvärdet.

2.4 Steg två – Kvantifiering av kostnad och emissioner

Eftersom de storstadsspecifika riktvärdena är högre än de generella riktvärdena för merparten av ämnena, tillåts högre halter av föroreningar i marken. Det betyder att delar av de förorenade områdena som med generella riktvärden klassas som förorenade kan friklassas med storstadsspecifika riktvärden och därmed kan mängden massor som behöver schaktas bort minska.

Genom att undersöka hur volymen schaktmassor varierar beroende på om generella eller storstadsspecifika riktvärdena används för att utforma åtgärdsmålen, kan man få en uppfattning om hur kostnader och utsläpp från sanering påverkas. Med hjälp av volymen massor och ett antal antaganden, bland annat avståndet till deponi samt antalet timmar som schaktningsarbetet pågår, kan man kvantifiera kostnader och emissioner. De siffror som tas fram bör dock ses som pris- och emissionsexempel, då de bygger på generaliseringar av aspekter som i verkligheten är olika för varje område. De antaganden som beräkningarna bygger på redovisas under 2.4.2 och 2.4.3.

2.4.1. Volymberäkning

För att beräkna volymen förorenade massor som behöver schaktas bort, behövs information om föroreningarnas fördelning över området. För fyra förorenade områden, varav ett är uppdelat i två etapper, finns analysdata från prover som tagits under pågående schaktning. Dessa områden är uppdelade i rutnät samt i djupled. Vanligen schaktas varje provruta i etapper enligt ett djupintervall. Exempelvis kan intervallet innebära att provrutan schaktas till en halvmeters djup, vartefter prover tas i schaktbotten för att undersöka om det finns föroreningar i underliggande lager. Om så är fallet, schaktas ytterligare en halv meter, vart efter nya prover tas i schaktbotten. Med hjälp av arean för varje ruta samt djupangivelser, kan mängden massor för varje provruta uppskattas (bredd•längd•djup) vilket ger en enhetsvolym för varje samlingsprov.

Figur 1 visar hur föroreningarna kan vara fördelade över ett område. Varje ruta klassas efter samlingsprovet som tagits och innefattar en bestämd volym massor, exempelvis 20•20m, för djupintervallet 0-0,5m vilket ger 200 m³ jord. Vanligen upprättas en karta för varje djupintervall, vilket ger en bild av hur föroreningarna är fördelade i djupled. I figur 1 överskrider sju av tolv samlingsprover de generella riktvärdena, vilket betyder att massorna i dessa provrutor klassas som förorenade. Om istället de storstadsspecifika riktvärdena tillämpas, kan ytterligare två områden friklassas, vilket i exemplet innebär att för djupintervallet 0-0,5 m kan mängden massor minska med 400m³ då storstadsspecifika riktvärden används istället för generella riktvärden.



Figur 1. Fiktiv bild över provtagning med rutnät. De rutor som där det finns halter som överskrider riktvärden klassas som förorenade och schaktas bort. Ytan är den samma för samtliga rutor (exempelvis 400 m²) och rutnätet är vanligen indelat i djupintervall (ex 0-0,5m), vilket ger en volymangivelse för vardera rutan.

Tabell 2 visar ett exempel på hur skillnaden i schaktmassor mellan generella och storstadsspecifika riktvärden har beräknats för figur 1. Den totala mängden förorenade massor har tagits fram genom att sammanställa de provrutor som innehåller halter av ett eller flera ämnen som överskrider riktvärden. Till exempel klassas massorna i provpunkten A2 som förorenade enligt riktvärden för känslig markanvändning, men friklassas enligt riktvärden för scenario 3, då halterna av PAH H och PAH M inte överskrider de storstadsspecifika riktvärdena. Provpunkten A1 behöver ej åtgärdas oavsett riktvärde eftersom samtliga ämnen finns i halter som är under riktvärdena. Respektive ämnes bidrag till mängden förorenade massor sammanställs i slutet av tabellen. Proceduren upprepas för känslig markanvändning och scenario 4 och 7 samt för mindre känslig markanvändning och scenario 5 och 6.

Tabell 2. Fiktivt exempel som visar mängden massor som överskrider riktvärden för känslig markanvändning (KM) och det storstadsspecifika riktvärdet för scenario 3. De halter som överskrids i scenario 3 representeras av röda celler och halter som överskrider känslig markanvändning representeras av röda och gula celler.

	PAH H	PAH M	Arsenik	Bly	Kadmium	Koppar	Zink	Volym (m ³)
Riktvärde KM	1	3	10	50	0,5	80	250	
Riktvärde scenario 3	6	3	10	160	8	430	250	
A1	0,9	0,6	0,4	12	0,09	80	37	200
A2	1,8	2,6	3,7	20	0,33	110	64	200
A3	29,3	36	2,1	11	0,04	7,7	25	200
A4	38,7	84,7	2,2	13	0,01	8,9	51	200
B1	48,6	50,6	3,7	21	0,03	9	99	200
B2	27,7	25,5	0,3	16	0,03	12	47	200
B3	1,9	2,8	2,8	18	0,01	25	54	200
B4	3,8	2,2	3,2	270	22	85	1970	200
Volym KM (m ³)	1400	800	0	200	200	200	200	1400
Volym scenario 3 (m ³)	800	800	0	200	200	0	200	1000

I beräkningarna tas ej hänsyn till att det kan förekomma rena massor kan överlagra förorenade massor. De rena massor som eventuellt överlagrar förorenade antas kunna ligga kvar utan att hanteras. Med tanke på att förekomsten av sådana massor är beroende av föroreningarnas fördelning i marken, vilket är platsspecifikt, är det svårt att göra en generalisering av hur volymen av dylika massor varierar beroende på om generella riktvärden eller storstadsspecifika riktvärden används som åtgärds mål. Dylika massor innebär dock både en kostnad och en miljöpåverkan genom schakt, hantering och eventuell återfyllnad.

2.4.2 Kostnadsberäkning

Då deponering är den vanligaste åtgärden för förorenade massor i Sverige, antas att de förorenade massorna uteslutande läggs på deponi. En stor del av kostnaden för ett efterbehandlingsprojekt uppstår genom att bortgrävda massor transporteras till deponi. Avståndet till deponi varierar naturligtvis från projekt till projekt och det är vanligt att, inom ett och samma efterbehandlingsprojekt, använda flera deponier för massor med olika föroreningsnivå. Transport av förorenade massor till deponi utgör en stor kostnad och då avstånd till deponi påverkar priset för transportererna har ett avståndsspann använts vid beräkningarna. Baserat på avståndet från centrala Stockholm till tre deponier utanför Stockholm, antas avståndet enkel väg till deponi vara 20-50 km från saneringsobjektet.¹⁶

¹⁶ Ragnsells i Högbytorp ca 35 km, SÖRAB i Vallentuna ca 40 km och Sita i Kovik ca 25 km. Hämtat från www.hitte.se.

Kostnaden för deponering är beroende av massornas föroreningsgrad och ju mer förorenade massorna är, desto kostsammare blir deponeringen. Dyrast att behandla är massor som klassas som farligt avfall. Kostnaden för farligt avfall tas dock ej med i kostnadsberäkningarna, eftersom den kostnaden är den samma oavsett om generella riktvärden eller storstadsspecifika används. Detta eftersom att de massor som klassas som farligt avfall överskrider riktvärden för både generella och storstadsspecifika riktvärden. I beräkningarna antas för enkelhetens skull samtliga massor falla under samma priskategori.

Prisuppgifter antas vara gällande för samtliga förorenade områden.¹⁷ Vid konvertering mellan volym och massa brukar 1 m³ antas motsvara 1,8 ton. Följande moment tas med i beräkningar för kostnad:

- Schaktning, 65kr/m³.
- Hantering av förorenade massor på plats, 10kr/ton.
- Kostnad för transport av schaktmassor till och från deponi, antas vara 2kr/ton•km.
- Cirkapris för deponering av massor, 45kr/ton.

2.4.3 Emissioner

Utsläpp från lastbilar och arbetsmaskiner ger en negativ miljö- och hälsopåverkan på flera sätt. Förutom växthusgasen koldioxid (CO₂), ger transporter och maskiner upphov till utsläpp av bland annat kväveoxider (NO_x), svaveldioxid (SO₂) partiklar och kolmonoxid (CO). Kväveoxider har både försurande och övergödande egenskaper, medan svaveldioxid ger en ökad försurning i form av surt nedfall. Partiklar och kolmonoxid i inandningsluften kan medföra stora skador på människors hälsa. För emissionsfaktorer och ekvationer, se bilaga 3.

Arbetsmaskiner

De faktiska utsläppen från arbetsmaskiner (bandgrävmaskin, hjullastare och dumper) kan beräknas med hjälp av respektive ämnes emissionsfaktor, maskinens motoreffekt och beläggningsgrad. För att beräkna de totala utsläppen behövs även antalet timmar som maskinerna är aktiva. Två viktiga faktorer för hur lång tid det tar att schakta en viss volym massor är tillgången på upplagsytor och antalet lastbilar. Om mängden massor som schaktas under en dag ej påverkas av att det blir kö i senare led i hanteringen av massorna, kan cirka 300 m³ schaktas under en åtta timmars arbetsdag.¹⁸ Det innebär en genomsnittlig gräv hastighet på 40 m³/h. Den verkliga mängden som kan schaktas per dag varierar dock och för att ta hänsyn till sådana variationer beräknas emissioner för 150-500 m³/dag vilket ger 20-60 m³/h. Hjullastare och dumper används kontinuerligt under tiden som schakten pågår, vilket betyder att samma tidsangivelser är gällande även för dessa maskiner. I beräkningarna antas att det finns en maskin av varje slag.

¹⁷ Personlig kommunikation, Gustavsson, J. (2009-09-11)

¹⁸ Personlig kommunikation, Gustavsson, J och Kronberg, H. (2009-09-23)

Transporter

Utsläpp från transporter varierar beroende på om lastbilen är fullastad eller tom. Transporter till deponi antas vara fullastade, vilket innebär 40 ton schaktmassor per lastbil. Lastbilarna antas vara tomma då de återvänder till efterbehandlingsområdet. Utöver de antaganden som tagits för transporter i kostnadsberäkningarna bygger analysen på följande antaganden:

- Transporter har skett med tung lastbil med släp.
- Motortyp antas vara av miljöklass Euro 1 och bränsle antas vara MK1
- Bränsleförbrukning för fullastad lastbil är 50 l/100 km.
- Bränsleförbrukning för tom lastbil är 30,5 l/100 km

Data angående bränsleförbrukning, emissionsfaktorer samt svavel- och koldioxidinnehåll i diesel gäller Volvos lastbilar med miljöklass Euro 1.¹⁹

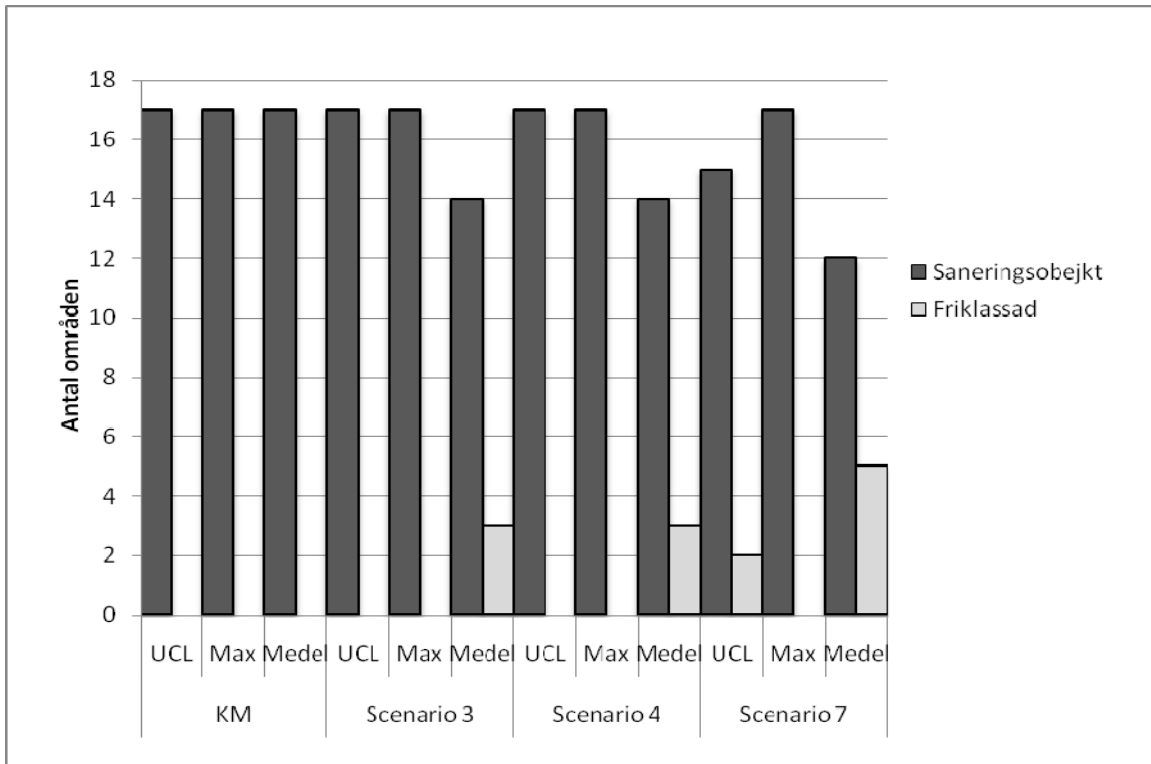
3 Resultat

3.1 Steg ett – Åtgärdsbehov

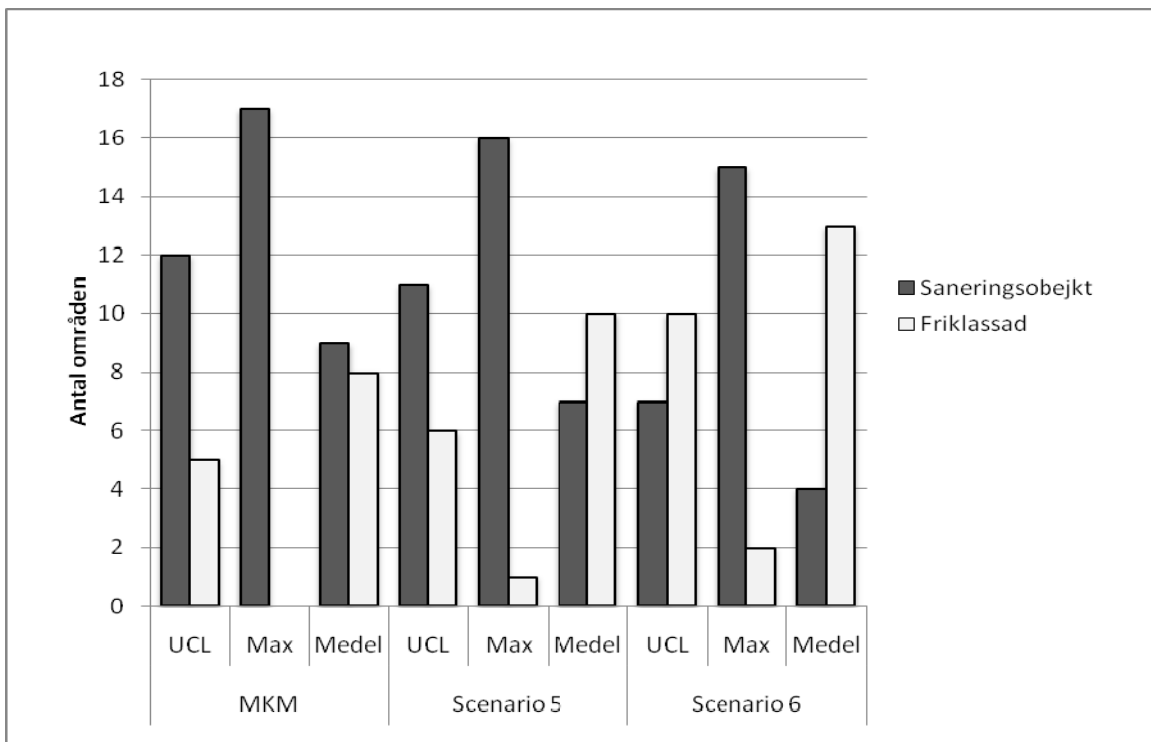
Resultatet av steg ett visar att majoriteten av de saneringsobjekt som bedömts ha ett saneringsbehov enligt generella riktvärden, även anses ha ett efterbehandlingsbehov utifrån storstadsspecifika riktvärden. Skillnaden i åtgärdsbehov utifrån MKM och scenario 5 och 6 är dock större än för KM och scenario 3, 4, och 7. Då en riskbedömning av ett förorenat område kan vara baserat på områdets maxhalt, medelvärde eller UCLM₉₅, har skillnaden i åtgärdsbehov enligt respektive riktvärde undersökts för vardera halten.

Hur stor skillnaden i åtgärdsbehov blir mellan generella riktvärden och storstadsspecifika, påverkas av vilken representativ halt som används. I tabellen nedan redovisas skillnaden i åtgärdsbehov mellan riktvärden för KM och storstadsspecifika riktvärden för scenario 3, 4 och 7. Den största skillnaden uppkommer då medelvärdet används. För scenario 3, 4 och 7 kan närmare en femtedel av de förorenade områdena friklassas. Med UCLM₉₅ finns ingen skillnad för scenario 3 och 4. Då scenario 7 används, kan två av sjutton områden friklassas. Med en representativ halt som baseras på maxhalten finns ingen skillnad i åtgärdsbehov.

¹⁹ Elektronisk referens, Volvo lastvagnar AB.



Figur 2. Antalet förorenade områden som bedöms ha ett åtgärdsbehov vid en jämförelse mellan KM och storstadsspecifika riktvärden (scenario 3, 4 och 7).



Figur 3. Antalet förorenade områden som bedöms ha ett åtgärdsbehov vid en jämförelse mellan MKM och storstadsspecifika riktvärden (scenario 5 och 6).

Figur 3 visar skillnaden i åtgärdsbehov mellan MKM och scenario 5 och 6. Då medelvärdet eller UCLM₉₅ används kan åtta respektive fem områden friklassas. Samtliga områden anses ha ett åtgärdsbehov då jämförelser görs med maxhalten. För skillnader i åtgärdsbehov mellan MKM och scenario 5 och 6, ger jämförelser med medelhalten och UCLM₉₅ motsvarande skillnader. För scenario 6 innebär både medelvärdet och UCLM₉₅ att antalet områden med åtgärdsbehov kan halveras. Då scenario 5 används som åtgärdsgräns, kan två områden friklassas för medelvärdet och ett område för UCLM₉₅. Maxhalten medför att ett respektive två områden kan friklassas för scenario 5 och 6.

Som tidigare nämnts, visar resultaten på att valet av representativ halt i stor utsträckning påverkar ett områdes åtgärdsbehov. Om man ser till hur åtgärdsbehovet varierar med riktvärden för MKM för de tre alternativa representativa halterna, kan fler områden friklassas för medelvärdet eller UCLM₉₅ än för maxhalten. För MKM är det närmare 30 % fler områden med åtgärdsbehov då maxhalten används istället för UCLM₉₅ och närmare 50 % fler i jämförelse med medelvärdet. Antalet områden med åtgärdsbehov enligt den övre konfidensgränsen för medelvärdet är 25 % fler än för medelvärdet (figur 3). Med riktvärden för KM är dock ingen skillnad mellan de olika representativa halterna.

Detta kan jämföras med den procentuella skillnaden i åtgärdsbehov mellan mindre känslig markanvändning och scenario 5 och 6. Sett till scenario 5 och maxhalten, minskar antalet områden med åtgärdsbehov med 6 %. Den övre konfidensgränsen för medelvärdet innebär en minskning på 8 % och en medelvärdet en minskning på 22 %. Sett till scenario 6, är minskningen i antal områden med åtgärdsbehov i relation till MKM större. För maxhalten minskar antalet med 12 %, för den övre konfidensgränsen för medelvärdet med 40 % och för medelvärdet med 55 %.

Det är flera ämnen som styr huruvida en åtgärd är nödvändig eller ej och det varierar vilket eller vilka ämnen som är avgörande. PAH H och PAH M är generellt sett de ämnen som främst styr åtgärdsbehovet, men även bly, arsenik, koppar och zink är styrande för flera områden. Hur antalet styrande ämnen varierar mellan generella riktvärden och storstadsspecifika är beroende av valet av representativ halt. Generellt finns det fler ämnen som överskrider riktvärden då maxhalten används än om medelvärdet eller UCLM₉₅ används. Då maxhalten används, är även skillnaden i antalet styrande ämnen mellan generella riktvärden och storstadsspecifika mindre än då medelvärdet eller den övre konfidensgränsen för medelvärdet används. För tabeller över respektive ämnes bidrag till åtgärdsbehovet, se bilaga 4, tabell 2-7.

3.2 Steg två – Kvantifiering av volym, kostnader och emissioner

3.2.1. Volym

Skillnaden i volym förorenade massor för generella riktvärden och storstadsspecifika riktvärden varierar både mellan de olika projekten och mellan markanvändningar. Man kan dock se att mängden schaktmassor minskar med nästan hälften eller mer för majoriteten av fallen (tabell 3). Bortsett ifrån Gunnebo är det mer än en halvering av massor mellan KM och scenario 3, 4 och 7. Även mellan MKM och scenario 6 sker minst en halvering av mängden massor. Skillnaden i massor mellan MKM och scenario 5 är något mindre, en knapp halvering av massor.

Tabell 3. Volymen massor (m³) som överskrider riktvärden för respektive markanvändningsscenario och minskningen i % mellan KM och scenario 3, 4 och 7, samt mellan MKM och scenario 5 och 6.

VOLYM	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen	Medel förändring
KM	29100	16050	33800	7750	25600	
Scenario 3	10700	10000	10000	5550	12200	
Minskning	63%	38%	70%	28%	52%	50%
Scenario 4	10550	4100	7200	4150	12200	
Minskning	64%	74%	79%	46%	52%	63%
Scenario 7	8450	7200	10200	4200	6400	
Minskning	71%	55%	70%	46%	75%	63%
MKM	5400	2300	6800	2450	4200	
Scenario 5	2600	1500	3800	1500	1800	
Minskning	52%	35%	44%	39%	57%	45%
Scenario 6	900	900	2400	1050	1000	
Minskning	83%	61%	65%	57%	76%	68%

Vilka ämnen som styr hur stora volymer som ska schaktas varierar mellan de olika projekten (bilaga 5). Man kan se att det är samma ämnen som medför att stora volymer schaktas då generella riktvärden används som när storstadsspecifika riktvärden används. Arsenik, bly, zink, koppar samt PAH H och PAH M är de ämnen som främst påverkar hur stora volymer som måste schaktas då generella riktvärden används. Störst skillnad i volym blir det för PAH H och bly, medan skillnaden i massor för PAH M och arsenik mellan känslig markanvändning och motsvarande storstadsspecifika riktvärden är liten.

3.2.2 Kostnader

Kostnaden för schaktning, hantering, transport och deponering av förorenade massor är direkt proportionell med volymen schaktmassor. I likhet med minskningen av schaktmassor, innebär storstadsspecifika riktvärden en prisreducering på nära eller över 50 % för majoriteten av markanvändningsscenarierna (tabell 5). Beräkning av kostnad för transporter gjordes för två avstånd, 20 respektive 50 km till deponi, varav ett medelavstånd på 35 km redovisas i tabellen. Resultatet visade att om det längsta avståndet eller medelavståndet användes, stod transporter för den största kostnaden. Då det kortare avståndet användes i beräkningarna, stod deponering för den största kostnaden (bilaga 6).

Tabell 5. Kostnad i Mkr för schaktning, hantering, transport och deponering av förorenade massor, med ett medelavstånd till deponi = 35 km

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen	Medel förändring
KM	8,44	4,66	9,79	2,25	7,43	
Scenario 3	3,11	2,90	2,90	1,61	3,54	
Minskning	5,33	1,76	6,89	0,64	3,89	50%
Scenario 4	3,06	1,19	2,09	1,21	3,54	
Minskning	5,38	3,47	7,70	1,05	3,89	63%
Scenario 7	2,45	2,68	2,96	0,97	1,86	
Minskning	5,99	1,98	6,83	1,28	5,57	63%
MKM	1,57	0,67	1,97	0,71	1,22	
Scenario 5	0,75	0,44	1,11	0,44	0,52	
Minskning	0,82	0,23	0,87	0,28	0,70	45%
Scenario 6	0,26	0,26	0,70	0,31	0,29	
Minskning	1,31	0,41	1,27	0,41	0,93	68%

3.2.3 Emissioner

I likhet med kostnaderna, är emissionerna direkt relaterade till volymen schaktmassor, vilket betyder att samma procentuella minskning mellan generella och storstadsspecifika riktvärden, även gäller för minskningen i emissioner (bilaga 7). Då emissioner kan ge påverkan över stora ytor, har jag valt att titta på de totala utsläppen från de studerade områdena. Om man ser till de totala utsläppen från samtliga projekt (tabell 6), skulle utsläppen från efterbehandling med storstadsspecifika riktvärden som åtgärds mål mer än halveras. Den största minskningen finns mellan mindre känslig markanvändning och scenario 6, som innebär en minskning av utsläpp till luft med 70 %.

Tabell 6. De sammanlagda emissionerna (kg) från sanering av de fem förorenade områden i tabell 9 samt skillnaden i mängden emissioner mellan KM och scenario 3, 4 och 7, samt mellan MKM och scenario 5 och 6.

	CO ₂	SO ₂	CO	NO _x	Partiklar	Medel förändring
KM	709 194	463	3 260	7 283	194	
Scenario 3	305 970	200	1 406	3 142	84	
Minskning	403 224	263	1 853	4 141	111	57 %
Scenario 4	241 240	158	1 109	2 478	66	
Minskning	467 955	306	2 151	4 806	128	66 %
Scenario 7	243 134	159	1 118	2 497	67	
Minskning	466 060	305	2 142	4 786	128	66 %
MKM	133 566	87	614	1 372	37	
Scenario 5	70 730	46	325	726	19	
Minskning	62 836	41	289	645	17	53 %
Scenario 6	39 470	26	181	405	11	
Minskning	94 096	61	433	966	26	70 %

4 Diskussion

4.1 Övergripande diskussion

Skiljer sig behovet av efterbehandling åt om storstadsspecifika riktvärden tillämpas i stället för generella riktvärden vid en inledande bedömning av ett förorenat område?

I och med de speciella förutsättningarna för spridning och exponering som finns i storstäder, tillåter de storstadsspecifika riktvärdena högre föroreningshalter än vad de generella riktvärdena gör. Det kan antingen innebära att det ej anses vara nödvändigt att åtgärda ett område eller att åtgärdsomfattningen minskar.

Resultatet av **Steg ett** visar att behovet av åtgärder vanligen kvarstår även om storstadsspecifika riktvärden används i stället för generella riktvärden. Hur åtgärdsbehovet skiljer sig mellan de två riktvärdena är till stor del beroende på val av representativ halt. Med maxhalten som representativ halt, fanns det i stort sett ingen skillnad i åtgärdsbehov mellan generella riktvärden och storstadsspecifika riktvärden, medan medelvärdet och UCLM₉₅ båda visar tendenser på att antalet områden att åtgärda kan minska då storstadsspecifika riktvärden används som bedömningsgrund.

Det kan vara intressant att se till hur åtgärdsbehovet skiljer sig åt då olika representativa halter används för samma riktvärden. Sett till MKM, är skillnaden i åtgärdsbehov mellan de tre representativa halterna större än skillnaden i åtgärdsbehov mellan MKM och scenario 5 och 6. Även fast valet av representativ halt har mindre betydelse för KM och scenario 3, 4 och 7, så finns det en viss skillnad i åtgärdsbehov då man använder medelvärdet i stället för maxhalten eller den övre konfidsgränsen för medelvärdet. Det visar att valet av representativ halt kan ha lika stor inverkan på åtgärdsbehovet som de storstadsspecifika riktvärdena kan ha.

Målet med val av representativ halt är dock inte att så många områden som möjligt ska kunna friklassas, utan att halten verkligen ska vara representativ för området. Det är viktigt att använda en metodik som varken överskattar eller underskattar föroreningsnivåerna på området, för att undvika att friklassa områden som har ett åtgärdsbehov samtidigt som man inte ska översanera de delar av ett område som är fritt från föroreningar eller endast innehåller låga halter. Då maxhalten används som representativ halt antas det att hela området är förorenat till samma grad som en extremhalt, vilket innebär att risken överskattas. Med UCLM₉₅ är det mer sannolikt att ett område felaktigt bedöms ha ett åtgärdsbehov än att ett förorenat område felaktigt friklassas. Då medelvärdet används som representativ halt, är det lika stor sannolikhet att ett förorenat område friklassas som att ett område felaktigt bedöms ha ett efterbehandlingsbehov.²⁰ Risken för att göra en felaktig bedömning borde dock kunna minskas genom att den representativa halten bygger på en väl utspridd provtagning med många provpunkter.

²⁰ Leback, J. (2009)

Vilka/vilket ämne styr främst åtgärdsbehovet och åtgärdsomfattning då generella respektive storstadsspecifika riktvärden används?

Vilka ämnen som är styrande för åtgärdsbehovet av ett område är intressant då det kan påverka hur saneringsbehovet varierar mellan områden med olika föroreningshistorik om storstadsspecifika riktvärden används som bedömningsgrund i stället för de generella riktvärdena. Exempelvis är det vanligt med höga halter av bland annat bly, kadmium och PAH i mark där gasverk tidigare varit verksamma, medan pappersbruk ger upphov till bland annat höga halter av kvicksilver.²¹ För majoriteten av de studerade områdena är dock samma ämnen som är styrande för åtgärdsbehovet (PAH H, PAH M, bly, arsenik, koppar och zink). En bidragande faktor till detta kan vara att många förorenade områden i storstäder inte eller endast delvis är förorenade av punktkällor, utan att föroreningarna härrör från de höga bakgrundshalterna av föroreningar som finns i storstäder eller från de massor som använts för att fylla ut områdena.

Då man ser till vilka ämnen som styr hur stora volymer som ska schaktas, så är det i stort sett samma som de ämnen som styr åtgärdsbehovet. Det blir en markant minskning i mängden massor som schaktas på grund av PAH H, bly, koppar och zink då storstadsspecifika riktvärden används istället för de generella riktvärdena. För PAH M och arsenik innebär storstadsspecifika riktvärden inte en lika betydande skillnad, eftersom riktvärdena för dessa ämnen inte har höjts lika markant som för övriga. Det kan innebära att åtgärdsomfattningen för områden som främst är förorenade av arsenik inte påverkas till samma utsträckning som de områden som är förorenade med exempelvis bly och koppar.

Om saneringsbehovet kvarstår, hur stor blir skillnaden i volymen förorenade massor som behöver schaktas i saneringen?

Trots att åtgärdsbehovet kvarstår för de flesta områden, visar resultatet av **Steg två** att ett åtgärdsområde som bygger på storstadsspecifika riktvärden kan innebära stora skillnader i mängden schaktmassor, och därmed kostnader och negativ miljöpåverkan vid en sanering. Då de storstadsspecifika riktvärdena är högre än de generella riktvärdena och tillåter en högre föroreningshalt i jorden kan delar av de massor som bedöms vara förorenade enligt de generella riktvärdena friklassas då storstadsspecifika riktvärden används. Hur stora volymskillnader som storstadsspecifika riktvärden kan medföra varierar mellan projekten. Den genomsnittliga minskningen av schaktmassor vid en jämförelse mellan generella och storstadsspecifika riktvärden varierar mellan 45 % och 68 %, beroende på vilket markanvändnings- scenario som avses. Det betyder att oavsett vilken markanvändning som är aktuell, bör mängden massor kunna halveras när om storstadsspecifika riktvärden används som åtgärdsområde. De kostnader och utsläpp för schaktning, hantering, transport och deponering som behandlats i rapporten är proportionella mot volymen schaktmassor, vilket betyder att även dessa bör kunna halveras.

²¹ Länsstyrelsen i Södermanlands län (2006)

Hur påverkas kostnaden av en minskad mängd schaktmassor?

Enligt Naturvårdsverket kan en genomsnittlig efterbehandling av förorenad mark kosta 40 miljoner kronor.²² Det scenario som här ger den högsta kostnaden för schakt, hantering, transport och deponering av massor medför en kostnad på närmare 10 miljoner kronor, vilket endast är en del av kostnaden för en efterbehandling. De kostnader som är inräknade är direkt relaterade till volymen schaktmassor och påverkas därmed till samma grad av vilka riktvärden som ligger till grund för åtgärdsmålen. Den totala kostnaden för ett efterbehandlingsprojekt omfattar dock flera aspekter. Bland annat tillkommer kostnader för utredningar, miljökontroller, provtagning, entreprenad med mera.

Bara i Göteborgs kommun finns uppskattningsvis 900 förorenade områden.²³ Stockholms kommun har närmare 100 förorenade områden identifierats varav 9 respektive 43 områden är av riskklass 1 och 2, vilket betyder att de är högt prioriterade områden.²⁴ Baserat på en historisk inventering av Malmö kommun, har närmare 250 områden klassats till riskklass 2 och 30 området till riskklass 1.²⁵ Beroende på hur många av dessa områden som kommer att åtgärdas, kan storstadsspecifika riktvärden medföra att Stockholms, Göteborgs och Malmös kommuner kan spara åtskilliga miljoner kronor. Det kan i sin tur ge utrymme till att åtgärda fler områden eller bekosta andra riskreducerande insatser.

Hur påverkas mängden emissioner från transporter och arbetsmaskiner av en minskad mängd schaktmassor?

Oavsett vilket markanvändningsscenario som är aktuellt, kan ett åtgärds mål baserat på storstadsspecifika riktvärden innebära att emissionerna mer än halveras. Om emissionerna från de fem efterbehandlingarna slås samman, kan utsläppen minska med mellan 50 och 70 % beroende på vilket storstadsspecifikt riktvärde som de generella riktvärdena jämförs med.

De sammanlagda emissionerna som beräknats komma från sanering av de fem förorenade områdena, utgör endast en bråkdel av de utsläpp som årligen sker i Sverige. Enligt Naturvårdsverket medförde inrikes transporter under 2007 utsläpp på över 20 000 kton koldioxidekvivalenter (mått på utsläpp av samtliga växthusgaser). Under samma år uppgick de totala utsläppen av svaveldioxid till 33 000 ton och kväveoxider till 148 000 ton.²⁶ Med KM som åtgärds mål, har transporter och arbetsmaskiner från de fem områden som har undersökts i föreliggande rapport gett upphov till uppskattningsvis 700 ton koldioxid, 7 ton kvävedioxid och 0,5 ton svaveldioxid. Om scenario 3, 4, eller 7 hade använts som åtgärds mål, hade utsläppen

²² Elektronisk referens, Naturvårdsverket 3.

²³ Moback, U., et al. (2006)

²⁴ Elektronisk referens, Länsstyrelsen i Stockholms län.

²⁵ Elektronisk referens, Malmö stad

²⁶ Elektronisk referens, Naturvårdsverket 4.

från saneringsarbetet i stället motsvarat 250-300 ton koldioxid, 0,15-0,2 ton svaveldioxid och 2,5- 4 ton kväveoxider.

Utsläppen av svaveldioxid och koldioxid kan jämföras med hur stora utsläpp som ett hushåll kan medföra. Enligt tidskriften Vi i villa medför uppvärmningen av ett genomsnittligt hus med oljepanna årligen utsläpp av 6,7 ton koldioxid och 4 kg svaveldioxid.²⁷ Det innebär att den minskning i utsläpp av koldioxid och svaveldioxid som storstadsspecifika riktvärden medför i de fem undersökta områdena, motsvarar uppvärmningen av mer än 60 villor under ett år.

Enligt miljömålsportalen, är partiklar den luftförorening som ger störst hälsoproblem i tätorter. Årsmedelvärdet för utsläpp av PM10 (partiklar med en diameter upp till 10 mikrometer, som främst kommer från slitage på vägar och däck), är i Stockholm, Malmö och Göteborg högre än för övriga Sverige.²⁸ Även fast årsmedelvärde för större delen av landet var väl under uppsatta miljökvalitetsnormer under 2005, uppskattades partikelutsläpp ge upphov till 3 400 förtidiga dödsfall. De samhällsekonomiska kostnaderna till följd av utsläpp av partiklar uppskattades till 26 miljarder kronor.²⁹ De främsta källorna till utsläpp av PM10 kommer från slitage på däck och vägbanor från vägtrafik. Ett minskat antal transporter till och från deponi skulle alltså kunna bidra till att minska den negativa påverkan på människors hälsa som partiklar medför.

I jämförelse med Sveriges totala utsläpp, är emissionerna från de fem studerade områden små. Ser man till hur många efterbehandlingsprojekt som kommer att utföras i Stockholm, Göteborg och Malmö de kommande åren, kan dock storstadsspecifika riktvärden innebära att den negativa påverkan på luftkvaliteten i de tre städerna minskas. En intressant fråga, som är svår att reda ut, är vad som innebär den största riskreduktionen för människors hälsa, åtgärden av förorenade områden i storstäder eller att undvika den försämringen i luftkvalitet som saneringsarbetet kan medföra.

²⁷ Elektronisk referens, Vi i villa.

²⁸ Elektronisk referens, Miljömålsportalen.

²⁹ Sjöberg, K. et al. (2005)

4.2 Svårigheter och begränsningar

Bedömningen av både åtgärdsbehovet och omfattningen bygger på att riktvärden används som gränsvärden, det vill säga marken anses vara förorenad då ett riktvärde överskrids utan att hänsyn tas till hur mycket halten överskrider riktvärdet. I en bedömning av åtgärdsbehovet kan det dock vara lämpligt att ta hänsyn till hur mycket de uppmätta halterna överskrider riktvärdet och sedan avgöra om föroreningarna medför en ökad risk för människors hälsa och miljön. I beräkningsexemplet för åtgärdsbehov (tabell 1) bedöms området ha ett åtgärdsbehov oavsett om riktvärden för KM eller riktvärden för scenario 3 och 7 används då UCLM₉₅ används som representativ halt. För scenario 3 och 7 överskrider halten PAH H riktvärden med 0,26mg/kg, vilket är mindre än 5 % över riktvärdet. Med riktvärden för KM, överskrider halten med 5,26 mg/kg vilket är mer än fem gånger över riktvärdet. Man kan se liknande tendenser för ett flertal av de undersökta områdena och separata bedömningar hade gjorts i de fall som halterna endast är marginellt över riktvärdet är det möjligt att resultatet hade visat på en större skillnad i åtgärdsbehov mellan generella och storstadsspecifika riktvärden.

Föroreningar är sällan jämt fördelade över ett område, varken i djupled eller i sidled. Då rena massor överlagrar förorenade, måste de rena massorna avlägsnas för de förorenade ska kunna åtgärdas. Det innebär att rena massor grävs upp, hanteras och sedan återförs eller transporteras till annan ort, vilket i sin tur kan innebära att både kostnaden och utsläppen från saneringen kan vara större. Den påverkan finns dock oavsett om generella riktvärden eller storstadsspecifika riktvärden används. Hur stor skillnad det blir mellan generella riktvärden och storstadsspecifika riktvärden är beroende av hur föroreningarna är fördelade i djupled. En avgränsning av saneringsåtgärden i djupled kan innebära att rena massor som överlagrar förorenade massor ej behöver schaktas, beroende på hur mäktigt det rena lagret är. I uppskattningen av mängden schaktmassor har dock ingen hänsyn tagits till en eventuell avgränsning i djupled vid sanering. För storstadsspecifika riktvärden finns inga absoluta djupangivelser och hur djupt en sanering ska ske är något som bör utredas separat för varje enskilt fall. Skillnaden i schaktmassor mellan generella riktvärden och storstadsspecifika riktvärden kan dock bli större än vad resultatet visar om det görs en avgränsning i djupled.

Storleken på kostnader och emissioner kan även påverkas av att rena fyllningsmassor används för att fylla ut efter schaktning. Det är dock svårt att kvantifiera den påverkan som rena fyllnadsmassor kan medföra, eftersom det inte bundet till mängden schaktmassor. Beroende på fyllnadsmassornas användningsområde, är det dock möjligt att de massor som kan friklassas enligt storstadsspecifika riktvärden, kan återanvändas på området. På så sätt kan man minska den kostnad och miljöpåverkan som externa rena fyllnadsmassor innebär.

De beräkningar som har gjorts bygger till viss del på bearbetad data och därmed är inte resultaten representativa för de verkliga områden som data är hämtat från. Detta har flera orsaker, bland annat har antingen platsspecifika riktvärden eller den äldre versionen av Naturvårdsverkets generella riktvärden använts som åtgärds mål i de verkliga projekten. Indata har även bearbetats genom att PAH grupper har räknats om och de halter som är under analysmetodens detektionsgräns har slumpats fram. Om stora delar av halterna av ett ämne är under detektionsgränsen kan fördelningen av ämnet påverkas, vilket i sin tur kan påverka resultatet för den övre konfidensgränsen för medelvärdet i steg ett. De beräkningar som gjorts bör alltså ses som uppskattningar för teoretiska områden. Det är dock rimligt att tro att konsekvenserna av att använda storstadsspecifika riktvärden kommer att vara i samma storleksordning som resultatet visar, eftersom beräkningar för generella och storstadsspecifika riktvärden har gjorts med samma indata som bygger på verklig data ifrån förorenade områden i Stockholm, Göteborg och Malmö.

4.3 Användbarhet

Konsekvensanalysen visar att kostnaden för kommuner och byggherrar kan minskas om storstadsspecifika riktvärden tillämpas som åtgärds mål. Dessutom kan utsläppen från schaktning, hantering av massor och transporter mer än halveras i många fall. Det är dock vanligt vid exploateringsprojekt i storstäder att stora delar av schaktmassorna avlägsnas eftersom det finns ett överskott på massor snarare än att massorna är förorenade (ex när garage ska byggas under byggnader). Det betyder att rena eller måttligt förorenade massor kan komma att grävas upp trots att massorna enligt storstadsspecifika riktvärden kan återanvändas på området. I dylika fall är det troligt att de skillnader i kostnader och emissioner som finns mellan generella riktvärden och storstadsspecifika riktvärden inte blir lika markanta, eftersom överskottsmassorna hanteras på samma sätt som de förorenade.

Riktvärdena har tagits fram med samma riktvärdesmodell som Naturvårdsverket använt för att ta fram de generella riktvärdena och trots att högre halter av föroreningar tillåts, accepterar de storstadsspecifika riktvärdena inte större risker för människors hälsa och miljön än vad de generella riktvärdena gör. Det innebär dock att föroreningar kommer att finnas kvar i marken, vilket kan innebära en risk om markanvändningen, och därmed exponerings och spridningsförutsättningar, förändras. Det är dock inte troligt att storstädernas karaktär kommer att förändras väsentligt under en överskådlig tidsperiod och de ytor som är hårdgjorda idag kommer att sannolikt även att vara det i framtiden.

5 Slutsatser

Då majoriteten av områden som har undersökts har höga halter av ett eller flera ämnen, blir det ingen markant skillnad i antalet områden med åtgärdsbehov mellan generella och storstadsspecifika riktvärden. Konsekvensanalysen visar dock på att även om ett område vid en helhetsbedömning anses ha ett åtgärdsbehov, kommer de storstadsspecifika riktvärdena innebära att det blir en skillnad både i kostnader och i emissioner. Då de storstadsspecifika riktvärdena tillåter högre halter av föroreningarna, kan massor som bedömts vara förorenade utifrån de generella riktvärdena underskrida de storstadsspecifika riktvärdena och därmed ligga kvar i marken eller återanvändas på området.

Rent teoretiskt kan de storstadsspecifika riktvärdena innebära mer än en halvering av kostnader och emissioner från sanering, vilket gagnar både kommuner, byggherrar och miljön. I praktiken är det dock inte säkert hur stor skillnad som storstadsspecifika riktvärden kommer att innebära med tanke på att många exploateringsprojekt innebär ett överskott på massor som schaktas oavsett föroreningsnivå.

En viktig aspekt att ta hänsyn till vid hantering av förorenade områden är hur man på bästa sätt kan redovisa föroreningsnivån på området inför en bedömning av åtgärdsbehovet. Den övre konfidensgränsen för medelvärdet är en bra representativ halt eftersom hänsyn tas till att det kan finnas halter som väsentligt överskrider medelvärdet samtidigt som hela området inte antas vara förorenat upp till maxhalten.

Sanering av förorenad mark ska i slutändan motverka att skador uppkommer på människors hälsa och miljön. Därför är det viktigt att ta hänsyn till den negativa påverkan som själva saneringsarbetet kan medföra och utvärdera vad som medför den största risken, att inte åtgärda föroreningarna eller att sanera området?

6 Referenser

Skriftliga referenser

- KEMI (2008). *Underlag till den andra fördjupade utvärderingen av miljökvalitetsmålet Giftfri miljö.*
- Leback, J., Ohlsson, Y., Törneman, N., Olsson, K., och Brönell, M. (2009) *Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborgs och Stockholms stad.* Sweco Environment AB, Uppdragsnummer 1155277000
- Länsstyrelsen Södermanlands län (2006) *Inventering av förorenade områden – Övrig oorganisk kemiskindustri, Pappersbruk, Gasverk.* ISSN 1400-0792, Rapport nr 2006:3
- Moback, U., Linger, M., Honkonen, K., Forsström, C., Porse, E., Gustavsson, M. och Upmanis, H. (2006) *Förorenade områden i Göteborg. Komplettering av riktlinjerna i Översiktsplan för Göteborg.* Göteborgs Stad, Handling 2006 nr 14
- Naturvårdsverket (1997). *Åtgärdskrav vid efterbehandling – vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet.* Naturvårdsverkets rapport 4807
- Naturvårdsverket (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden.* Naturvårdsverkets rapport 4918
- Naturvårdsverket (2003). *Efterbehandling av förorenade områden – Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering.* Manual efterbehandling, utgåva 1.
- Naturvårdsverket (2006a). *Rapport Miljökvalitetsnormer för arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren.* ISBN 978-91-620-5882-1.pdf
- Naturvårdsverket (2007). *Riskbedömning av förorenade områden, En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning – remissmaterial.*
- Naturvårdsverket (2009a). *Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord.* Naturvårdsverkets rapport 5932
- Naturvårdsverket (2009b). *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning.* Naturvårdsverkets rapport 5976
- Sjöberg, K., Haeger-Eugensson, M., Forsberg, B., Åström, S., Hellsten, S., Larsson, K., Björk, A. och Blomgren, H., (2005). *Quantification of population exposure to PM2.5 and PM10 in Sweden 2005.* IVL rapport B 1792
- US-EPA, (2007). *ProUCL Version 4.0 User Guide EPA/600/R-07/038* April 2007 www.epa.gov, Office of Environmental Information, U S-EPA, Washington DC.

Elektroniska källor

Länsstyrelsen i Stockholms län.

http://www.ab.lst.se/upload/dokument/publikationer/M/Rapportserien/2008/R2008_27_Regionalt_prog_efterbeh_fororenade_omr_2009.pdf
Hämtat 2009-10-05

Malmö stad

<http://malmo.se/download/18.663ce4af1240ed89c73800091876/Sammanfattande+rapport+om+markinventeringen+i+Malm%C3%B6.pdf>
Hämtat 2009-10-09, rapport publicerad i oktober 2003

Miljömålsportalen

<http://www.miljomal.se/Systemsidor/Indikatorsida/?iid=105&pl=1>
Hämtat 2009-10-09, senast uppdaterad 2009-06-09

Naturvårdsverket

1. <http://naturvardsverket.se/sv/Sveriges-miljomal--for-ett-hallbart-samhalle/Vad-ar-ett-hallbart-samhalle/Hallbara-stader/Vara-ansvarsomraden-inom-hallbara-stader/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/>
Hämtat 2009-08-25, senast uppdaterad 2009-04-29 .
2. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Hallbar-Sanering--kunskapsprogram/Rapportsammanfattningar--Hallbar-Sanering/Kurs-i-statistisk-dataanalys-och-tolkning-av-resultat/>
Hämtat 2009-06-02, senast uppdaterad 2009-05-15
3. <http://www.naturvardsverket.se/sv/EU-och-Internationellt/EU-arbetet-i-Naturvardsverket/EEA-bevakar-Europas-miljo/Belgradrapporten--Sverige-i-jamforelse/Mark/>
Hämtat 2009-09-21. Uppdaterad 2007-10-10.
4. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Utslapp-till-luft/> Hämtat 2009-10-09, senast uppdaterad 2009-01-20

Vi i villa

<http://www.viivilla.se/energi-varme-och-vvs/valj-uppvarmning-tabell.aspx?menu=3179&area=&category=69&std=false>
Hämtad 2009-10-08, Artikel publicerad 2002-10-15

Volvo lastvagnar AB

<http://www.rejmes.se/Hem/Nyhetsfiler/emmissioner.pdf>Hämtad 2009-09-25

Personliga kontakter

Gustavsson, Joakim 2009-09-11, 2009-09-23 (Sweco Environment)

Kronberg, Hans 2009-09-23 (Sweco Environment)

Bilaga 1 – Lokalbeskrivningar

Stockholm

Annedal

Annedal i Mariehäll var tidigare ett industriområde med verksameter som inkluderade bland annat mekanisk verkstad, batteritillverkning, bilverkstad och kabellager. Idag finns inga byggnader kvar på området. Efter att industrierna lagts ner och byggnader rivits, användes området till lagring av bland annat krossade bergmassor samt ris och klenvirke inför flisning. Framtida markanvändning innefattar flerbostadshus i Stockholms stads regi.

Området som består av fyllnadsmassor är främst förorenat med bly, kadmium, zink och koppar. Det finns även halter av PAH som överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden. Provtagning utfördes med avseende på tungmetaller och PAH. För att bedöma de uppmätta halterna och klassificera massorna har plats-specifika riktvärden använts.

Kvarteret Daggkåpan

Kvarteret Daggkåpan är beläget i Nacka kommun. Det tidigare kontors- och industriområdet sanerades i två etapper mellan 2000 och 2005, för att sedan bebyggas med flerbostadshus. Klassificering av de förorenade massorna gjordes enligt plats-specifika riktvärden. Området delades in i ett rutnät med 10x10 meters provrutor. Där föroreningsnivån förväntades vara låg användes 20x20 meters provrutor. Samlingsprov togs för ungefär varje halvmeter. I fyllningsmassorna påträffades både tungmetaller och organiska föroreningar i halter över Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Gunnebo

Fastigheterna Hedvig 15, Hedvig 16 och Hedvig 21, tidigare benämnda Gunnebo 4 och 5, är belägna i Spånga, Stockholm. Mellan åren 1965 och 1981 bedrevs träimpregnering på området. Som impregneringsmedel användes så kallade CCA-medel, det vill säga vattenlösliga salter från koppar, krom och arsenik. Efter nedläggning av träimpregneringen har området använts för lagring av bland annat trädgårdsavfall, byggavfall, diverse skräp, stenkross och så vidare. Området har sanerats i syfte att bygga flerbostadshus.

Innan sanering bestod området av fyllnadsmassor, främst i form av sand, grus och sten. Förhöjda halter av främst arsenik, men även krom och koppar hittades i fyllnadsmassorna. I området kring den plats där impregnering tidigare skedde fann man även förhöjda halter av PAH. Provtagning utfördes i rutnät á 10x10 meter och samlingsprov togs från respektive ruta. Enhetsvolymen för respektive samlingsprov var 50 m³, höjden för varje prov var alltså 0,4 m. Totalt schaktades 16 707 m³ förorenade massor från cirka 250 provrutor. Som åtgärds mål användes Naturvårdsverkets generella riktvärden från 1996.

Johannelund

Johannelundstoppen är belägen vid Hässelby gård i västra Stockholm. Området var utfyllt med massor från exploateringsprojekt i anslutning till Johannelunds industriområde från 1960-talet. Området sanerades på uppdrag av Stockholms stad inför byggnation av flerbostadshus samt eventuellt ett daghem. Saneringsarbetet har utförts i tre etapper och de förorenade massorna klassades med hjälp av platsspecifika riktvärden.

Liljeholmstorget

Liljeholmstorget, Stockholm, är ett gammalt industriområde som innan sanering var uppdelad i en grusad yta och en asfalterad. Den grusade ytan användes till parkering och den asfalterade huvudsakligen som bussterminal. Området har fyllts ut vid flera tillfällen och tidigare markundersökningar visade på metallföroreningar i fyllnadsmassorna. Platsspecifika riktvärden utarbetades för Liljeholmstorget och schaktning utfördes i rutnät á 20x20x0,5 meter. Sammanlagt schaktades 48 532 m³ massor som sedan klassificerades och transporterades till lämplig deponi. Idag finns bostäder och butikslokaler på området som planeras vara färdigt i slutet av 2009.

Kvarteret Lustgården

I Kv. Lustgården 6, beläget på Kungsholmen, har bland annat garage och verkstäder varit verksamma, vilket har lett till att oljespill har förekommit på området. Innan efterbehandlingen var huvuddelen av utomhusytorna asfalterade. I samband med att byggnader på området revs 2008, sanerades området och samlingsprov togs från schaktmassorna. Jordproverna analyserades med avseende på organiska föroreningar samt tungmetaller. Fyllnadsmassor i form av sand överlagrar den ytliga berggrunden. Åtgärds målen baserades på Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Göteborg

Kvarteret Venus

Miljötekniska markundersökningar av Kvarteret Venus, Gårda 71:1 utfördes under 2000 och 2002 i syfte att undersöka förekomsten av PAH och tungmetaller. Provtagning utfördes både utomhus och inomhus och totalt 39 jordprover analyserades. Prover från 2000 analyserades med avseende på tungmetaller, medan prover tagna 2002 även inkluderade organiska föreningar. De uppmätta halterna bedömdes utifrån Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Området är cirka 28 000 m² stort och består främst av fyllnadsmassor, som överlagrar lera. Sedan 1930-talet användes området till spårvagnshall och bussgarage. Förutom reparationer och service av bussar och spårvagnar, fanns även en drivmedelsstation på fastigheten. Vid tidpunkten för de miljötekniska markundersökningarna bedrevs bil- och bussverkstäder samt service och reparation av spårvagnar. Planerad markanvändning för området inkluderar bostäder och kontorsbyggnader.

Majornas Småbarnsskola

Fastigheten Majorna 206:1 har en yta på cirka 1700 m² och hyste mellan 1863 och 1880 ett mindre gasverk. Delar av gasverket kan även ha legat på den angränsande fastigheten Majorna 721:83. Gastillverkningen bestod i torrdestillation av stenkol i lufttäta ugnar och resulterade i gas och koks. Både koks och gas lagrades på området. Då gasverket avvecklades revs stora delar av byggnaderna samt gasklocka och maskiner. I början av 1900-talet byggdes en småskola på området. Fastigheten ska även i framtiden användas till skol- och förskoleverksamhet. Området sanerades under 2007.

De översta jordlagren utgjordes av fyllnadsmassor som bestod av rivningsmaterial, sand och lera. Platsspecifika riktvärden användes för att bedöma massorna som främst var förorenade med PAH. Analyser gjordes med avseende på PAH och tungmetaller. Provtagningar gjordes i etapper.

Rosenbergsverket

På undersökningsområdet, som omfattar fastigheten "Inom vallgraven 48:3" samt delar av fastigheten "Inom vallgraven 701:27", finns det idag ett kraftvärmeverk och det finns ingen planerad förändring i markanvändning. Tidigare verksamhet utgjordes av ett gasverk. Området består av asfalterade ytor som överlagrar fyllnadsmassor och lera. Under 2009 utfördes en markteknisk undersökning som ska ligga till grund för en riskbedömning som ska omfatta påverkan på Roseblundskanalen och Göta älv samt den långsiktiga belastningen på omgivningen. Jordprover togs i en riktad provtagning på sju platser. Endast 2 punkter ligger inom dagens verksamhetsområde, övriga är placerade på närliggande väg- och torgmark. Analysresultaten jämfördes med Naturvårdsverkets generella riktvärden. Rekommendationer utifrån markundersökningen säger att då det förekommer halter över KM bör framtida markarbeten anses vara anmälningspliktiga.

Västra Eriksberg

Området, beläget vid norra älvstranden, har tidigare använts till varvsverksamhet och stora delar av området är hårdgjorda med asfalt och/eller betong. Verksamheten medförde bland annat sandblästring och bottenmålning både i en torrdocka och i flytdockor. Det undersökta området består av tre områden som inför provtagning har delats upp efter de utbyggnadsetapper som Eriksberg har delats in i. Provtagningar i området har skett i etapper mellan 1994 och 2005.

Öster om Bellevue

Det undersökta området omfattar fastigheten Kviberg 741:32 och delar av fastigheten Kviberg 741:34. Delar av det undersökta området har tidigare tillhörde Kvibergs regemente och har främst använts som övningsfält. Inom området har det även funnits odlingslotter och växthus. Området består delvis av fyllnadsmassor som överlagrar lera, delvis av naturlig mark. Analysresultat kommer från en fördjupad miljöteknisk markundersökning som utfördes under 2007 som bakgrund till en riskbedömning inför kommande markarbeten inom området. De jordprover som togs analyserades med avseende på metaller och PAH.

Östra Kvillebäcken

Området som undersökts är beläget vid norra Älvstranden, Göteborg och omfattar kvarter 12 Gräset, Kvarter 13 Gräslöken, Kvillebäcken 783:627 samt Brämaregården 36:4. Tidigare verksamheter inkluderar värkstäder, färgindustrier, bleckplåtstryckeri, gjuterier samt en gasstation. Analysdata kommer från en kompletterande markmiljöundersökning som utfördes under 2008 inför framtida markarbeten. Fyllnadsmassor med en mäktighet på ca 1m överlagrar en glacial lera med låg genomsläpplighet. Framtida markanvändning kommer att innefatta flerbostadshus, mindre inslag av affärer och service samt ett parkområde.

Malmö

Kajen, kvarteret Glasbruket

Kajen är en del av kvarteret Glasbruket, Limhamn. Kvarteret fylldes ut under 1800-talets senare del av fyllnadsmassor i form av krossad kalksten, sand och grus samt inslag av slagg och kol. Utfyllnaden skedde med material från det närbelägna kalkbrottet. Samlingsprov togs för 38 provrutor med varierande volym. För bedömning av halterna användes platsspecifika riktvärden som tagits fram för hela kvarteret Glasbruket. Provsvarerna visade halter av både PAH och tungmetaller som överskred KM. Kajen sanerades under 2008/2009.

Skeppsgossen

Fatigheten Skeppsgossen är en nybildad fastighet belägen i den norra delen av Västra hamnen. Marken består av fyllnadsmassor som har deponerats på området i etapper under senare delen av 1900-talet. Tidigare markanvändning inkluderar varvs- och hamnverksamhet. Efter det att verksamheten avslutats har området använts som uppläggningsyta vid bebyggelse av närliggande områden. Fyllnadsmassorna var främst förorenade av PAH, men det fanns även förhöjda halter av bland annat zink, koppar, bly och kadmium. Vid klassning av området användes Naturvårdsverkets generella riktvärden från 1996 och målet var att sanera ner till KM. På området är förskola samt grundskola till nionde klass planerat.

Fastigheten har en yta cirka 80x150m. Vid provtagning delades fastigheten in i ett rutnät med 32 rutor á 20*20 meter. Skeppsgossen sanerades under 2008/2009.

Slussen 1

Fastigheten Slussen 1, som är beläget i centrala Malmö, består av fyllningsmassor. På området fanns tidigare en byggnad som använts till busstation. Denna byggnad revs under 2007. I anslutning till busstationen fanns en dieselcistern, vilken avlägsnades samtidigt som stationsbyggnaden revs. Platsspecifika riktvärden användes då hälsoriskerna bedömdes vara låga. Framtida markanvändning inkluderar flerbostadshus.

Analysdata har hämtats från en översiktliga miljöteknisk markundersökning, med provtagning utförd under 2004. Jordprover togs från åtta punkter för analys med avseende på bland annat PAH, alifatiska kolväten samt bly. Resultaten visade att fastigheten var förorenad av främst PAH.

Bilaga 2 – PAH indelning

Naturvårdsverkets generella riktvärden omfattar 16 PAH som är uppdelade i tre grupper; PAH H, PAH M och PAH L. I de tidigare generella riktvärdena delades PAH in i PAH_{cancerogen} och PAH_{övrig}. Det är vanligt att analysdata för PAH redovisas för gruppvis och att halter för enskilda PAH saknas. Det är relevant att kunna konvertera den gamla indelningen till den nya för att kunna jämföra saneringsprojekt som genomförts före respektive efter de nya generella riktvärdena. Med hjälp av en teoretisk fördelning över PAH i stadsmiljöer, kan den gamla indelningen räknas om till den nya.

Genom att räkna ut hur stor andel som varje PAH utgör av den totala halten PAH, har sex fördelningar tagits fram. Utifrån medeländelen av respektive PAH från de sex PAH sammanställningar, har en medelfördelning tagits fram, se tabell 1. Fyra av fördelningarna kommer från saneringsobjekt som behandlas i föreliggande rapport (Skeppsgossen, Daggkåpan, Lustgården och etapp 1, Johannelund). Resterande två är hämtade från underlaget till Naturvårdsverkets vägledningsmaterial för nya generella riktvärden och kommer från urbana bakgrundshalter respektive fyllnadsmassor från Göteborg.

Den teoretiska halten för varje PAH kan beräknas genom att multiplicera den totala halten PAH med andelen för respektive ämne. Då det endast är ett ämne som skiljer PAH_{cancerogen} från PAH H, är det bara halten för det ämnet, det vill säga benso(ghi)perylen, som beräknas för att få fram PAH H. Följande samband används:

$$PAH_H = PAH_{canc} + PAH_{tot} \times benso(ghi)perylen$$

PAH_{övriga} har delats upp mellan de tre nya grupperna, med tyngdpunkt på PAH M som beräknas med följande samband:

$$PAH_M = PAH_{övrig} - ((PAH_{tot} \times Benso(ghi)perylen) + (PAH_{tot} \times naftalen) + (PAH_{tot} \times acenaften) + (PAH_{tot} \times acenaftylen))$$

PAH L består följande tre ämnen som tidigare inkluderats i PAH_{övrig}

$$PAH_L = PAH_{tot} \times naftalen + PAH_{tot} \times acenaften + PAH_{tot} \times acenaftylen$$

Tabell 1. Fördelning 1-5 visar fördelningen av PAH16 från fem förorenade områden med fyllnadsmassor i Stockholm, Göteborg och Malmö. Fördelning 6 visar fördelningen av PAH16 i urbana bakgrundshalter. De sex fördelningarna har sammanfogats till en medelfördelning för att ge en uppskattning av hur spridningen av PAH16 ser ut i utfyllda stadsmiljöer.

	F 1	F 2	F 3	F 4	F 5	F 6	Medel	STDAV
Acenaften (L)	1,96%	2,23%	1,38%	2,56%	0,40%	0,00%	1,43%	0,86%
Acenaftylen (L)	2,93%	2,04%	1,32%	1,74%	1,80%	0,20%	1,68%	0,76%
Naftalen (L)	1,73%	3,94%	2,21%	1,78%	0,60%	0,10%	1,72%	1,15%
Antracen (M)	0,00%	2,94%	4,79%	4,35%	2,90%	1,00%	2,66%	1,58%
Fenantren (M)	10,92%	9,74%	9,98%	6,98%	8,80%	9,00%	9,24%	1,13%
Fluoranten (M)	16,80%	17,92%	16,70%	12,23%	18,00%	21,80%	17,24%	2,60%
Fluoren (M)	2,59%	2,33%	3,21%	2,32%	1,00%	0,30%	1,95%	0,92%
Pyren (M)	14,30%	15,13%	12,44%	9,41%	15,80%	17,60%	14,12%	2,42%
Benzo(a)antracen (H)	7,73%	6,82%	9,78%	6,67%	8,40%	7,40%	7,81%	0,98%
Benzo(a)pyren (H)	7,49%	6,19%	8,00%	9,30%	7,60%	7,30%	7,65%	0,85%
Benzo(b)fluoranten (H)	6,58%	6,90%	7,54%	9,38%	5,30%	9,90%	7,60%	1,49%
Benzo(g,h,i)perylen (H)	4,83%	5,03%	2,90%	8,29%	5,80%	5,30%	5,36%	1,47%
Benzo(k)fluoranten (H)	6,58%	4,23%	6,38%	8,29%	6,40%	4,90%	6,14%	1,20%
Dibenzo(a,h)antracen (H)	1,72%	2,28%	1,90%	2,23%	1,40%	0,30%	1,62%	0,64%
Indeno(1,2,3-cd)pyren (H)	5,53%	4,79%	2,88%	6,09%	5,50%	5,50%	5,05%	0,96%
Krysen (H)	8,32%	7,49%	8,59%	8,39%	10,20%	9,40%	8,74%	0,80%
PAH L	6,62%	8,21%	4,91%	6,07%	2,82%	0,32%	4,82%	2,41%
PAH M	44,60%	48,06%	47,12%	35,30%	46,54%	49,67%	45,21%	4,34%
PAH H	48,78%	43,74%	47,97%	58,63%	50,65%	50,01%	49,96%	4,14%
summa	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
cancerogena	43,94%	38,71%	45,08%	50,34%	44,87%	44,68%	44,60%	3,13%
övriga	56,1%	61,3%	54,9%	49,7%	55,3%	55,1%	55,4%	3,1%

En faktor som kan påverka hur korrekt en teoretisk fördelning blir och som har varit avgörande för vilka PAH-sammansättningar som använts i fördelningen, är hur stor del av de uppmätta halterna som är under detektionsgränsen. De halter som underskrider detektionsgränsen har ersatts med slumpgenererade tal mellan noll och detektionsgränsen (för vidare information, se rapporten, stycke 2.1.2) och har därför ingen korrelation till hur de separata ämnena är fördelade i ett jordprov. Om en stor del av halterna i en sammansättning av PAH är under detektionsgränsen, är det möjligt att den teoretiska fördelningen inte speglar den verkliga. De sammansättningar som inkluderats i den teoretiska fördelningen, har en liten andel halter som underskrider detektionsgränsen för PAH H och PAH M.

Bilaga 3 – Beräkning av emissioner

Arbetsmaskiner

De faktiska utsläppen från arbetsmaskiner (bandgrävmaskin, hjullastare och dumper) kan beräknas med hjälp av respektive ämnes emissionsfaktor, maskinens motoreffekt och beläggningsgrad. Emissionsfaktorer samt maskinspecifikationer finns listade i tabell 3. För att beräkna de totala utsläppen behövs även timmar som maskinerna är aktiva. Två viktiga faktorer för hur lång tid det tar att schakta en viss volym massor är tillgången på upplagsytor och antalet lastbilar. Om mängden massor som schaktas under en dag ej påverkas av att det blir kö i senare led i hanteringen av massorna, kan cirka 300 m³ schaktas under en åtta timmars arbetsdag.¹ Det innebär en gräv hastighet på 37,5 m³/h. Den verkliga mängden som kan schaktas per dag varierar dock och för att ta hänsyn till sådana variationer beräknas emissioner för 150-500 m³/dag vilket ger 18,75-62,5 m³/h. Hjullastare och dumper används kontinuerligt under tiden som schakten pågår, vilket betyder att samma tidsangivelser är gällande även för dessa maskiner. I beräkningarna antas att det finns en av varje maskin.

Tabell 3. Emissions- och bränslefaktorer (g/kWh), samt indata för beräkning av emissioner från bandgrävmaskiner, hjullastare och dumper.
Källa: Flodström, E., et al. Emissioner för CO₂ och SO_x beräknade utifrån bränsleförbrukningen.

	Grävmaskiner, band	Dumper	Hjullastare
Motortyp	Diesel	Diesel	Diesel
Motorstorlek (grupp)	130-560	130-560	75-130
Motoreffekt (kW)	150	180	100
Beläggningsgrad	0,4	0,4	0,55
Bränsleförbrukning	254	254	260
CO	3,5	3,5	5
NO _x	7	7	7
Partiklar	0,2	0,2	0,3
N ₂ O	0,35	0,35	0,35
CH ₄	0,05	0,05	0,05
NH ₃	0,002	0,002	0,002

De faktiska utsläppen (bortsett från utsläpp för CO₂ och SO₂) beräknas enligt ekvation 1. Emissionsfaktorer för CO₂ och SO₂ finns ej angivna för grävmaskiner och hjullastare. Utsläppen kan dock beräknas utifrån bränsleförbrukningen eftersom emissionerna är bränsleberoende.² Utsläppen av CO₂ och SO₂ beräknas med bränsleförbrukning och bränslets svavelinnehåll som utgångspunkt. Bränsleförbrukningen i liter kan beräknas utifrån den specifika vikten för diesel och bränslefaktor som finns angiven i tabell 3. Bränsleförbrukningen beräknas enligt ekvation 2 och de totala utsläppen av CO₂ respektive SO₂, enligt ekvation 3 och 4.

¹ Personlig kommunikation, Gustavsson, J och Kronberg, H. (2009-09-23)

² ibid.

$$E = E_{fi} \times HP \times LF \times HRS \quad (1)$$

E = emission (g), E_{fi} = emissionsfaktor (g/kWh), LF = belastningsgrad (%), HRS = antalet drifttimmar

$$b = (B \times HP \times LF \times HRS \times 1,136) / 1000 \quad (2)$$

b = bränsleförbrukning (l), B = bränslefaktor (g/kWh), LF = belastningsgrad (%), HRS = antalet drifttimmar 1,136 l/ kg diesel

$$E_{CO_2} = 44,011 \times (b \times \delta / (12,011 + 1,008 \times r_{H/C})) \quad (3)$$

E_{CO_2} = emission (g), b = bränslemängd (l), δ = densitet (diesel = 0.8 kg/l), $r_{H/C}$ = förhållandet mellan väte och kol (2 för diesel)

$$E_{SO_2} = 2 \times \sum_j \sum_l k_{s,l} \times b_{j,l} \times \delta \quad (4)$$

E_{SO_2} = emission (g), $b_{j,l}$ = bränsleförbrukning (l), δ = densitet (diesel = 0.8 kg/l), $k_{s,l}$ = svavelförbrukning

Transporter

Utsläpp från transporter varierar beroende på om lastbilen är fullastad eller tom, det vill säga huruvida den är på väg till deponi med förorenade massor, eller om den är på väg tillbaka till det förorenade området. Utöver de antaganden som tagits för transporter i kostnadsberäkningarna bygger analysen på följande antaganden:

- Transporter har skett med tung lastbil med släp.
- Motortyp antas vara av miljöklass Euro 1 och bränsle antas vara MK1
- Varje transport antas vara fullastad, det vill säga 40 ton massor per lastbil.
- Bränsleförbrukning för fullastad lastbil är 50 l/100 km.
- Bränsleförbrukning för tom lastbil är 30,5 l/100 km

Data angående bränsleförbrukning, emissionsfaktorer samt svavel- och koldioxidinnehåll i diesel gäller Volvos lastbilar med miljöklass Euro 1.³ Bränsleförbrukningen för en fullastade lastbil antas vara 49 l/10 km och 30,5 l/10 km för en tom.⁴ Emissioner för CO₂ och SO₂ beräknas enligt ekvation 3 och 4.

³ Elektronisk källa, Volvo lastvagnar AB

⁴ Eliaeson, K. (2003) Miljökonsekvenser vid borttagande av förorenad jord, en sammanställning av emissioner till atmosfären från en marksanering i Nacka.

Referenser

- Eliaeson, K. 2003. *Miljökonsekvenser vid borttagande av förorenad jord, en sammanställning av emissioner till atmosfären från en marksanering i Nacka*. IVL Svenska miljöinstitutet AB. Rapport B1512
- Flodström, E., Sjödin, Å., Gustavsson, T., 2004. *Uppdatering av utsläpp till luft från arbetsfordon och arbetsredskap för Sveriges internationella rapportering*. Svenska MiljöEmissionsData, Rapportserie SMED och SMED&SLU Nr 2, 2004

Elektroniska källor

Volvo lastvagnar AB

<http://www.rejmes.se/Hem/Nyhetsfiler/emmissioner.pdf>Hämtad 2009-09-25

Personliga kontakter

Gustavsson, Joakim 2009-09-23 (Sweco Environment)

Kronberg, Hans 2009-09-23 (Sweco Environment)

Bilaga 4 – Åtgärdsbehov

För att bestämma åtgärdsbehovet har den övre konfidensgränsen för medelvärdet (UCLM₉₅), maxhalt och medelvärde för vardera ämnet bedömts mot riktvärdet för respektive markanvändningsscenario. För de markanvändningar där ett eller flera ämnen finns i halter som överskrider riktvärdena, anses området ha ett åtgärdsbehov. Tabell 1 visar generella och storstadsspecifika riktvärden för de ämnen som har tagits med i analysen i rapporten.

Tabell 1. Sammanställning av Generella samt Storstadsspecifika riktvärden. Riktvärden i mg/kg.

Ämne	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Arsenik	10	10	16	10	25	50	60
Bly	50	160	320	130	400	1100	2400
Kadmium	0,5	8	13	4	15	35	100
Kobolt	15	40	65	22	35	65	140
Koppar	80	430	430	430	200	430	1100
Krom tot	80	440	440	440	150	440	1100
Kvicksilver*	0,25	0,25	0,25	2	2,5	2,5	31
Nickel	40	80	130	43	120	260	520
Zink	250	690	690	690	500	690	960
PAH L*	3	5	15	5	15	28	140
PAH M*	3	3	3	17	20	20	240
PAH H	1	6	10	6	10	15	30
Alifat >C16-C35	100	1000	1000	1000	1000	1000	1000

Tabell 2. Åtgärdsbehov då generella respektive storstadsspecifika riktvärden används som åtgärds mål då UCLM₉₅ används som representativ halt. De förorenade områden där ett saneringsbehov, det vill säga då det finns halter över riktvärdet, markeras med Ö. De områden där halter ej överskrider riktvärden markeras med U.

	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Rosenlundsverket	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Majorna, skolan	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Majorna, lekplatsen	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Kv Venus	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Östra Kvillebäcken	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Västra Eriksberg	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U
Öster om Bellevue	Ö	Ö	Ö	U	U	U	U
Slussen 1	Ö	Ö	Ö	U	U	U	U
Skeppsgossen	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U	U
Glasbruket	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Daggkåpan Etapp 1	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U
Daggkåpan Etapp 2	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U	U
Liljeholmstorget	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U	U
Gunnebo	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U
Annedal	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Johannelund	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U
Kv Lustgården	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U

Tabell 3. Antalet projekt med åtgärdsbehov samt andelen saneringsobjekt där medelhalten av respektive ämne överskrider riktvärden och därmed är styrande för åtgärdsbehovet då $UCLM_{95}$ används som representativ halt. Flera ämnen kan vara bidragande till saneringsbehovet.

	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Åtgärdsbehov	17	17	17	15	12	11	7
PAH H	17	14	10	13	9	8	6
PAH M	17	17	17	10	7	6	2
PAH L	7	3	2	3	2	2	-
Arsenik	7	7	6	7	4	3	2
Bly	14	7	6	8	5	1	-
Alifater >C16-35	5	2	2	2	2	2	2
Koppar	11	5	5	5	6	5	-
Kobolt	-	-	-	-	-	-	-
Kadmium	7	1	1	1	1	1	1
Krom tot	-	-	-	-	-	-	-
Kvicksilver	8	8	8	3	3	2	-
Zink	7	3	3	3	5	3	-

Tabell 4. Åtgärdsbehov då generella respektive storstadsspecifika riktvärden används som åtgärds mål då *medelvärde* används som representativ halt. De förorenade områden där ett saneringsbehov, det vill säga då det finns halter över riktvärdet, markeras med Ö. De områden där halter ej överskrider riktvärden markeras med U.

	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Rosenlundsverket	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Majorna, skolan	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U
Majorna, lekplatsen	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Kv Venus	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Östra Kvillebäcken	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Västra Eriksberg	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U
Öster om Bellevue	Ö	U	U	U	U	U	U
Slussen 1	Ö	U	U	U	U	U	U
Skeppsgossen	Ö	U	U	U	U	U	U
Glasbruket	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U
Daggkåpan Etapp 1	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U	U
Daggkåpan Etapp 2	Ö	Ö	Ö	U	U	U	U
Liljeholmstorget	Ö	Ö	Ö	U	U	U	U
Gunnebo	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U	U
Annedal	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U
Johannelund	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U	U
Kv Lustgården	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U

Tabell 5. Antalet projekt med åtgärdsbehov samt andelen saneringsobjekt där medelhalten av respektive ämne överskrider riktvärden och därmed är styrande för åtgärdsbehovet då *medelvärde*t används som representativ halt. Flera ämnen kan vara bidragande till saneringsbehovet.

	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Åtgärdsbehov	17	14	14	12	9	7	4
PAH H	17	9	6	8	6	5	4
PAH M	15	15	14	8	4	4	1
PAH L	2	2	2	2	1	-	-
Arsenik	5	5	2	5	-	-	-
Bly	10	4	1	6	1	-	-
Alifater >C16-35	4	2	2	2	2	2	2
Koppar	7	1	1	1	2	1	-
Kobolt	-	-	-	-	-	-	-
Kadmium	4	1	1	1	1	-	-
Krom tot	-	-	-	-	-	-	-
Kvicksilver	6	6	6	2	2	2	-
Zink	4	-	-	-	-	-	-

Tabell 6. Åtgärdsbehov då generella respektive storstadsspecifika riktvärden används som åtgärds mål då *maxhalten* används som representativ halt. De förorenade områden där ett saneringsbehov, det vill säga då det finns halter över riktvärdet, markeras med Ö. De områden där halter ej överskrider riktvärden markeras med U.

	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Rosenlundsverket	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Majorna, skolan	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Majorna, lekplatsen	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Kv Venus	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Östra Kvillebäcken	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Västra Eriksberg	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Öster om Bellevue	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U	U
Slussen 1	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	U
Skeppsgossen	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Glasbruket	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Daggkåpan Etapp 1	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Daggkåpan Etapp 2	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Liljeholmstorget	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Gunnebo	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Annedal	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Johannelund	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö
Kv Lustgården	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö	Ö

Tabell 7. Antalet projekt med åtgärdsbehov samt andelen saneringsobjekt där medelhalten av respektive ämne överskrider riktvärden och därmed är styrande för åtgärdsbehovet då *maxhalten* används som representativ halt. Flera ämnen kan vara bidragande till saneringsbehovet.

Maxhalt	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Åtgärdsbehov	17	17	17	17	17	16	15
PAH H	17	17	17	17	17	15	14
PAH M	17	17	17	17	16	15	6
PAH L	13	12	6	12	6	3	1
Arsenik	13	13	11	13	7	4	4
Bly	16	14	13	16	12	9	5
Alifater >C16-35	6	4	4	4	4	4	4
Koppar	13	11	11	11	13	11	6
Kobolt	5	2	-	4	1	-	-
Kadmium	11	4	3	7	3	2	1
Krom tot	6	2	2	2	4	2	2
Kvicksilver	8	8	8	3	3	3	2
Zink	16	13	13	13	14	13	12

Bilaga 5 – Resultat volym

Tabell 1-5 visar volymen (m³) massor som är förorenade av respektive ämne. En enhetsvolym kan vara förorenad av flera ämnen. De ämnen som ej har analyserats, markeras med -.

Tabell 1. Daggkåpan E1

Volym	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Totalt	29100	10700	10550	8450	5400	2600	900
As	400	400	200	400	150	50	50
Pb	25 450	5 200	5 200	6 650	1 650	400	150
Cd	950	0	0	0	-	-	-
Cu	7 150	600	600	600	2 150	600	100
Cr	150	0	0	0	50	0	0
Co	-	-	-	-	-	-	-
Hg	4 150	4 150	4 150	400	200	200	-
Ni	100	100	50	100	50	-	-
Zn	9 350	1 150	1 150	1 150	2 050	1 150	350
A C16-35	-	-	-	-	-	-	-
PAH H	2 400	850	500	800	500	400	350
PAH M	1 750	1 750	1 750	400	400	400	0
PAH L	250	200	150	200	150	100	0

Tabell 2. Daggkåpan E2

Volym	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Totalt	16050	10000	4100	9250	2300	1500	900
As	7300	7300	1100	7300	200	200	0
Pb	6600	1200	550	1400	550	350	200
Cd	1 800	0	0	0	-	-	-
Cu	3500	0	0	0	550	0	0
Cr	500	0	0	0	-	-	-
Co	-	-	-	-	-	-	-
Hg	800	800	800	0	50	50	0
Ni	-	-	-	-	-	-	-
Zn	3 650	150	150	150	1100	150	150
A C16-35	-	-	-	-	-	-	-
PAH H	9 550	2 200	1300	2200	1 300	1 050	700
PAH M	3 000	3 000	3000	1100	900	900	50
PAH L	650	400	50	400	-	-	-

Tabell 3. Gunnebo

Volym	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Totalt	7750	5550	4150	4200	2450	1500	1050
As	3 500	3 500	1 950	3 500	1 350	750	650
Pb	400	100	50	100	50	0	0
Cd	350	0	0	0	-	-	-
Cu	950	100	100	100	300	100	-
Cr	900	50	50	50	500	50	50
Co	750	0	0	0	550	0	0
Hg	-	-	-	-	-	-	-
Ni	-	-	-	-	-	-	-
Zn	1 100	350	350	350	550	350	150
A C16-35	550	100	100	100	100	100	100
PAH H	1 500	400	250	400	250	250	150
PAH M	1 850	1 850	1 850	250	250	250	50
PAH L	150	50	50	50	50	-	-

Tabell 4. Liljeholmstorget

Volym	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Totalt	33800	10000	7200	10200	6800	3800	2400
As	3 000	3 000	3 000	3 000	-	-	-
Pb	18 800	3 600	3 600	3 800	1 000	400	0
Cd	8 400	-	-	-	-	-	-
Cu	5 200	200	200	200	1 000	200	200
Cr	-	-	-	-	-	-	-
Co	5 000	0	0	200	0	0	-
Hg	-	-	-	-	-	-	-
Ni	600	0	0	600	0	0	-
Zn	8 000	2 000	2 000	2 000	4 000	2 000	1 400
A C16-35	8 400	800	800	800	800	800	800
PAH H	8 400	2 600	2 600	2 600	1 400	400	0
PAH M	2 800	2 800	2 800	400	400	400	0
PAH L	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 5. Skeppsgossen

Volym	KM	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 7	MKM	Scenario 5	Scenario 6
Totalt	25600	12200	12200	6400	4200	1800	1000
As	400	400	400	400	400	0	0
Pb	800	200	0	400	-	-	-
Cd	600	200	200	200	200	0	0
Cu	1 800	0	0	0	800	0	0
Cr	-	-	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-	-	-	-
Hg	-	-	-	-	-	-	-
Ni	-	-	-	-	-	-	-
Zn	600	200	200	200	400	200	200
A C16-35	1 800	0	0	0	-	-	-
PAH H	25 400	5 600	2 200	5 600	2 200	1 200	800
PAH M	11 600	11 600	11 600	2 000	1 800	1 800	-
PAH L	-	-	-	-	-	-	-

Bilaga 6 – Resultat kostnader

Tabell 1-6 visar kostnader (kr) för separata moment i vid sanering av förorenad mark.

Tabell 1. Medelkostnad för transporter. Beräkningarna bygger på priset 2kr/ton*km.

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	3 666 600	1 291 500	4 258 800	976 500	3 225 600
Scenario 3	1 348 200	491 400	1 260 000	699 300	1 537 200
Scenario 4	1 329 300	466 200	907 200	522 900	1 537 200
Scenario 7	1 064 700	302 400	1 285 200	529 200	806 400
MKM	680 400	289 800	856 800	308 700	529 200
Scenario 5	327 600	189 000	478 800	189 000	226 800
Scenario 6	113 400	113 400	302 400	132 300	126 000

Tabell 2. Kostnad för transporter till deponi med avståndet 50 km. Beräkningarna bygger på priset 2kr/ton*km

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	5 238 000	1 845 000	6 084 000	1 395 000	4 608 000
Scenario 3	1 926 000	702 000	1 800 000	999 000	2 196 000
Scenario 4	1 899 000	666 000	1 296 000	747 000	2 196 000
Scenario 7	1 521 000	432 000	1 836 000	756 000	1 152 000
MKM	972 000	414 000	1 224 000	441 000	756 000
Scenario 5	468 000	270 000	684 000	270 000	324 000
Scenario 6	162 000	162 000	432 000	189 000	180 000

Tabell 3. Kostnad för transporter till deponi med avståndet 20 km. Beräkningarna bygger på priset 2kr/ton*km

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	2 095 200	738 000	2 433 600	558 000	1 843 200
Scenario 3	770 400	280 800	720 000	399 600	878 400
Scenario 4	759 600	266 400	518 400	298 800	878 400
Scenario 7	608 400	172 800	734 400	302 400	460 800
MKM	388 800	165 600	489 600	176 400	302 400
Scenario 5	187 200	108 000	273 600	108 000	129 600
Scenario 6	64 800	64 800	172 800	75 600	72 000

Tabell 4. Kostnad för deponi. Beräkningarna bygger på priset 45 kr/ton

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	2 357 100	830 250	2 737 800	627 750	2 073 600
Scenario 3	866 700	315 900	810 000	449 550	988 200
Scenario 4	854 550	299 700	583 200	336 150	988 200
Scenario 7	684 450	194 400	826 200	340 200	518 400
MKM	437 400	186 300	550 800	198 450	340 200
Scenario 5	210 600	121 500	307 800	121 500	145 800
Scenario 6	72 900	72 900	194 400	85 050	81 000

Tabell 5. Kostnad för schaktning. Beräkningarna bygger på priset 65kr/m³

Schakt	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	1 891 500	666 250	2 197 000	503 750	1 664 000
Scenario 3	695 500	253 500	650 000	360 750	793 000
Scenario 4	685 750	240 500	468 000	269 750	793 000
Scenario 7	549 250	156 000	663 000	273 000	416 000
MKM	351 000	149 500	442 000	159 250	273 000
Scenario 5	169 000	97 500	247 000	97 500	117 000
Scenario 6	58 500	58 500	156 000	68 250	65 000

Tabell 6. Kostnad för hantering. Beräkningarna bygger på priset 10 kr/ton

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	523 800	184 500	608 400	139 500	460 800
Scenario 3	192 600	70 200	180 000	99 900	219 600
Scenario 4	189 900	66 600	129 600	74 700	219 600
Scenario 7	152 100	43 200	183 600	75 600	115 200
MKM	97 200	41 400	122 400	44 100	75 600
Scenario 5	46 800	27 000	68 400	27 000	32 400
Scenario 6	16 200	16 200	43 200	18 900	18 000

Bilaga 7 – Resultat emissioner

Tabell 1. Sammanlagda emissioner av CO₂ (kg) från transporter till och från deponi samt grävmaskin, hjullastare och dumper.

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	183 772	101 359	213 453	48 943	161 668
Scenario	67 572	63 152	63 152	35 049	77 045
Minskning	116 199	38 207	150 301	13 893	84 623
	63%	38%	70%	28%	52%
Scenario 4	66 625	25 892	45 469	26 208	77 045
Minskning	117 147	75 466	167 984	22 735	84 623
	64%	74%	79%	46%	52%
Scenario 7	53 363	58 415	64 415	26 524	40 417
Minskning	130 408	42 943	149 038	22 419	121 251
	71%	42%	70%	46%	75%
MKM	34 102	14 525	42 943	15 472	26 524
Scenario 5	16 419	9 473	23 998	9 473	11 367
Minskning	17 682	5 052	18 946	5 999	15 156
	52%	35%	44%	39%	57%
Scenario 6	5 684	5 684	15 156	6 631	6 315
Minskning	28418,3	8841,2	27786,8	8841,2	20208,6
	83%	61%	65%	57%	76%

Tabell 2. Sammanlagda emissioner av SO₂ (kg) från transporter till och från deponi samt grävmaskin, hjullastare och dumper.

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	120,1	66,2	139,5	32,0	105,6
Scenario 3	44,2	41,3	41,3	22,9	50,3
Minskning	76	25	98	9	55
	63%	38%	70%	28%	52%
Scenario 4	43,5	16,9	29,7	17,1	50,3
Minskning	77	49	110	15	55
	64%	74%	79%	46%	52%
Scenario 7	34,9	38,2	42,1	17,3	26,4
Minskning	85	28	97	15	79
	71%	42%	70%	46%	75%
MKM	22,3	9,5	28,1	10,1	17,3
Scenario 5	10,7	6,2	15,7	6,2	7,4
Minskning	12	3	12	4	10
	52%	35%	44%	39%	57%
Scenario 6	3,7	3,7	9,9	4,3	4,1
Minskning	18,6	5,8	18,2	5,8	13,2
	83%	61%	65%	57%	76%

Tabell 3. Sammanlagda emissioner av NOx (kg) från transporter till och från deponi samt grävmaskin, hjullastare och dumper.

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	1887,3	1040,9	2192,1	502,6	1660,3
Scenario 3	694,0	648,6	648,6	360,0	791,2
Minskning	1 193	392	1 544	143	869
	63%	38%	70%	28%	52%
Scenario 4	684,2	265,9	467,0	269,2	791,2
Minskning	1 203	775	1 725	233	869
	64%	74%	79%	46%	52%
Scenario 7	548,0	599,9	661,5	272,4	415,1
Minskning	1 339	441	1 531	230	1 245
	71%	42%	70%	46%	75%
MKM	350,2	149,2	441,0	158,9	272,4
Scenario 5	168,6	97,3	246,5	97,3	116,7
Minskning	182	52	195	62	156
	52%	35%	44%	39%	57%
Scenario 6	58,4	58,4	155,7	68,1	64,9
Minskning	291,9	90,8	285,4	90,8	207,5
	83%	61%	65%	57%	76%

Tabell 4. Sammanlagda emissioner av CO (kg) från transporter till och från deponi samt grävmaskin, hjullastare och dumper.

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	844,7	465,9	981,1	225,0	743,1
Scenario 3	310,6	290,3	290,3	161,1	354,1
Minskning	534	176	691	64	389
	63%	38%	70%	28%	52%
Scenario 4	306,2	119,0	209,0	120,5	354,1
Minskning	538	347	772	104	389
	64%	74%	79%	46%	52%
Scenario 7	245,3	268,5	296,1	121,9	185,8
Minskning	599	197	685	103	557
	71%	42%	70%	46%	75%
MKM	156,7	66,8	197,4	71,1	121,9
Scenario 5	75,5	43,5	110,3	43,5	52,2
Minskning	81	23	87	28	70
	52%	35%	44%	39%	57%
Scenario 6	26,1	26,1	69,7	30,5	29,0
Minskning	130,6	40,6	127,7	40,6	92,9
	83%	61%	65%	57%	76%

Tabell 5. Sammanlagda emissioner av partiklar (kg) från transporter till och från deponi samt grävmaskin, hjullastare och dumper.

	Daggkåpan E1	Daggkåpan E2	Liljeholmstorget	Gunnebo	Skeppsgossen
KM	50,4	27,8	58,5	13,4	44,3
Scenario 3	18,5	17,3	17,3	9,6	21,1
Minskning	32	10	41	4	23
	63%	38%	70%	28%	52%
Scenario 4	18,3	7,1	12,5	7,2	21,1
Minskning	32	21	46	6	23
	64%	74%	79%	46%	52%
Scenario 7	14,6	16,0	17,7	7,3	11,1
Minskning	36	12	41	6	33
	71%	42%	70%	46%	75%
MKM	9,3	4,0	11,8	4,2	7,3
Scenario 5	4,5	2,6	6,6	2,6	3,1
Minskning	5	1	5	2	4
	52%	35%	44%	39%	57%
Scenario 6	1,6	1,6	4,2	1,8	1,7
Minskning	7,8	2,4	7,6	2,4	5,5
	83%	61%	65%	57%	76%