

Tolust ETT AB och Munksjö Sweden AB

SÖDRA MUNKSJÖOMRÅDET

Fördjupad riskbedömning avseende förorenad mark



Del av undersökningsområdet, vy från söder mot norr

Göteborg 2009-05-14
Sweco Environment AB
Miljöteknik, Göteborg och Vatten & Miljö, Jönköping

Louise Johansson

Håkan Wennerberg

Marie Börnell
Thomas Holm
Uppdragsnummer 1300120000

SWECO
VATTEN & MILJÖ
Gullbergs Strandgata 3
Box 2203, 403 14 Göteborg
Telefon 031-62 75 00
Telefax 031-62 77 22

Uppdrag 1300120.000; MABL
p:\1353\1300120_södra_munksjöområdet\000\19
original\riskbedömning\ra_riskbedömning_090601.doc



INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	1
1.3	Organisation	1
2	Förslag till övergripande åtgärds mål	2
3	Beskrivning av förorenings situationen	3
3.1	Bedömningsgrunder etc	3
3.2	Jordlager, hela området	4
3.3	Delområde A	5
3.4	Delområde B	7
3.5	Delområde C	9
3.6	Delområde D	10
3.7	Delområde E	11
3.8	Grundvatten	11
3.9	Övrigt	13
3.10	Osäkerhet i bedömningarna	13
4	Spridning av föroreningar	15
4.1	Allmänt	15
4.2	Metaller	17
4.3	Organiska ämnen	17
5	Fördjupad riskbedömning m a p planerad markanvändning	20
5.1	Allmänt	20
5.2	Platsspecifika förutsättningar	21
5.3	Skyddsobjekt	22
6	Hälsobaserad riskbedömning inklusive beräkning av platsspecifika riktvärden	23
6.1	Exponeringsförutsättningar för människor	23
6.2	TOC-halter, pH och konduktivitet	25
6.3	Platsspecifika hälsobaserade riktvärden för jord	26
6.3.1	Urval av ämnen	26
6.3.2	Beräkningar	26
6.4	Jämförelse mellan aktuell förorenings situation och platsspecifika hälsobaserade riktvärden	28
7	Miljöbaserad riskbedömning	31
7.1	Statusbeskrivning; Munksjön	31
7.1.1	Hydrologiska data	31
7.1.2	Påverkan på sediment av PAH	32
7.1.3	Tillskott av PAH till Munksjön via dagvatten	33
7.2	Påverkan på recipienten från aktuellt område	33
7.3	Påverkan på markmiljön	35
8	Sammanfattande riskbedömning	36
8.1	Osäkerhet i bedömningen	39
9	Förslag till mätbara åtgärds mål	40

Bilagor:

1. Situationsplan med områdesindelning (1203319-4)
2. Beräkningsresultat, platsspecifika riktvärden (2008-06-02)
3. Påträffade föroreningar och deras farlighet (2008-06-02)

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Tolust ETT AB har förvärvat den södra delen av det område där Munksjö Paper AB idag bedriver verksamhet. Inom området planeras nu för bostadsexploatering.

På uppdrag av Tolust ETT AB och Munksjö Sweden AB har Sweco utfört miljöutredningar inom fastigheten Lappen 5, d v s södra Munksjöområdet i Jönköping.

Föreliggande dokument omfattar en fördjupad riskbedömning. I dokumentet görs emellanåt hänvisningar till underlagsmaterialet vilket redovisats i andra dokument, dessa utgörs av:

- "Södra Munksjöområdet. Miljöhistorisk inventering avseende verksamhetslokaler och fastighet på Munksjö Paper AB:s verksamhetsområde söder om Bygatan" SWECO VIAK 2008-01-25, unr 1203319.000
- "Södra Munksjöområdet, Översiktliga miljötekniska markundersökningar – fältrapport" Sweco Environment AB 2009-05-14 unr 1300120000

1.2 Syfte

Syftet med föreliggande rapport är att ge en samlad bild av föroreningsituationen inom området, lämna förslag på såväl övergripande som mätbara åtgärdsåtgärder för området, beräkna platsspecifika riktvärden (för jord) samt att bedöma de risker som kan föreligga för människa och miljö med anledning av påvisad föroreningsförekomst inom området.

1.3 Organisation

Den fördjupade riskbedömningen har utförts av Marie Börnell. Thomas Holm har svarat för kvalitetsgranskningen. Uppdragsledare har varit Lars Grahn och Louise Johansson.

2 Förslag till övergripande åtgärds mål

Som övergripande åtgärds mål för södra Munksjöområdet föreslås:

- 1) Marken inom området skall efter utförda saneringsåtgärder kunna användas för de ändamål som blivande planer för området anger. I detta fall avses flerbostadshus av "stads-karaktär" uppföras på platsen.
- 2) En strävan bör vara att långsiktigt säkra vattenkvaliteten i såväl Munksjön som Vättern för att därigenom möjliggöra ekologiskt hållbara och variationsrika livsmiljöer. Tillskott av föroreningar från aktuellt område bör minimeras för att minska risken för negativ påverkan på vatten och sediment.

Möjligheten till odling av växter inom området bedöms bli mycket begränsad. Inför kommande riskvärdering har dock denna möjlighet tagits med som ett alternativ såväl inom ramen för riskbedömningen som i åtgärdsutredningen.

3 Beskrivning av föroreningsituationen

3.1 Bedömningsgrunder etc

För att en risk skall kunna bedömas måste det finnas ett objekt som skall skyddas. För att risk skall föreligga måste det dessutom finnas en potentiell farlighet (exempelvis ett giftigt ämne) som skyddsobjektet kan utsättas för och en möjlig exponeringsväg. Saknas någon av dessa förutsättningar så föreligger ingen risk. Risken blir ex mycket liten för ett ämne med låg farlighet, även om skyddsobjektet kan komma i kontakt med ämnet. På samma sätt blir risken liten om sannolikheten för exponering för ämnet är mycket låg.

En modell för hur riktvärden för jord kan beräknas har tagits fram av Naturvårdsverket i samband med att generella riktvärden för förorenad mark publicerades 1996 (NV 4638 och 4639) och förslag till branschspecifika riktvärden för ämnen förekommande på bensinstationer utgavs 1998 (NV 4889).

Observera! Sedan undersökningarna inom södra Munksjöområdet påbörjades har Naturvårdsverket presenterat nya generella riktvärden för förorenad mark (2008-10-24). Med anledning av att dessa inte hade trätt ikraft vid starten av detta utredningsarbete har de gamla riktvärdena använts vid bedömning av föroreningsituationen i mark. Dock har nya platsspecifika riktvärden beräknats för PAH då en helt ny indelning av dessa gjorts i om med de nya generella riktvärdena. Hänsyn har enbart tagits för dessa ämnen då PAH bedömts vara dimensionerande förorening vid en efterbehandlingsåtgärd inom området, se vidare **kapitel 6**.

I en fördjupad riskbedömning tas bl a hänsyn till aktuell förorenings-situation, exponerings- och spridningsförutsättningar samt planerad markanvändning. Förutom risker som sammanhänger med markanvändningen inom och i närheten av det förorenade området, kan även risker föreligga på större avstånd från detta område, t ex nedströms i en recipient, vilken kan påverkas av det förorenade området.

Nedan lämnas en sammanfattande beskrivning av förorenings-situationen inom södra Munksjöområdet. Beskrivningen är ett sammanvägt resultat från verksamhetsinventering, fältundersökningar (t ex provgroppsgrävningar och skruvborrningar), analysresultat och fältmätningar vilka genomförts inom området. Därutöver bedöms riskerna för spridning av föroreningar från området.

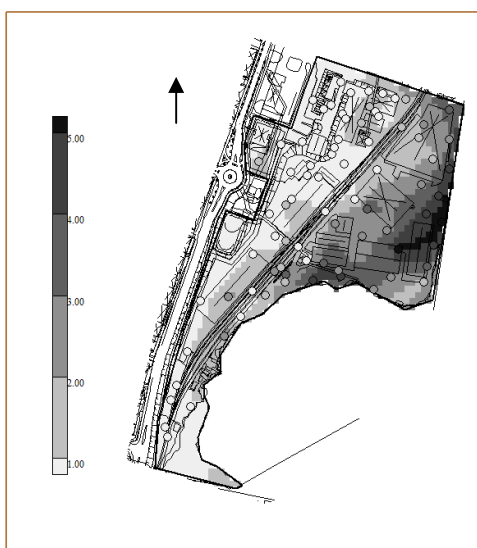
ra02s 2005-11-11

Som bedömningsgrund för jordprover har främst NVs generella riktvärden för "känslig markanvändning" (KM¹) samt "mindre känslig markanvändning" (MKM²) använts. Dessutom har ett antal platsspecifika hälsobaserade riktvärden beräknats med vilka en jämförelse skett i den fördjupade riskbedömningen, se avsnitt 5.4.

Som bedömningsgrund för grundvattenprover har främst NVs tillståndsvärden (NV 4918) använts tillsammans med riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer (Kemakta AR 2005-31).

3.2 Jordlager, hela området

Inom i stort sett hela undersökningsområdet återfinns fyllnadsmassor på naturligt avsatt sand och/eller grus, lokala avvikelser förekommer. Inom det område som är beläget väster om befintligt järnvägsspår är fyllnadsmassornas mäktighet generellt betydligt mindre (0-2 m) än inom området öster om järnvägen. Med öster om järnvägen avses det nordöstra området, i sydost finns betydligt mindre fyllnadsmassor. Inom det nordöstra delområdet är mäktigheten ställvis 5-6 m. Se **figur 3.1**.



Figur 3.1 Fyllnadsmassornas mäktighet (i meter) inom undersökningsområdet. Skalan till vänster anger meter under nuvarande marknivå.

¹ KM – områden avsedda för exempelvis bostäder

² MKM – områden avsedda för exempelvis kontor, industri och trafikytor

I nordost har utfyllnadsarbeten pågått under knappt 100 år i syfte att få tillgång till större markområden. Stora volymer fyllnadsmassor finns inom detta delområde, i vissa punkter är fyllningens mäktighet större än fem meter. Förutom främst sand och grus återfinns större eller mindre inslag av exempelvis slagg, mesa³ och tegel i massorna. Lukt av olja, tjära eller lösningsmedel har noterats i ett flertal provpunkter.

Även i anslutning till tjärdränksområdet, strax väster om järnvägen, har lukt av olja, tjära eller lösningsmedel noterats vid fältundersökningar.

Den obebyggda markytan inom undersökningsområdet utgörs till övervägande del av asfalt.

Med anledning av att såväl jordlagerföljd som föroreningssituation varierar inom undersökningsområdet har en indelning i fem delområden genomförts. Indelningen har bl a baserats på nuvarande och tidigare verksamhet, jordlagerföljd, analysresultat och fältobservationer. Nedan redovisas en beskrivning av respektive delområde, områdesindelningen redovisas på en situationsplan, se **bilaga 1**.

3.3 Delområde A

Område kring f d tjärdränk (PFO 1) samt uppställningsplats för asfaltstankar (PFO 2)

Delområdets storlek är cirka 18 300 m² inom vilket 22 provpunkter samt tre grundvattenrör har placerats. Inom området fanns tidigare en tjärdränksbyggnad, en avfallspanna, två transformatorer samt beredning av asfaltsemulsioner.

Området domineras av befintliga byggnader. Fyllnadsmassor i form av sand och grus överlagrar naturligt avsatt sand. I någon enstaka punkt finns torv direkt under fyllnadsmassorna. Markytan inom området utgörs av asfalt. I ett par provpunkter har förekomst av misstänkt tjärasfalt noterats.

Fyllningens mäktighet varierar mellan cirka 0,5 och 2 m, medelmäktigheten är cirka 1 m. Störst mäktighet har påvisats i områdets centrala och östra del.

³ Mesa är en restprodukt från pappersindustrin vilken i huvudsak utgörs av kalciumkarbonat.

I ett par provpunkter (utförda inomhus), i områdets norra del, har naturligt avsatt sand påträffats direkt under betongen. I enstaka provpunkter har inslag av tegel observerats i fyllnadsmassorna. I en provpunkt finns inslag av slagg.

Lukt av olja har noterats i en provpunkt, borrhål 0815, och då i nästan hela jordprofilen. Lukt påvisas från 1 m under markytan och ner till cirka 5 m under markytan, i naturligt avsatt sand, där provtagningen avslutades. Denna provpunkt är belägen i direkt anslutning till den tidigare tjärdränksbyggnaden.

I provpunkt 0854 har lukt av lösningsmedel noterats från cirka 0,5 m under markytan ner till cirka 2 m under markytan. Även i denna provpunkt noteras lukt även i naturligt avsatt sand. En provgrop, PG 16, grävdes bredvid och under befintlig ledningskulvert. Stelnad tjära återfanns i gropan cirka 1-1,5 m under markytan. Kulverten har saknat tät botten vilket troligen medfört att bitumen trängt igenom till underliggande marklager.

Utförda analyser visar att det i merparten av alla provpunkter inom området återfinns halter av PAH_{canc} vilka är högre än KM eller MKM. Högst uppmätt halt i jord, 130 mg/kg TS, återfinns i 0825 vilken är belägen direkt söder om byggnad 34b. Uppmätt halt kan eventuellt bero på förekomst av tjärasfalt i ytskiktet. Även halten PAH_{övr} är högre än KM eller MKM i åtta provpunkter. PAH-halterna är högst i de övre jordlagren och bedöms i allmänhet (men inte i alla provpunkter) avta med djupet.

Alifatiska och/eller aromatiska kolväten, i halter högre än KM, återfinns i sex av 21 provpunkter. Dessa provpunkter är främst belägna i anslutning till den f d tjärdränken och de tidigare cisterngårdarna. De metaller som påvisats i halter högre än KM är kadmium (två provpunkter) samt nickel och vanadin i en provpunkt. I den ena av dessa provpunkter förekommer inslag av slagg.

I provpunkt 0810 förekommer en halt av trikloreten vilken är högre än detektionsgränsen, men lägre än NVs generella riktvärde för KM. Inga övriga organiska ämnen har påvisats i halter högre än respektive detektionsgräns, vilken är lägre än tillgängliga riktvärden för KM. Provpunkten är belägen i anslutning till byggnad 34a där det enligt den historiska inventeringen kan ha hanterats trikloretylen (maskinavfettning).

ra02s 2005-11-11

Sammanfattning: Den tidigare verksamheten har förorsakat föroreningar i marken. På grund av byggnader och ledningslägen har inte provpunkterna kunnat placeras ut fritt varför en avgränsning av påvisade föroreningar i yt- och djupled har bedömts. Oljeförorenade massor återfinns i anslutning till byggnad 34a (läge för tidigare tjärdränk), främst nordost om densamma. Tjärpåverkade/ oljeförorenade massor återfinns även i anslutning till de f d cisterngårdarna inom den västra delen. Generellt finns halter av PAH högre än KM inom hela området, främst 0-1,5 m under markytan.

3.4 Delområde B

Utfyllnadsområde öster om järnvägen

Delområdets storlek är cirka 41 700 m² inom vilket 28 provpunkter och 17 gv-rör har placerats. Området har till stora delar fyllts ut från slutet av 1800-talet och fram till slutet av 1970-talet. Inom området har det tidigare funnits exempelvis svavelförråd, kalkbränningsugn och vedupplag. Idag finns främst olika typer av förrådsbyggnader på platsen.

Inom delområdet finns ett flertal förrådsbyggnader och markytan utgörs främst av asfalt. I söder, närmast sjökanten, finns ett mindre område där gräs och grus återfinns i markytan. Fyllnadsmassornas mäktighet varierar inom området, mellan 1 och mer än 5 m. Störst mäktighet har påvisats i de östligaste delarna. Fyllningen utgörs främst av grus, sand och organiskt material.

I ett stort antal provpunkter återfinns större eller mindre inslag av aska, slagg, metallskrot, mesa, trärester, tegel etc. Mesa återfinns främst i provpunkter belägna inom områdets norra del och slagg/aska återfinns främst i sydost. I en provpunkt, 0811, är mäktigheten av mesa mer än 4 m. Det går inte att koppla ihop förekomst av en särskild typ av fyllnadsmassor med en särskild tidpunkt för utfyllnad, utan den varierande karaktären bedöms i stort sett finnas inom hela området.

Vid provtagningen har avvikande lukt i någon form noterats i ett flertal provpunkter. Lösningssmedelsliknande lukt har noterats i en av 32 provpunkter. Lukt i form av olja och/eller tjära har noterats i ett stort antal provpunkter, främst belägna inom områdets södra och östra delar.

ra02s 2005-11-11

Föroreningsinnehållet i jordproverna domineras av förekomst av PAH, och då främst av PAH_{canc}. Föroreningsnivån avtar i allmänhet (men inte i alla provpunkter) med djupet, högst halter förekommer generellt mellan 0,5-2 m under markytan. Halter högre än NVs generella riktvärde för KM och även MKM har påvisats inom hela delområdet, såväl ytligt som på djup större än 1,5 m under markytan.

Föroreningspotentialen bedöms vara störst inom detta delområde med hänsyn till att förekomst av såväl metaller som organiska ämnen påvisats i ett stort antal jordprover (inom hela området). De noteringar om lukt och avvikande inslag (ex slagg, aska, mesa) som gjorts vid provtagningen indikerar att det sannolikt skulle påträffas förhöjda föroreningsnivåer i flera prover om sådana analyserades.

En redovisning av min-, median-, medel- och maxhalter för vissa utvalda parametrar redovisas i **tabell 3.1**. Där exponeringsrisken bygger på att små, begränsade delvolymmer med kraftigt förhöjda halter av en förorening kan vara viktiga, ex i ytjord där direktexponering typ "intag av jord" kan ske, är extremvärden viktiga att ta hänsyn till. Däremot, för riktvärden där exponeringsrisken är avhängigt massornas "volymsegenskaper" (ex vid risk för spridning via grundvattnet till recipient) är istället medel- eller medianvärdet det mest representativa värdet. Ett undantag utgörs i det senare fallet s k hot spots, som bör hanteras separat.

Medelhalterna är genomgående högre än KM, för PAH är medelhalterna så höga att även NVs generella riktvärde för MKM överskrids. Medianvärdena är i för alla parametrar, undantaget PAH_{canc}, lägre än NVs generella riktvärde för KM. Resultatet indikerar att belastningen av PAH_{canc} kan anses vara hög då även medelhalten överskrider NVs generella riktvärde för MKM. Inom området förekommer s k hot spots.

Tabell 3.1 Min-, median-, medel- och, maxhalter för utvalda ämnen i jordprov (mg/kg TS) baserat på laboratorieanalyser av samtliga jordprover. För jämförelse redovisas NVs generella riktvärden för KM och MKM.

Ämne	Antal analyser	Min	Median*	Medel*	Max	KM	MKM
Bly	38	5	48	176	3 100	80	300
Kadmium	38	0,22	0,12	0,55	11	0,4	12
Koppar	38	3,8	50,5	119	1 600	100	200
PAH _{canc}	46	< 0,3	11	87	1 500	0,3	7
PAH _{övr}	46	< 0,3	14	263	5 600	20	40

* I de fall uppmätta halter är lägre än respektive detektionsgräns har halva värdet för detektionsgränsen använts vid beräkning av median- respektive medelhalt.

Sammanfattning: Relativt stora volymer förorenade massor återfinns inom detta delområde. Vid ett grovt antagande att föroreningsnivåer högre än KM återfinns ner till 1,5-2 m under markytan ger det en volym som uppgår till ca 60 – 85 000 m³. Detta innebär, utgående ifrån medianhalten, att det uppskattningsvis kan finnas upp till 1,7 ton PAH_{canc} inom utfyllnadsområdet. Ställvis finns större sammanhängande volymer av ex mesa. Föroreningssituationen bedöms variera inom området och avtar i allmänhet med djupet.

3.5 Delområde C

Förrådsbyggnad för kemikalier och brandfarliga varor (PFO 3) samt transformatorer (PFO 5)

Delområdets storlek är cirka 18 000 m² inom vilket 8 provpunkter har placerats. Inom området har exempelvis kemikalier och brandfarliga varor förvarats, dessutom finns ett par transformatorer inom områdets södra del. Eventuellt kan klorerade lösningsmedel ha använts i den verksamhet som bedrivits i byggnad 134.

En större och ett par mindre byggnader finns inom området. Markytan utgörs till cirka hälften av asfalt och till hälften av grus och gräs. Fyllnadsmaterialet inom området är av en sandig och grusig karaktär. Inga större inslag av restprodukter och/eller rivningsrester har noterats vid provtagningen. Fyllningens mäktighet varierar mellan 0 och 1,3 m, störst mäktighet påvisad i väster och i anslutning till transformatorerna i söder.

ra02s 2005-11-11

Ingen avvikande lukt har noterats vid provtagningen. I en provpunkt, 0807, har inslag av aska noterats.

Utförda analyser har enbart påvisat förhöjda halter, högre än KM, av PAH_{canc}, bly (i en provpunkt) och PCB (i en provpunkt). Inga övriga organiska ämnen har påvisats i halter högre än respektive detektionsgräns vilken är lägre än tillgängliga riktvärden för KM.

Sammanfattning: Inga större sammanhängande volymer av förorenade massor har identifierats. Ställvis bedöms dock mindre förorenade jordvolymen förekomma.

3.6 Delområde D

Oljecisterner, oljeledning och påfyllnadsplats (PFO 4)

Delområdets storlek är cirka 13 400 m² inom vilket 15 provpunkter och tre gv-rör har placerats. Inom området finns två stora oljecisterner, påfyllnadsplats vid järnvägen och oljeledningar. Norra delen av byggnad 135 ingår i delområdet.

Fyllnadsmassorna utgörs främst av sand och grus. Fyllningens mäktighet varierar mellan cirka 0,5 m och 2,4 m. Lukt av olja, tjära, lösningsmedel eller diesel har noterats i mer än hälften av provpunkterna, dock enbart längs ledningssträckan och vid påfyllningen, ej vid cisternerna. Inslag av trärester, skrot, aska och mesa återfinns i fyllningen i ett par punkter.

Ett flertal PAH-analyser har utförts, varav cirka hälften uppvisar halter av PAH_{canc} högre än NVs generella riktvärde för KM. I någon enstaka punkt överskrider riktvärdet för MKM. Halterna avtar i allmänhet med djupet. Samtliga halter av PAH_{övr} är lägre än KM.

Spår av alifater och aromater har påvisats, men enbart i en provpunkt överskrider NVs generella riktvärden för KM. En alifathalt (C16-C35) på 1 200 mg/kg uppmättes i en punkt (0851)

Inga halter högre än KM har noterats för metaller eller övriga organiska ämnen vilka har analyserats.

Sammanfattning: Lätt förhöjda halter av främst PAH_{canc} återfinns inom området. Sannolikt finns även ställvis oljeförorenade massor, inga större sammanhängande volymer har dock identifierats. Högst föroreningspotential bedöms finnas öster om järnvägen samt i

ra02s 2005-11-11

anslutning till distributionsledning. Det kan inte uteslutas att det i samband med rivning av cisternerna påträffas förorening i direkt anslutning till dessa.

3.7 Delområde E

Upplag av tomfat (PFO 6) samt södra delen av området

Delområdets storlek är cirka 19 900 m² inom vilket sju provpunkter har placerats. Inom området har enligt äldre fotografier upplag för tomfat förekommit, i övrigt har enligt uppgift ingen direkt verksamhet bedrivits inom området. Området öster om järnvägen utgörs av impediment.

Södra delen av en magasinsbyggnad finns inom delområdet. Markytan är i huvudsak asfalterad. Fyllnadsmaterialet inom området består av sand och grus, dess mäktighet varierar mellan cirka 0,5 och 1 m. Svag bensinlukthar noterats i en punkt.

Genomförda analyser indikerar en lätt förhöjd halt av PAH_{canc} i en provpunkt och arsenik (>MKM) samt bly (>KM) i en provpunkt i söder.

Sammanfattning: Inom området har inga större sammanhängande volymer av förorenade massor identifierats. Ställvis bedöms dock mindre förorenade jordvolymer förekomma

3.8 Grundvatten

Provtagningspunkter för grundvatten, där analys har utförts, fördelas till delområde A (3 punkter), delområde B (17 punkter) samt delområde D (3 punkter). Undersökningarna har utförts etappvis under 2008 och början av 2009. Två av de installerade rören (GV17-18) har särskilt syftat till att undersöka en eventuell spridning från den potentiellt största föroreningskällan (tjärdränksområdet).

Analys av metallinnehåll har utförts på såväl filtrerade som ofiltrerade prover. Uppmätta halter har bl a jämförts med indelning av tillstånd för förorenat grundvatten (NV Rapport 4918). I filtrerade prover är samtliga halter så låga att tillståndet bedöms vara "mindre allvarligt", vilket är den lägsta tillståndsklassen. Ofiltrerade prover har inte jämförts med dessa tillståndsvärden då de senare avser filtrerade grundvattenprov.

ra02s 2005-11-11

I samtliga provpunkter har grundvattnets innehåll av organiska ämnen analyserats i något varierande omfattning. Analys har generellt utförts på ofiltrerade prov, vilka har dekanterats före analys (laboratoriet dekanterar vattenprov vid hög halt suspenderat material, slamhalt). Detta innebär högst sannolikt, trots dekantering, att vattenprover innehåller viss mängd finmaterial vid analys.

Redovisad halt av organiska ämnen i ofiltrerade grundvattenprov motsvarar därför sannolikt inte enbart löst halt i grundvattnet utan också partikulärt bundna föroreningar. Analys av grundvatten från fyra av provpunkterna (GV8, 10, 11 och 14) har skett på både ofiltrerade (dekanterade) och filtrerade prover.

Innehållet av organiska parametrar har jämförts med riktvärden framtagna av Kemakta 2006. Dessa ersatte Naturvårdsverkets riktvärden för indelning av tillstånd för förorenat grundvatten (NV Rapport 4918) då de senare var inriktade på fall där grundvatten används som dricksvatten. Då det inte är aktuellt med uttag av grundvatten till dricksvattenändamål på området bedöms det som irrelevant att jämföra med riktvärden angivna i NV Rapport 4918. Kemaktas riktvärden har tagits fram för att ge en fullgod skyddsnivå för de allra flesta situationer. Relevant i detta fall är påverkan på inomhusmiljön (Ångor i byggnader) samt påverkan på det akvatiska livet i recipienten (Miljörisker i ytvatten).

Av de ingående parametrarna i PAH_{övr} är det naftalen och acenaften som svarar för den största andelen av föroreningar (se också avsnitt 4.3 nedan). Från erhållna analysresultat går det inte att uttyda några entydiga skillnader i halter av organiska ämnen i filtrerade respektive ofiltrerade grundvattenprover.

I grundvatten från två provpunkter (GV2 och GV2b) noteras alifater (>C5-C12) och bensen i halter högre än Kemaktas riktvärde för "ångor i byggnader".

I grundvattenprov från 19 av 23 provpunkter (t ex GV17-18, se första stycket) noteras halter av organiska ämnen under detektionsgräns eller under Kemaktas riktvärde för "miljörisk i ytvatten". I grundvatten från resterande fyra grundvattenrör (GV2 och GV2b, GV11 och GV14) har halter av PAH_{övr} påvisats vilka överskrider Kemaktas riktvärde för "miljörisk i ytvatten". Det bör noteras att tre av dessa rör är placerade i direkt anslutning till varandra inom en och samma lokala punktkälla.

ra02s 2005-11-11

Erhållna analysresultat avseende metaller och organiska ämnen indikerar att det inte föreligger någon generell förorening i grundvattnet inom fastigheten. Den påverkan som har noterats kan kopplas samman med lokala punktkällor (innehållande tjärliknande ämnen) inom utfyllnadsområdet.

3.9 Övrigt

Spårområdet är egentligen inte något eget delområde utan ingår i de delområden som presenterats ovan. Kontroll av innehåll av koppar, krom och arsenik (CCA) i slipers från området har genomförts genom XRF-mätning på tre slipers. Uppmätta medelhalter är relativt låga varför det bedöms att det testade materialen sannolikt inte är impregnerade med CCA. Det kan dock inte uteslutas att det inom området finns slipers som är CCA-impregnerade. De slipers som inte innehåller CCA kan istället vara impregnerade med någon form av kreosotolja (innehållande PAH).

Misstänkt förekomst av tjärasfalt har vid fältprovtagningen noterats i ett flertal provpunkter. Utförda analyser (av 13 prov), fälttest och laboratorieanalyser, indikerar inte i något fall att det rör sig om tjärasfalt. Tjärasfalt förekommer ofta fläckvis vilket medför att man inte kan utesluta att asfalt av denna typ trots allt förekommer inom området.

3.10 Osäkerhet i bedömningarna

Nedan redovisas några av de osäkerheter som kan förknippas med de utförda undersökningarna inom södra Munksjöområdet:

- Omfattningen av och inriktningen hos de utförda miljötekniska undersökningarna har huvudsakligen baserats på resultatet från den historiska inventeringen. Detta innebär att undersökningarna inte tar hänsyn till eventuella föroreningskällor som inte framkommit under denna inventering.
- De miljötekniska undersökningarna har försvårats av ett komplicerat ledningsnät i marken. Tillsammans med den pågående verksamheten samt byggnaders utformning och placering har detta inneburit svårigheter att utföra undersökningar inom önskade ytor. Detta medför till exempel svårigheter att avgränsa påträffade punktkällor.

- Delområde B har under ca 100 års tid fyllts ut med heterogena fyllnadsmassor. Kvaliteten hos och föroreningsituationen i fyllnadsmassorna varierar sannolikt både i plan och djup. Undersökningarnas syfte har varit att ge en övergripande bild av risker och kostnader för åtgärder. Mer detaljerad kontroll av massor sker i samband med efterbehandling/exploatering.
- Undersökningar har utförts inom ett stort markområde motsvarande 10 ha. Utslaget på hela ytan har ca en provtagningspunkt per 1 000 m² utförts. Räknat på analyser av jord har ca 1 analys av PAH per 600 m² utförts. Räknat på ett djup av två meter motsvarar detta en analys avseende PAH per 1 200 m³. Ett stort antal grundvattenrör har installerats för att täcka upp för de undersökningar som enligt punkt två ovan inte kunnat genomföras.
- Efter att genomförandet av miljötekniska markundersökningar är avslutat återstår generellt en del osäkerheter. Dessa möts upp i de vidare utredningar som innebär en fördjupad riskbedömning och en åtgärdsutredning med kostnadsbedömning.

4 Spridning av föroreningar

4.1 Allmänt

Spridning av föroreningar till miljön inom och från området bedöms idag främst kunna ske via damning, via ångor samt via grundvatten-transport.

Större delen av markytan inom området är idag hårdgjord och/eller bebyggd, inom övriga delar utgörs markytan av bevuxna ytor, varför risken för att spridning av förorenat damm bedöms vara mycket liten.

Flyktiga föroreningar har ställvis påvisats i jord och grundvatten. Lokalt kan risk föreligga för att ångor kan tränga upp genom marklagren, in i en byggnad och eventuellt påverka inomhusmiljön.

Idag sker ingen odling av ätbara växter/grönsaker inom området, varför risk för spridning/exponering via intag vid nuvarande markanvändning bedöms vara försumbart.

Störst risk för spridning av föroreningar bedöms vara i löst form via grundvattnet och vidare till recipienten Munksjön.

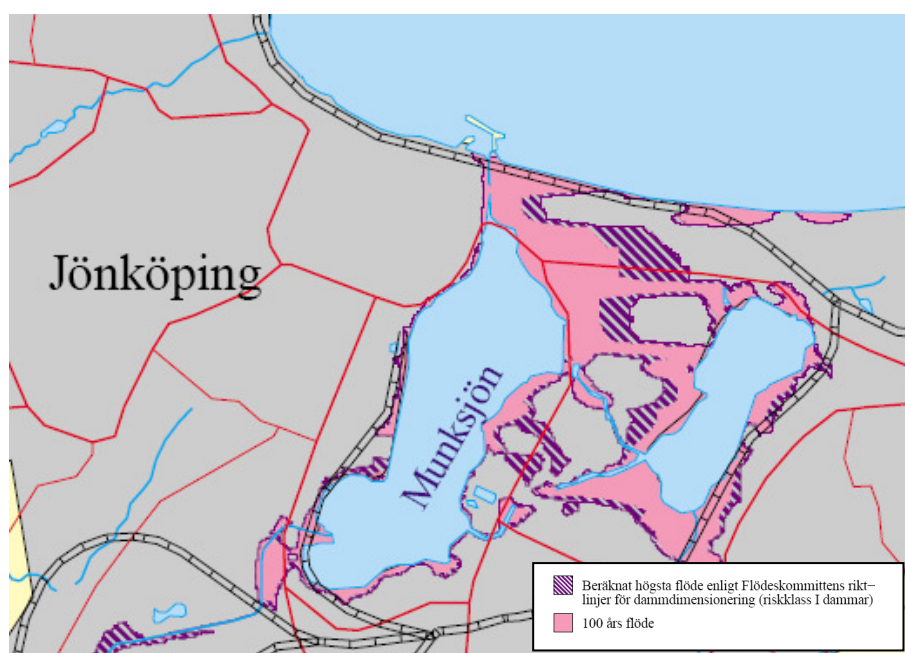
Partikelburen spridning av föroreningar ifrån området bedöms inte ske via grundvattenflödet. Vatten från Munksjön kan dock i viss mån antas strömma in och ut genom främst strandnära delar av fyllnads-massorna och skapa viss stranderosion/urtvättning av finpartiklar. Strandlinjen inom delområde B och D (inom vilka förorenade fyllnadsmassor förekommer i störst omfattning) uppgår till cirka 500 m. Då det utfyllda området under 50-100 års tid utsatts för vattenfluktuationer och grundvattenströmning bedöms en eventuell uttransport av partiklar ha upphört. Friläggande av tidigare skyddade markytor inom utfyllnadsområdet skulle kunna utgöra en risk för partikulär spridning av föroreningar genom erosion.

Spridning kan även ske via dagvattenssystemet om ledningsnätet är otätt. Ledningsgravar, dräneringar och liknande kan underlätta transport av grundvatten. Risken för spridning i vattenfasen varierar för olika typer av föroreningar, se ytterligare kommentarer i stycke 4.2 samt 4.3.

ra02s 2005-11-11

Viss risk för spridning av förorenade partiklar bedöms kunna föreligga i samband med översvämning av området, och då främst om icke hårdgjorda/obebyggda ytor ställs under vatten. Enligt den översvämningskartering som Räddningsverket⁴ utfört riskerar delar av undersökningsområdets att svämmas över i samband med höga flöden, se **figur 4.1**. Det är främst området öster om järnvägen som kan bli översvämmat. Med hänsyn till att enbart finns mindre hårdgjorda ytor inom det strandnära området (där största mängden föroreningar finns) bedöms denna spridningsväg som mycket liten. Dessutom uppvisar de massor som ligger i ytan betydligt lägre föroreningsnivåer än massor belägna på ett större djup.

En viss strömning av vatten genom den landtunga som finns i anslutning till Tabergsåsutlopp kan troligen ske. Detta vatten passerar dock inte själva utfyllnadsområdet, där förorenade fyllnadsmassor har påträffats.



Figur 4.1 Områden kring Munksjön vilka kan drabbas av översvämning vid höga flöden i Tabergså. Från Räddningsverket, Rapport 21.

⁴ "Översiktlig översvämningskartering längs Tabergså, sträckan från Vederydssjön till utloppet i Vättern" Räddningsverket, Rapport 21, 2001-10-23

4.2 Metaller

Resultat av genomförda laktester och grundvattenanalyser visar att förhöjda metallhalter i jorden inte medför att metaller återfinns i löst form i grundvattnet. De metaller (t ex bly) som påträffas i ofiltrerade prover härrör från jordpartiklar vilka normalt inte transporteras i grundvattnet utan är bundna till jordskelettet. Partiklarna förekommer i grundvattnet som ett resultat av att förhållanden i marken störts genom skruvprovtagning och eventuellt genomförd pumpning av grundvatten.

Överlag är pH-värdet i grundvattnet normalt (6-8) vilket bidrar till att lakning inte sker i nämndvärd omfattning. Även utförda laktester på fyllnadsmassor från området visar att lakningen är liten. Lakbarheten av antimon är i två av tre prov cirka 3-4 gånger högre än gränsvärdet för avfall på inert deponi. Gränsvärdet för antimon är omdiskuterat. Erfarenhetsmässigt visar laktester utförda på jord att just innehållet av antimon ofta är högre än detta värde. Det förekommer att dispens har sökts och erhållits från deponiägare för att kunna göra avsteg från just detta mottagningskrav.

4.3 Organiska ämnen

Installationer av och provtagningar ur grundvattenrör samt analyser av grundvattenprover har utförts etappvis. Det återkommande mönstret är att det inte föreligger någon generell påverkan på grundvattnet inom området. Föroreningar i hög halt i grundvattnet påträffas enbart i grundvattenrör som, utifrån gjorda syn- och luktintryck i fält, har placerats direkt i en lokal punktkälla.

Noteringar om olje- och/eller diesellukt finns från jordprovtagningen. Sannolikt har de fyllnadsmassor som under längre tid lagts ut inom området, främst då inom utfyllnadsområdet öster om järnvägen, ställvis innehållit viss mängd petroleumkolväten/oljerester/tjära. Gammal olja bedöms inte som flyktig eller vattenlöslig. I samband med att massorna omrörs, t ex vid provgrovsgrävning, störs jordens struktur och lukt kan avges.

Någon fri fas av olja på framträngande grundvatten har inte noterats i de provgropar som grävts inom området. I PG 3a-c noterades dock oljeskimmer på vattnet. För övrigt noteras ingen generell förekomst av förhöjda halter av petroleumkolväten (alifater, aromater och BTEX) i grundvattnet.

ra02s 2005-11-11

Olja binds starkt till jordpartiklar och organiskt material vilket medför att halten av petroleumkolväten i grundvattnet kan vara låg trots att jorden upplevs som oljeförorenad vid provtagningen. Fluktuerande grundvattennivåer kan medföra att oljan fördelas till jorden ovanför eller under normal grundvattennivå, en "impregnering" (vertikal spridning) kan på så vis ske.

Konstaterandet att det inte föreligger någon generell förorening i grundvattnet inom fastigheten gör det svårt att beräkna en generell spridning av föroreningar från området. Den påverkan som har noterats kan kopplas samman med lokala punktkällor (innehållande tjärliknande ämnen) inom utfyllnadsområdet. En eventuell spridning till Munksjön bedöms således vara begränsad till att ske från föroreningskällor lokaliserade nära sjön.

En schematisk (teoretisk) beräkning har utförts för ett antal parametrar och tjänar att åskådliggöra en möjlig spridning från en påträffad punktkälla. Det verkliga utläckaget är sannolikt mindre.

De utvalda parametrarna har varit naftalen, fenantren, etylbensen och bensen. Beräkningar har utförts baserat på medelhalten av parametrarna (oavsett filtrering eller inte) i grundvatten från grundvattenrören GV2, GV2b och GV14, vilka bedöms ha installerats i en lokal punktkälla.

En "strömtub" uppströms den lokala punktkällan (utmed uppskattade flödeslinjer) med arean ca 10 000 m² (30 meter bred, 300 meter lång) skulle generera en grundvattenbildning om 2000 l/år. Antaget att detta nybildade grundvatten (med ett föroreningsinnehåll motsvarande beräknade medelhalter i grundvattnet) strömmar ut i Munksjön medför det teoretiskt ett möjligt årligt tillskott till Munksjön av 0,9 kg naftalen, 0,03 kg fenantren, 0,08 kg etylbensen och 0,1 kg bensen (tabell 4.1).

Med hjälp av nederbörds- och temperaturdata från SMHI har grundvattenbildningen inom området beräknats till ca 200 mm/år. Vid beräkning med årsmedelvärden kan vattenbalansen skrivas enligt:

$$P = E + R + \Delta S \quad (1)$$

I (1) står P för nederbörden, E för avdunstningen, R för avrinningen och ΔS för lagringen (eller förändringen av lagret). Vid utförda beräkningar över årsbasis har lagringen antagits till 0, dvs att ingen förändring av lagret har skett.

Tabell 4.1 Från punktkälla B1 teoretiskt maximalt tillskott till Munksjön av ett urval av parametrar.

Parameter	Beräknad medelhalt i grundvatten (µg/l)*	Tillskott till Munksjön (kg/år)**
Naftalen	448	0,9
Fenantren	15	0,03
Etylbensen	39	0,08
Bensen	55	0,1

*Utifrån 5 antal analyser av grundvatten från GV2, GV2b samt GV14

**Antaget grundvattenbildning 200 mm/år samt ett påverkande infiltrationsområde motsvarande 10 000 m²

Årsmedelnederbörden, P , har hämtats från 30-årsdata (1961-1990) från SMHI vid station i centrala Jönköping (klimatstation 7447).

Årsmedelavdunstningen (i mm) har beräknats med hjälp av Tamms formel:

$$E = 221,5 + 29 \cdot T \quad (2)$$

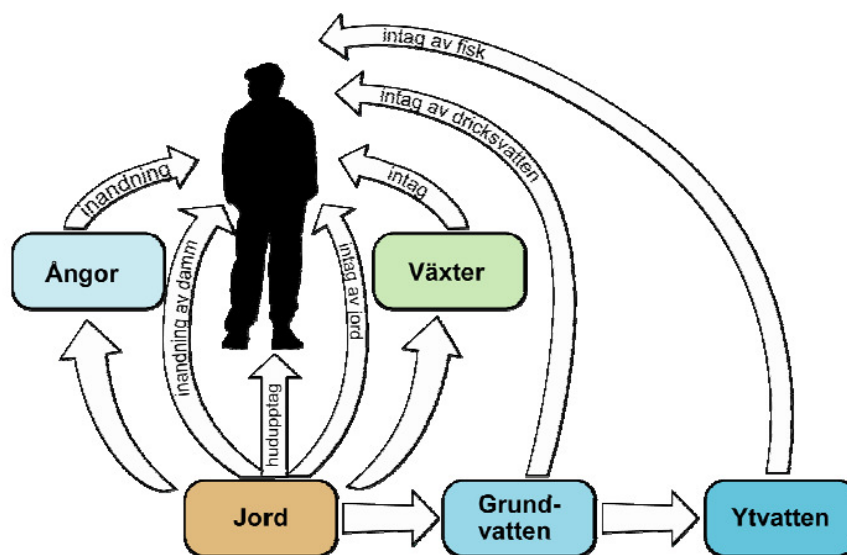
I (2) står T för årsmedeltemperaturen, vilken under angiven tidsperiod beräknats till 6,3°C. Med en årsmedelnederbörd på ca 600 mm erhålls en årsmedelavrinning genom ekvation (1) på ca 200 mm.

5 Fördjupad riskbedömning m a p planerad markanvändning

5.1 Allmänt

Naturvårdsverkets (NVs) generella riktvärden för förorenad mark är framtagna för att användas i samband med riskbedömning av förorenade områden. Riktvärdena gäller för hela landet och har beräknats för att kunna appliceras på ett stort antal objekt. De tar inte hänsyn till samverkans effekter mellan olika föroreningar. Vid beräkningen av riktvärden tas hänsyn till flera olika exponeringsvägar för såväl människa som miljö, se **figur 5.1**. Figuren visar samtliga av de exponeringsvägar som är aktuella för ett s k KM-område där skyddsvärdet är stort. Vid en platsspecifik bedömning kan bedömningen bli annorlunda, exempelvis kan exponeringsvägarna "intag av dricksvatten" och "intag av växter⁵" utgå om området försörjs med kommunalt dricksvatten och odling inte blir aktuell.

I det nedanstående redovisas hur platsspecifika hälsobaserade riktvärden för jord har beräknats, baserat på NVs gällande beräkningsmodell.



Figur 5.1 Exponeringsvägar enligt NV's modell avseende ett KM-område, från NV⁶

⁵ Avser grönsaker, frukt och bär odlade inom det förorenade området

⁶ NV Remiss avseende riskbedömning av förorenade områden, 2005

5.2 Platsspecifika förutsättningar

Inom undersökningsområdet har enbart en framtida markanvändningstyp identifierats, vilken är *"bostadsområde av stadskaraktär"*. Detta innebär att exponeringsförutsättningarna kommer att vara likartade inom hela undersöknings-/planområdet. Det som skiljer sig från den generella modellen är att området kommer att försörjas med kommunalt dricksvatten. Det är exploatörens avsikt att bebygga området med bostäder utan egen täppa eller med egen uteplats i markplan. Möjligheten till odling av ätliga växter kommer därmed inte att medges inom planerat bostadsområde. Som en jämförelse har platsspecifika riktvärden för PAH, för ytjord, beräknas där hänsyn tas till intag av växter respektive där ingen hänsyn tas till denna exponering.

Observera att den riskbedömning som utförs och de antaganden som görs utgår ifrån de människor som kommer att vistas inom området. Det är alltså inte en bedömning av exponeringsrisker för människor som deltar vid olika kortvariga markarbeten, typ schaktning m m, och som då kan komma i kontakt med föroreningar. Deras hälsa bevakas via arbetarskyddet och en utredning ska utföras i samband med att en arbetsmiljöplan för detta arbete tas fram.

I samband med exploatering av området, men även vid andra tillfällen, kommer bortledande av vatten från schakt, ledningsgravar och liknande att ske.

I ett miljökontrollprogram kommer det att redovisas hur verksamhetskontroll, försiktighetsåtgärder etc kommer att utföras i entreprenadskedet. Se ytterligare information om detta i åtgärdsutredningen.

Vid beräkning av platsspecifika hälsobaserade riktvärden har hänsyn tagits till de skilda exponeringsförutsättningarna. Hänsyn tas även till på vilket djup föroreningen återfinns, då sannolikheten att exponeras för massor belägna på ett större djup är mindre än för massor som återfinns ytligt. Beräknade hälsobaserade riktvärden delas därmed in i värden för ytjord respektive djupare jord. Någon gräns för när ytjord övergår i djupare jord anges ej i detta skede, utan får fastställas i samråd med tillsynsmyndigheten.

Platsspecifika miljöbaserade riktvärden har enbart beräknas i begränsad omfattning. Någon möjlighet att beräkna platsspecifika riktvärden för skyddet av markfunktionen anvisas inte i Naturvårdsverkets beräkningsmodell. Hänsyn till skyddet av markfunktionen har

istället tagits då de mätbara åtgärds målen för området formuleras. Vad gäller påverkan på recipienten har beräkning genomförts enligt Naturvårdsverkets modell för PAH. Dessutom har en separat bedömning gjorts avseende hur stora mängder av fyra utvalda parametrar som principiellt kan tillföras Munksjön (se avsnitt 4.3). Riskerna för miljön, markmiljö och recipient, diskuteras separat i **kapitel 7**.

När undersökningen av södra Munksjöområdet påbörjades gällde de generella riktvärden för förorenad mark som Naturvårdsverket presenterat år 1996 och 1998. Under hösten 2007 (2007-10-19) utkom Naturvårdsverket med en remiss avseende en uppdatering av de generella riktvärdena. Nya generella riktvärden presenterades 2008-10-24, d v s efter att utredningen kring södra Munksjöområdet presenterats. Med anledning av att kompletterande undersökningar därefter genomförts inom området, samt att Länsstyrelsen önskat vissa förtydliganden av presenterat underlag, har nya platsspecifika riktvärden beräknats för PAH. Syftet med att enbart beräkna nya riktvärden för PAH är att PAH bedömts vara dimensionerande förorening inom området. Dessutom baseras NVs nya generella riktvärden på en helt ny gruppindelning av PAH jämfört med den gamla indelningen.

Framtida marknivå inom området är i dagsläget ej fastställd, varför dagens marknivå antas motsvara framtida marknivå.

5.3 Skyddsobjekt

De skyddsobjekt som kan identifieras är de människor, barn och vuxna, som stadigvarande kommer att vistas inom området.

Avseende miljön bedöms Munksjön vara det primära skyddsobjektet med hänsyn till förekomst av fisk samt att Munksjön står i förbindelse med Vättern som är dricksvattentäkt. En mer utförlig beskrivning om Munksjön lämnas i **kapitel 7**.

Markmiljön inom området kan också anses vara ett skyddsobjekt. Markfunktionen är till stora delar påverkad av den tidigare verksamheten och kommer även att påverkas av den exploatering som kommer att ske. Hur stor hänsyn som ska tas till skyddet av markfunktionen kan avgöras i den kommande riskvärderingen.

ra02s 2005-11-11

6 Hälsobaserad riskbedömning inklusive beräkning av platsspecifika riktvärden

6.1 Exponeringsförutsättningar för människor

Då man planerar att uppföras bostäder inom området innebär det att vuxna och barn kommer att vistas på platsen mer eller mindre stadigvarande.

De sätt på vilka människor kan komma i kontakt med föroreningarna bedöms dock vara begränsade, se **figur 6.1**.

Riktvärden har beräknats för ytjord respektive djupare jord. Vilken gräns som ska gälla för ytjord respektive djupare jord bör fastställas i samband med den riskvärdering som ska genomföras tillsammans med tillsynsmyndigheten.

Platsspecifika hälsobaserade exponeringsantaganden, södra Munksjöområdet

- Direktintag av jord (oralt intag, i samband med snusning etc)
- Hudkontakt
- Inandning av damm
- Inandning av ångor
- Intag av växter (PAH - med och utan denna exponering)

Figur 6.1 Platsspecifika exponeringsantaganden avseende människors hälsa

De exponeringstider som använts för ytjorden följer NVs antaganden för ett KM-område⁷, se **tabell 6.1**. Observera att de exponeringstider som anges i tabellen gäller de antaganden som NV använde enligt den tidigare beräkningsmodellen. Vid beräkningen av de nya platsspecifika riktvärdena för PAH L, PAH M och PAH H har ett annat antal dagar använts vilka följer NVs antaganden enligt den nya beräkningsmodellen.

⁷ Se NV Rapport 4639 samt 4889

För massor belägna på ett större djup har en exponeringstid av 5 dagar/år bedömts vara rimlig med tanke på att det enbart är vid markarbeten som dessa massor "friläggs". För "inandning av ångor" görs ingen skillnad i exponeringstid mellan ytlig jord och djupare jord.

Tabell 6.1 Antagna exponeringstider (dagar/år) vid beräkning av platsspecifika hälsobaserade riktvärden för jord inom södra Munksjöområdet.

Exponeringsväg	Bostäder ytjord	Bostäder djupare jord	KM*	MKM*
Intag av jord	365	5	365	129
Hudkontakt	80	5	80	27
Inandning av damm	365	5	365	122
Inandning av ångor	365	365	365	365

* antal dagar enligt NV 4638, angivna exponeringstider gäller för barn

Nedan förklaras vad de olika exponeringsvägarna omfattar och till viss del vilka antaganden som gjorts;

Direktintag av jord, hudkontakt och inandning av damm

- Exponeringsrisk föreligger främst vid ytligt liggande föroreningar. Nederbörd i form av regn och snö innebär minskade exponeringsförutsättningar för exempelvis spridning av förorenat damm.
- Om de förorenade massorna täcks av byggnader och/eller hårdgjorda ytor alternativt bevuxna ytor minskar sannolikheten för exponering. Hårdgjorda/bevuxna ytor kan komma att förändras med tiden, vilken kan medföra att exponeringsförutsättningarna förändras.
- Förorenade massor belägna under byggnader och/eller hårdgjorda ytor blottläggs enbart i samband med markarbeten. Endast vid dessa tillfällen kan människor som vistas inom området exponeras.

ra02s 2005-11-11

Inandning av ångor

- Generella antaganden om spädning i luft har använts. Utgångspunkten har varit egenskaper för byggnader utan källare och att spädningen porluft/inomhusluft är 20 000 gånger. Detta resonemang följer de antaganden NV har haft vid beräkning av de generella riktvärdena. Beräkningen har i detta skede enbart utförts med antaganden som gäller för bostadsytor i en byggnad. Om behov uppkommer att bedöma risk för påverkan på inomhusluften i en källarvåning måste andra referenskoncentrationer för denna exponeringsväg beräknas. Kortare exponeringstid och annan luftomsättning gäller oftast för de utrymmen där man enbart vistas sporadiskt, t ex i en tvättstuga eller i förrådsutrymmen. *Om byggnader av en annan karaktär uppförs, där spädningen blir en annan än den som anges ovan, kan dessa beräkningar behövas uppdateras. Troligen kommer det att bli aktuellt med källarvåning i vissa byggnader, detta medför att exponeringen i ovanliggande bostadsytor minskar.*

Intag av växter

- För yttjord redovisas riktvärden med och utan hänsyn till denna exponering. Där exponeringsvägen intag av växter ingår har antaganden enligt NVs generella modell använts.

Intag av fisk

- Aktuellt område är beläget i direkt anslutning till Munksjön vilken har en hög fiskproduktion. Det är rimligt att anta att fiske för egen konsumtion kan ske. Hänsyn till denna exponeringsväg tas för såväl yttjord som jord belägen på ett större djup.

6.2 TOC-halter, pH och konduktivitet

I ett flertal jordprover har analys av glödningsrest utförts samt TOC-halten beräknats, dessutom har pH-värdet bestämts.

Enligt Naturvårdsverkets beräkning av generella riktvärden har antagits att halten TOC i jord är cirka 2 %. I de jordprover från området som har analyserats varierar TOC-halten mellan 0,2 och 14,5 %. Detta medför att möjligheten till fastläggning i jorden varierar inom området. Den stora skillnaden förklaras med att i vissa prover förekommer mer eller mindre inslag av organiskt material.

Enligt Naturvårdsverket har det antagits att pH-värdet i en normaljord varierar mellan 5-7. I analyserade jordprover från området varierar pH-värdet mellan 7,3 och 12,3, högst halt har uppmätts i prov med stort innehåll av mesa. För de flesta metaller ökar rörligheten med sjunkande pH, för arsenik kan dock rörligheten öka med stigande pH.

I grundvattnet har normala pH-värden och normal konduktivitet uppmätts. Redoxpotentialen varierar inom området, och kan normalt variera mycket kraftigt i ett grundvatten, särskilt om fyllnadsmassor med växlande sammansättning förekommer.

6.3 Platsspecifika hälsobaserade riktvärden för jord

6.3.1 Urval av ämnen

Baserat på undersökningsresultatet har platsspecifika hälsobaserade riktvärden beräknats för följande ämnesgrupper:

- Metaller (As, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, V och Zn)
- Aromatiska kolväten, fraktionerna C₁₀-C₃₅
- Alifatiska kolväten, fraktionerna C₁₂-C₃₅
- Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), PAH L, PAH M och PAH H.

PAH bedöms vara den dimensionerande föroreningen inom området.

6.3.2 Beräkningar

Beräkningar har utförts enligt Naturvårdsverkets modell (NV Rapport 4639) vilket i detta fall innebär att en s k referenskoncentration (C_x) beräknas för respektive ämne och exponeringsväg. *För PAH har beräkning genomförts i enlighet med den beräkningsmodell som ligger till grund för de riktvärden som NV presenterade 2008-10-24.*

Referenskoncentrationen motsvarar den halt i jorden som ger en acceptabel risk om enbart denna exponeringsväg beaktas. En sammanvägning görs, enligt den ekvation som anges nedan, där de olika referenskoncentrationerna sammanvägs till ett hälsobaserat riktvärde. För södra Munksjöområdet gäller därmed:

Bostadsområdet:
$$C_{h\ddot{a}lsa} = 1/(1/C_j)+(1/C_h)+(1/C_d)+(1/C_{\ddot{a}})+(1/C_v)$$

C_j – intag av jord, C_h – hudkontakt, C_d – inandning av damm, C_a – inandning av ångor, C_f – intag av fisk (för PAH tillkommer intag av växter)

Beräknade platsspecifika hälsobaserade riktvärden redovisas i **tabell 6.2**. I **bilaga 2** redovisas de referenskoncentrationer som beräknats för de enskilda exponeringsvägarna samt vilken exponering som styr det framräknade platsspecifika riktvärdet.

För alla ämnen utom PAH gäller att mindre avvikelser från NVs beräkningsmodell förekommer bl a beroende på att uppdaterad indata (toxdata) har använts i beräkningen. I **bilaga 2** redovisas vilka avvikande värden som applicerats i den platsspecifika beräkningsmodellen.

*Observera att de hälsobaserade riktvärden för jord som presenterats ovan inte är att likställa med mätbara åtgärds mål för området. I de mätbara åtgärds målen skall även exempelvis risk för påverkan på miljö, föroreningsmängder, spridningsrisk vägas in, se **kapitel 9**.*

Tabell 6.2 Platsspecifika hälsobaserade riktvärden (mg/kg TS) för jord inom södra Munksjöområdet, justerade och avrundade, samt NV:s jämförvärden.

Ämne	Bostäder ytjord med växter	Bostäder ytjord ej växter	Bostäder djupare jord	KM	MKM
Arsenik	Ej beräknat	15	40	15	40
Bly	Ej beräknat	220	EB	80	300
Kadmium	Ej beräknat	35	2 500	0,4	12
Kobolt	Ej beräknat	130	EB	30	250
Koppar	Ej beräknat	EB	EB	100	200
Krom (tot)	Ej beräknat	EB	EB	120	250
Kviksilver	Ej beräknat	2	3	1	7
Nickel	Ej beräknat	100	4 300	35	200
Vanadin	Ej beräknat	650	EB	120	200
Zink	Ej beräknat	EB	EB	350	700
PAH L	3	3	15	3	15
PAH M	3	3,4	10	3	20
PAH H	1	2,5	10	1	10
Alifater C16-C35	Ej beräknat	20 000	EB	100	1 000
Aromater C10-C35	95	Ej beräknat	100	20	40

EB ej begränsande exponering, erhållet riktvärde > 50 000 mg/kg TS

6.4 Jämförelse mellan aktuell föroreningssituation och platsspecifika hälsobaserade riktvärden

En jämförelse mellan påvisade halter i jord och beräknade hälsobaserade riktvärden har utförts. De kommentarer som lämnas nedan avser riktvärden som beräknats där det inte tagits hänsyn till exponeringsvägen "intag av växter". Följande kan noteras:

Område A: PAH M och PAH H förekommer ställvis i halter högre än det platsspecifika riktvärdet främst i anslutning till f d tjärdränk och cisterngård, och då i jord belägen 0-1,5 m under markytan. Sannolikt finns förhöjda halter av PAH i yttjord inom stora delar av området. Även gränsen för farligt avfall överskrids i ett par provpunkter. I anslutning till f d tjärdränk och cisterngård har alifatiska och aromatiska kolväten, i halter högre än KM, noterats i jorden.

Område B: Föroreningssituationen inom utfyllnadsområdet varierar kraftigt och är främst beroende av de massor som fyllts ut inom området. Det har inte gått att urskilja mindre delområden inom vilka föroreningsbelastningen i jord särskilt utmärker sig. Ställvis är föroreningsnivåerna höga i såväl jord som grundvatten. I stora delar av området har ex halter av PAH M och PAH H uppmätts i halter vilka överskrider såväl platsspecifika riktvärden som NVs generella riktvärden för KM och MKM. Även gränsen för farligt avfall överskrids i ett par provpunkter. I allmänhet är föroreningsnivån högst i de ytliga jordlagren och avtar med djupet, men detta gäller inte i alla provpunkter.

Område C: PAH-halter högre än de platsspecifika riktvärdena har påvisats i yttjord inom områdets norra delar.

Område D: PAH-halter högre än de platsspecifika riktvärdena har påvisats i ett par provpunkter. Även förhöjda halter av alifatiska och aromatiska kolväten kan återfinnas inom området, främst i anslutning till rörledningar och cisterner.

Område E: Arsenik i en halt högre än det platsspecifika riktvärdet för yttjord har noterats i en provpunkt. Det bedöms även att det i främst yttjorden ställvis kan förekomma PAH-halter högre än det platsspecifika riktvärdet.

För grundvatten har inga platsspecifika hälsobaserade riktvärden beräknats. En jämförelse har istället gjorts med de referens-

koncentrationer⁸ som presenterats för risk för hälsopåverkan vid ånginträngning i en byggnad. I de flesta prover som analyserats påvisas ingen större närvaro av flyktiga ämnen, några undantag har noterats:

Alifater: I GV2b har en halt av fraktionen >C5-C12 påvisats vilken är högre än referenskoncentrationen för ångor.

Bensen: I GV2 och GV2b har en halt högre än ovan nämnd referenskoncentration påvisats.

Observera att vid beräkningen av ovan nämnda referenskoncentrationer antas att utspädningen porluft-inomhusluft är 1/5000, jämfört med 1/20 000 som används i NVs beräkning av generella riktvärden för jord.

I **bilaga 3** lämnas en kortfattad beskrivning avseende ett urval av påträffade föroreningar och deras farlighet.

⁸ "Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer" Kemakta AR 2005-31, Bilaga 3

7 Miljöbaserad riskbedömning

7.1 Statusbeskrivning; Munksjön

I fältrapporten, kapitel 2, återfinns en kortfattad beskrivning om Munksjön. Ett stort antal undersökningar, med olika inriktning och omfattning, vilka berör Munksjöns miljöstatus har tidigare genomförts. I denna rapport kompletteras tidigare beskrivning med ytterligare några korta kommentarer. Underlagsmaterialet är digert, varför enbart korta utdrag presenteras här.

Den information som främst Länsstyrelsen tillhandahållit som underlag för denna riskbedömning tyder på att mängden föroreningar som tillförs Munksjön bör begränsas.

Som tidigare redovisats i fältrapporten pågår för närvarande hos Länsstyrelsen ett arbete som kan leda till att sedimenten i sjön saneras i viss omfattning. Ett förslag till bevarandeplan för Vättern har nyligen presenterats i remissform⁹. Denna bevarandeplan framhåller att föroreningsbelastningen till Munksjön bör begränsas så att tillskott av föroreningar till Vättern kan minskas.

Nedan diskuteras status och belastning på Munksjön m a p PAH eftersom denna förorening bedöms vara dimensionerande.

7.1.1 Hydrologiska data

Vid beräkning av de platsspecifika riktvärdena (för PAH) har vissa platsspecifika data använts vilka redovisas nedan. Uppgifterna har hämtats från SMHI samt från "Munksjön, tillstånd och miljörisker", meddelande 11/94, Länsstyrelsen.

- | | |
|---------------------------------|-------------------------------|
| • Grundvattenbildning | 200 mm/år |
| • Munksjöns vattenvolym | $8,53 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ |
| • Teoretisk omsättningstid | 0,12 år |
| • Det förorenade områdets längd | 300 m |
| • Det förorenade områdets bredd | 300 m |

⁹ "Bevarandeplan för NATURA 2000 i Vättern" Remissversion 071116, Vattenvårdsförbundet

De två sista uppgifterna är en ungefärlig uppskattning av det mest förorenade områdets (område B) längd och bredd i förhållande till grundvattnets flödesriktning genom området.

7.1.2 Påverkan på sediment av PAH

Utförd provtagning av ytsediment i Munksjön¹⁰ uppvisade år 1998 och 2004 halter av PAH (summa 6) vilka överskred analysmetodens rapporteringsgräns. Halten (ett prov har analyserats; 2,5 mg/kg TS) var dock lägre än Naturvårdsverkets riktvärde för PAH i avloppsslam¹¹ (3,0 mg/kg TS). Naturvårdsverket har inte presenterat några bedömningsgrunder för PAH i sediment i sjöar och vattendrag.

År 2002 genomfördes provtagning¹² av sediment från cirka 15-17 m djup i anslutning till nytt brostöd i Munksjöns norra del. Utförd analys på två prover påvisar halter av PAH_{can} på 4,2-9,6 mg/kg TS samt PAH_{övr} på 6,5-21,8 mg/kg TS.

SWECO har under 2008¹³ genomfört provtagning i ytsediment (0-0,1 m) i Munksjöns nordöstra del. Uppmätta halter av PAH_{can} varierar mellan 0,1-5,3 mg/kg TS, halterna av PAH_{övr} varierar mellan 0,25 och 6,7 mg/kg TS.

Det har inte gått att finna några uppgifter om provtagning av sediment i undersökningsområdets närhet.

Stockholms Stad¹⁴ har 1997 och 2002 genomfört provtagning av ytliga sediment på ett stort antal platser. Uppmätta halter av PAH-16 varierade mellan cirka 1-14 mg/kg TS.

I Göteborg genomfördes år 2003¹⁵ provtagning av sediment från fyra dagvattenbrunnar i anslutning till ett trafikmot med mycket stor trafikbelastning. Koncentrationen av PAH_{can} i dessa sediment

¹⁰ "Vätterns tillflöden under 2000-2006" ALcontrol Laboratories

¹¹ NV Rapport 4418

¹² "Kompletterande utredning gällande brostöd och utfyllnad" SWECO VIAK 2002-11-25, unr 1413216.000

¹³ SWECO uppdragsnummer 1300009000, 2008-09-17

¹⁴ www.miljobarometern.stockholm.se

¹⁵ "Tungmetaller och PAH i ett efterbehandlingssystem för vägdagvatten i Gårda", CTH ex.arb. 2003:19

varierade mellan 1,3-2,8 mg/kg TS, motsvarande för PAH_{övr} var 2,7-6,9 mg/kg TS.

En jämförelse av värden uppmätta i Munksjön indikerar att de är i samma storleksordning. Man kan tolka detta som typiska PAH-halter i sediment i urban, delvis industribelastad, vattenmiljö.

7.1.3 Tillskott av PAH till Munksjön via dagvatten

Fordonstrafik i Munksjöns närhet medför att PAH tillförs via vägdagvatten. Ett stort antal provtagningar främst i Sverige har lagt grunden till en databas (Stormtac) där uppgifter finns om innehåll av ex metaller och PAH i dagvatten från olika vägar i rural och urban miljö. Schablonhalt PAH-16 i vägdagvatten från en väg med 20 000 fordon/årsdygn anges till 1,2 µg/l.

Tillskottet PAH-16 via dagvatten till Munksjön har översiktligt beräknats. Ytorna hos de större trafikleder, stadsdelar och industriområden vars avrinning sker till Munksjön har bedömts. Dagvattenavrinningen har antagits till 480 mm/år. Enligt Stormtac har olika medelhalter av PAH-16 i dagvattnet därefter använts. Resultatet av beräkningen visar att cirka 0,7 kg PAH-16 tillförs Munksjön per år.

Förutom via dagvattnet sker sannolikt ett tillskott av PAH från reningsverket Simsholmen. Det finns dock inga värden att tillgå hur stort detta tillskott är.

Ytterligare PAH tillförs sannolikt också Munksjön exempelvis via Tabergsån.

7.2 Påverkan på recipienten från aktuellt område

I NVs modell för beräkning av generella riktvärden antas att en viss utspädning sker i närbelägen recipient. Då NVs modell utgår ifrån att endast det aktuella förorenade området påverkar en recipient blir beräkningen missvisande, då oftast flera förorenade områden är belägna så att det kan påverka en recipient. För att bättre kunna tydliggöra eventuell risk för påverkan på Munksjön diskuteras denna risk separat.

Det aktuella området är beläget direkt i anslutning till Munksjön med en strandlinje längs sjön av drygt 900 m. Strandlinjen utmed utfyllnadsområdet öster om järnvägen, område B, omfattar drygt

ra02s 2005-11-11

hälften av denna strandlinje. Förorenade massor bedöms förekomma ända ut mot sjön, främst inom områdets norra delar.

Det bör dock observeras att det lokalt, i direkt anslutning till det förorenade området, kan ske viss påverkan till följd av erosion och översvämning. Några undersökningar av det akvatiska livet i strandzonen har inte genomförts, varför detta inte kan klargöras.

Genomförda provtagningar av jord har visat att det inte finns större volymer med höga halter av metaller inom området. Enbart ställvis har förhöjda metallhalter påvisats i jorden. Genomförda laktester bekräftar att lakningsbenägenheten är liten med avseende på metaller. Utförd provtagning och analys av grundvattnet har påvisat att det inte föreligger någon risk för påverkan på recipienten genom spridning av metaller via grundvattnet.

I grundvatten från fyra provpunkter (GV2 och GV2b, GV11 samt GV14) påvisas halter av PAH_{övr} högre än riktvärdet (Kemakta 2006) för miljörisker i ytvatten. Den enskilt högsta halt av PAH_{övr} som detekterats i grundvattnet uppgår till 1 400 µg/l vilken motsvarar 14 gånger riktvärdet för miljörisker i ytvatten.

Utifrån data för Munksjöns vattenvolym (8,5 miljoner m³) och den teoretiska omsättningstiden (0,12 år) kan sjöns teoretiska omsättning beräknas till ca 2,2 m³/s eller drygt 2 000 l/s. Då utspädningen i Munksjön inte sker momentant antas den teoretiska omsättningen utmed det aktuella området uppgå till knappt 200 l/s. Detta är ca 10 % av sjöns totala omsättning och motsvarar förhållandet mellan längden på det utfyllda områdets strandlinje (ca 500 m) och på sjöns totala strandlinje (ca 5 000 m).

Det utfyllda områdets areal (område B) uppgår till cirka 40 000 m². Vid en grundvattenbildning på cirka 200 mm/år ger denna markyta ett tillskott till grundvattnet (och eventuellt samtidigt till Munksjön) motsvarande ca 0,2 l/s. Antaget att allt grundvatten strömmar ut i Munksjön erhålls en spädning (grundvatten/ytvatten) motsvarande ca 1:1 000.

De generella riktvärden som presenterats för grundvatten (Kemakta 2006) baseras på en spädning motsvarande 1:100. Detta innebär att trots att halterna i grundvattnet inom det aktuella området överskrider generella riktvärdet för miljörisker i ytvatten är sannolikheten för påverkan i ytvatten mycket liten då utspädningen till Munksjön är cirka 10 gånger högre än den spädning det generella riktvärdet

baserats på. Vid analys av grundvatten från de 23 installerade grundvattenrören detekteras, endast i en punkt och endast vid ett av två provtagningstillfällen i denna punkt, en halt som överstiger generella riktvärden för grundvatten (med avseende på miljörisker i ytvatten) med mer än 10 gånger avseende organiska ämnen.

Installationer av och provtagningar ur grundvattenrör samt analyser av grundvattenprover har utförts etappvis. Det återkommande mönstret är att det inte föreligger någon generell påverkan på grundvattnet inom området. Föroreningar i hög halt i grundvattnet påträffas enbart i grundvattenrör som, utifrån gjorda syn- och luktintryck i fält, har placerats direkt i en lokal punktkälla. En eventuell spridning till Munksjön bedöms vara begränsad till att ske från föroreningskällor lokaliserade nära sjön. Den mängd förorening som kan nå recipienten späds dock så kraftigt (grundvatten/ytvatten) att risken för negativ påverkan på det akvatiska livet bedöms vara mycket liten då utspädningen i det aktuella fallet är mycket större än vad som antagits vid Kemaktas riktvärdesberäkning.

7.3 Påverkan på markmiljön

NVs modell möjliggör inga platsspecifika beräkningar för skydd av markfunktionen. Föroreningssituationen inom området, tillsammans med det faktum att huvuddelen av området är bebyggt/hårdgjort, medför sannolikt begränsningar för ett väl fungerande biologiskt liv i jordlagren. Höga grundvattennivåer inverkar också.

8 Sammanfattande riskbedömning

Föroreningssituation

- Inom området återfinns stora volymer fyllnadsmassor vilka ställvis innehåller förhöjda halter, högre än NVs generella riktvärden för KM, av enstaka metaller, PAH samt i enstaka punkter även alifatiska och/eller aromatiska kolväten.
- Resultat från lakteter på fyllnadsmassor, samt utförd grundvattenanalys, indikerar att utlakningen av metaller från området är liten.
- I grundvattnet återfinns förhöjda halter av PAH_{övr}, alifatiska kolväten samt bensen i två närbelägna provpunkter (GV2 och GV2B). I GV 14 som finns direkt nedströms dessa punkter påvisas en liknande föroreningssituation. I en ytterligare provpunkt, GV 11, har liksom ovan nämna provpunkter förhöjda halter av PAH_{övr} noterats. För övrigt har inga halter över tillåtna riktvärden noterats.
- Det återkommande mönstret är att det inte föreligger någon generell påverkan på grundvattnet inom området. Organiska föroreningar i hög halt påträffas enbart i grundvatten från grundvattenrör som, utifrån gjorda syn- och luktntryck i fält, har placerats direkt i en lokal punktkälla.

Påverkan på människor

- De människor som vid **nuvarande markanvändning** vistas inom området exponeras framförallt för de föroreningar som återfinns ytligt. I detta fall är det enbart inom mindre delområden som föroreningar påvisats direkt i markytan, huvuddelen av ytan är idag hårdgjord och/eller bebyggd. Inga av de halter som uppmätts kan medföra några akuttoxiska effekter vid exponering.
- De byggnader som idag finns inom området är främst lagerbyggnader där människor vistas sporadiskt, dessutom antas luftomsättningen i dessa byggnader i de flesta fall vara högre än det NV anger i sin generella modell. Risken för negativ påverkan av eventuella ångor från de förorenade massorna bedöms vara liten.

ra02s 2005-11-11

- Vid **planerad markanvändning** kommer bostäder att uppföras på platsen. Om inga åtgärder vidtas finns risk att flyktiga ämnen i fyllnadsmassorna ställvis skulle kunna medföra risk för påverkan av inomhusmiljön. Övrig exponering av föroreningar sker enbart där dessa återfinns ytligt, exempelvis genom spridning av damm från icke hårdgjorda ytor.

Påverkan på markmiljön

- Markmiljön är vid **nuvarande markanvändning** mycket påverkad med hänsyn till att stora volymer fyllnadsmassor ställvis återfinns inom området samt att huvuddelen av området är bebyggt eller hårdgjort. Förutsättningarna för det biologiska livet (växtlighet och artrikedom) är därmed begränsat. Inom en mindre del av den södra delen av undersökningsområdet finns växtlighet där förutsättningarna bedöms vara bättre än inom övriga delar av området. Det bör även noteras att grundvattnet står högt, framförallt öster om järnvägen, vilket också inverkar på det biologiska livets förutsättningar.
- Även vid **planerad markanvändning** kommer sannolikt stora delar av området att bli bebyggda och/eller vara hårdgjorda. Inom de delar av området där grönytor ska anläggas kommer tillförsel av matjord att krävas för att möjliggöra etablering av växter. Om fyllnadsmassor med föroreningsnivåer högre än KM lämnas kvar på ett djup större än cirka 0,7 m under blivande markyta bedöms detta inte påverka växtetableringen i någon nämnvärd omfattning. Som referens för denna bedömning kan nämnas uppgifter om några vanliga grönsakers rotutveckling i sandjord, se **tabell 8.1**. I lerjord kan rot-djupet vara större och är då beroende av tillgången på syre. För ängsgräs anger Avfall Sverige (Rapport 2007:12) ett måttligt rotdjup på 0,4 m.

Tabell 8.1 Rotutveckling (cm) i sandjord för olika grönsaker (efter Schaurman & Schäffner, 1974)

Grönsak	Maxdjup hos rötter	Djup för merpart av rötterna
Morot	61	20-61
Potatis	63	22
Sallad	53-70	6-9
Ärt	86	22-56

Påverkan på Munksjön

- Vid **nuvarande markanvändning** bedöms spridning av metaller från området vara liten varför risken för negativ påverkan på Munksjön får anses vara liten.
- En eventuell spridning till Munksjön bedöms vara begränsad till att ske från lokala punktkällor lokaliserade nära sjön. Utspädningen (grundvatten/ytvatten) är markant, varför risken för negativ påverkan på det akvatiska livet bedöms vara mycket liten.
- Vid **planerad markanvändning** avses punktkällor reduceras genom att fyllnadsmassor inom området schaktas bort vilket medför en minskad risk för påverkan av recipienten.

Dimensionerande risker

- Människor – dagens föroreningsituation bedöms medföra störst risk genom direktexponering (ex intag av jord och damning samt eventuellt vid intag av växter) av den PAH M och PAH H som återfinns i ytjorden. Även de flyktiga ämnen som ställvis finns inom området, och då på ett större djup, kan medföra risk för påverkan på inomhusmiljön.
- Miljö – det kan inte uteslutas att det från mindre delområden kan ske utläckage av främst naftalen (dominerande parameter i PAH_{övr}). Trots att antagandet om spridning är konservativt bör hänsyn tas till detta i kommande åtgärdsutredning.

ra02s 2005-11-11

Den åtgärdsutredning som genomförs bör därmed utgå ifrån de dimensionerande risker som identifierats ovan.

8.1 Osäkerhet i bedömningen

- Den bedömning som gjorts ovan baseras på den kunskap som finns om föroreningssituationen inom området samt de uppgifter som framkommit om planerad markanvändning. Om en annan markanvändning blir aktuell jämfört med det som antas i denna rapport kan riskbedömningen behöva revideras.
- Då det i dagsläget inte finns detaljerad information om planerade byggnaders utformning, exempelvis med avseende på luftomsättning, har vissa schablonmässiga antaganden genomförts i detta skede.
- Med hänsyn till erfarenhet från undersökningar och efterbehandlingsåtgärder inom äldre industriområden kan det i samband med markarbeten komma att påträffas andra föroreningar/föroreningsområden än de som beskrivits ovan. Om detta skulle innebära att förhållandena väsentligt avviker från det som antagits här kan riskbedömningen behöva revideras.
- Bedömningar av mängder föroreningar i mark och i vattnet har gjorts utifrån de analysresultat som framkommit i utförda undersökningar.

9 Förslag till mätbara åtgärds mål

Nedan förslag till mätbara åtgärds mål för området, se **tabell 9.1**.

För vilka marknivåer dessa åtgärds mål ska tillämpas avgörs i samråd med tillsynsmyndigheten, förslagsvis i samband med att riskvärdering för området genomförs alternativt i samband med anmälan om efterbehandling.

I åtgärdsutredningen kommer punktkällor, ex tjärdränken, att hanteras separat. Även för utfyllnadsområdet kommer en separat bedömning att ske, då stora volymer fyllnadsmassor finns inom området och därmed även större mängder av ex PAH.

Aktuella värden är framtagna efter jämkning mellan hälsobaserade platsspecifika riktvärden, ekotoxikologisk data från Naturvårdsverket¹⁶ samt acceptanskriterier för avfall i deponier för icke farligt avfall¹⁷.

Vid en jämförelse med de mätbara åtgärds målen för yttjord bör extremvärden beaktas främst vid exponeringsvägarna "intag av jord" samt "hudkontakt". För övriga exponeringsvägar samt påverkan på miljön är det massornas volymsegenskaper som bör beaktas varför en jämförelse bör ske med medelvärden.

Kommentarer till valda värden:

Arsenik - halt i yttjord har justerats med hänsyn till naturliga bakgrundsnivåer i morän. Halt i djupare jord följer värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Bly - halten i yttjord följer det platsspecifika hälsobaserade riktvärdet. Halt i djupare jord följer värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Kadmium - kadmium är ett sådant ämne som bör fasas ut. Halten i yttjord motsvarar 1/10 av acceptanskriteriet för förorenade massor i deponier för icke farligt avfall. Halten i djupare jord motsvarar acceptanskriteriet för förorenade massor i deponier för icke farligt avfall.

¹⁶ NV 4638 och bakgrundsmaterial till 4889

¹⁷ "Bedömningsgrunder för förorenade massor" RVF Utveckling 02:09, Tabell 5.3

Kobolt - halten i ytjord motsvarar halva acceptanskriteriet för förorenade massor i deponier för icke farligt avfall. Halten i djupare jord motsvarar acceptanskriteriet för förorenade massor i deponier för icke farligt avfall.

Koppar - halten i ytjord motsvarar värdet för markmiljö inom ett KM-område. Halten i djupare jord motsvarar värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Krom - halten i ytjord motsvarar värdet för markmiljö inom ett KM-område. Halten i djupare jord motsvarar värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Kvicksilver – halten i såväl ytjord som djupare jord motsvarar platsspecifikt hälsobaserat riktvärde, där risk för påverkan via inandning av ångor har begränsat riktvärdet.

Nickel - halten i ytjord motsvarar värdet för markmiljö inom ett KM-område. Halten i djupare jord motsvarar värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Vanadin - halten i ytjord motsvarar värdet för markmiljö inom ett KM-område. Halten i djupare jord motsvarar värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Zink - halten i ytjord motsvarar värdet för markmiljö inom ett KM-område. Halten i djupare jord motsvarar värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

PAH L - halten i ytjord såväl som i djupare jord motsvarar värdet för skydd av markfunktionen inom ett KM- respektive MKM-område.

PAH M - halten i ytjord respektive djupjord motsvarar det platsspecifika hälsobaserade riktvärdet för inandning av ångor.

PAH H - Om hänsyn ska tas till exponeringsvägen "intag av växter" blir det platsspecifika riktvärdet där just denna exponeringsväg har begränsat riktvärdet styrande. Om ingen hänsyn tas till denna exponering motsvarar det mätbara åtgärds målet värdet för skydd av markfunktionen. I djupare jord motsvarar värdet skydd av markfunktionen inom ett MKM-område.

Alifater, C16-35 - halten i ytjord motsvarar värdet för markmiljö inom ett KM-område. Halten i djupare jord motsvarar värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Aromater, C10-35 - halten i ytjord motsvarar värdet för markmiljö inom ett KM-område. Halten i djupare jord motsvarar värdet för markmiljö inom ett MKM-område.

Tabell 9.1 Förslag till mätbara åtgärds mål (mg/kg TS) för jord inom södra Munksjöområdet, samt NV:s jämförelsevärden.

Ämne	Bostäder ytjord	Bostäder djupare jord	KM	MKM
Arsenik	15	40	15	40
Bly	220	300	80	300
Kadmium	1	10	0,4	12
Kobolt	40	80	30	250
Koppar	100	200	100	200
Krom (tot)	120	250	120	250
Kvicksilver	2	3	1	7
Nickel	100	200	35	200
Vanadin	100	200	120	200
Zink	350	700	350	700
PAH L	3	15	3	15
PAH M	3,4	10	3	20
PAH H	2,5 (1*)	10	1	10
Alifater C16-C35	100	1 000	100	1 000
Aromater C10-C35	20	40	20	40

* om hänsyn tas till exponeringsvägen "intag av växter"

ra02s 2005-11-11