

Mårten Sällberg - Riskbedömning Hemmeslöv 6:2

Från: Nordenadler Marianne <marianne.nordenadler@sweco.se>
Till: Mårten Sällberg <marten.sallberg@bastad.se>
Datum: 2016-09-06 16:33
Ärende: Riskbedömning Hemmeslöv 6:2
Kopia: "erik.loov@trafikverket.se" <erik.loov@trafikverket.se>, "sara.henriksso...
Bifogade filer: Riskbedömning Hemmeslöv 160906 inkl bilagor.pdf

Hej Mårten,
Här kommer den utlovade Riskbedömningen gällande Hemmeslöv 6:2.

Tveka inte att höra av dig om du undrar över något.

Hälsningar
Marianne

BÅSTADS KOMMUN
Myndighetsnämnden

2016 -09- 06

Dnr M15/1451

Marianne Nordenadler

Civillingenjör Kemiteknik

Telefon direkt [+46 \(0\)424990055](tel:+46(0)424990055)

Mobil [+46 \(0\)722173780](tel:+46(0)722173780)

marianne.nordenadler@sweco.se

Sweco Environment AB

Kungsgatan 2

SE-252 21 Helsingborg

Telefon [+46 \(0\)42 4990000](tel:+46(0)424990000)

www.sweco.se

SWECO 

Please consider the environment before printing this e-mail.

RAPPORT

TRAFIKVERKET

Hemmeslöv 6:2, Norra påslaget, Båstad kommun

UPPDRAGSNUMMER 1210166300

RISKBEDÖMNING



SLUTVERSION

2016-09-06

HELSINGBORG MILJÖ OCH ARBETSMILJÖ



MATILDA JOHANSSON

SWECO ENVIRONMENT AB



CLAES THURESON

Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av Trafikverket genomfört en riskbedömning avseende föroreningar i mark inom fastigheten Hemmeslöv 6:2 i Båstad kommun.

Riskbedömningen baseras på gällande detaljplan och förslagna övergripande åtgärds mål. Följande övergripande åtgärds mål definierats i denna riskbedömning:

- Området ska kunna användas som vegetationsyta. Eventuella risker för människor som arbetar eller tillfälligt vistas på området ska vara på lågrisknivå¹.
- Spridning av föroreningar ska inte ske i en omfattning som medför en oacceptabel påverkan på Stensån.
- Markmiljön i området ska vara av sådan kvalitet att den stödjer nödvändiga markfunktioner i den omfattning som krävs för användning som vegetationsyta.

Den information som framkommit i samband med den miljötekniska markundersökning som gjorts av Sweco samt yt- och grundvattenprovtagning som har utförts av Trafikverket har använts som underlag till riskbedömningen. Utifrån planerad markanvändning och övriga förutsättningar har följande skyddsobjekt identifierats och beaktats i riskbedömningen:

- Vuxna och barn som besöker och passerar området tillfälligt.
- Markmiljön inom området.
- Ytvatten, närmaste recipient är Stensån.

Den genomförda riskbedömningen visar att det, baserat på utförd markundersökning, inte förekommer något behov av riskreducerande åtgärder för att skydda människors hälsa, markmiljön eller för att minska spridningen av föroreningar från området. Uppmätta halter i grundvattnet kan tyda på att det förekommer föroreningar i jord som inte påvisats vid föreliggande markundersökning. Därför rekommenderas kompletterande provtagningar av jord och grundvatten innan ett slutgiltigt beslut om eventuella efterbehandlingsåtgärder tas. De kompletterande provtagningarna syftar framför allt till att följa upp de förhållandevis höga metallhalter som uppmäts i grundvattnet, säkerställa att ingen oacceptabel påverkan på Stensån förekommer samt få en bättre uppfattning om eventuell föroreningsförekost i stort på området.

¹ Med lågrisknivå avses här samma risknivå som Naturvårdsverkets generella riktvärden baseras på.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	2
1.3	Avgränsningar	2
2	Områdesbeskrivning	2
2.1	Nuvarande och tidigare markanvändning	2
2.2	Framtida markanvändning	3
2.3	Geologi- och grundvattenförhållanden	3
2.4	Ytvattenförhållanden	4
2.5	Skyddade områden	4
3	Utförda undersökningar	4
3.1	Tidigare undersökningar	4
3.2	Nu utförda undersökningar	5
3.2.1	Jämförelser	6
3.2.2	Resultat grundvatten	6
3.2.3	Resultat ytvatten	6
4	Föroreningssituation	7
4.1	Föroreningsutbredning och föroreningskällor	7
4.1.1	Metaller	7
4.1.2	Oljekolväten	8
4.1.3	Akrylamid	8
4.1.4	Föroreningskällor	9
4.2	Föroreningar av potentiell betydelse	9
4.3	Föroreningarnas uppträdande	10
5	RisKFörutsättningar	11
5.1	Förslag på övergripande åtgärds mål	11
5.2	Konceptuell exponeringsmodell	11
5.3	Skyddsobjekt	12
5.4	Exponeringsanalys	13
5.5	Spridningsförutsättningar	13
5.5.1	Jord	13
5.5.2	Grundvatten	14
5.5.3	Ytvatten	15

5.6	Skydd av markmiljö	15
6	Platsspecifika riktvärden	15
6.1	Exponeringsantaganden	16
6.2	Spridningsantaganden	17
6.3	Markmiljö	19
6.4	Sammanställning av riktvärden	19
7	Riskbedömning	20
7.1	Människors hälsa	20
7.2	Spridning	21
7.3	Markmiljö	22
7.4	Styrande skyddsobjekt	23
7.5	Jämförelse med framtagna riktvärden	23
7.6	Osäkerheter	23
7.6.1	Föroreningsutbredning	23
7.6.2	Spridningsförutsättningar	24
7.6.3	Exponeringsbedömning	25
8	Samlad riskbedömning	26
9	Sammanfattning av föroreningssituationen och bedömt åtgärds-behov	27
10	Referenser	28

Bilagor

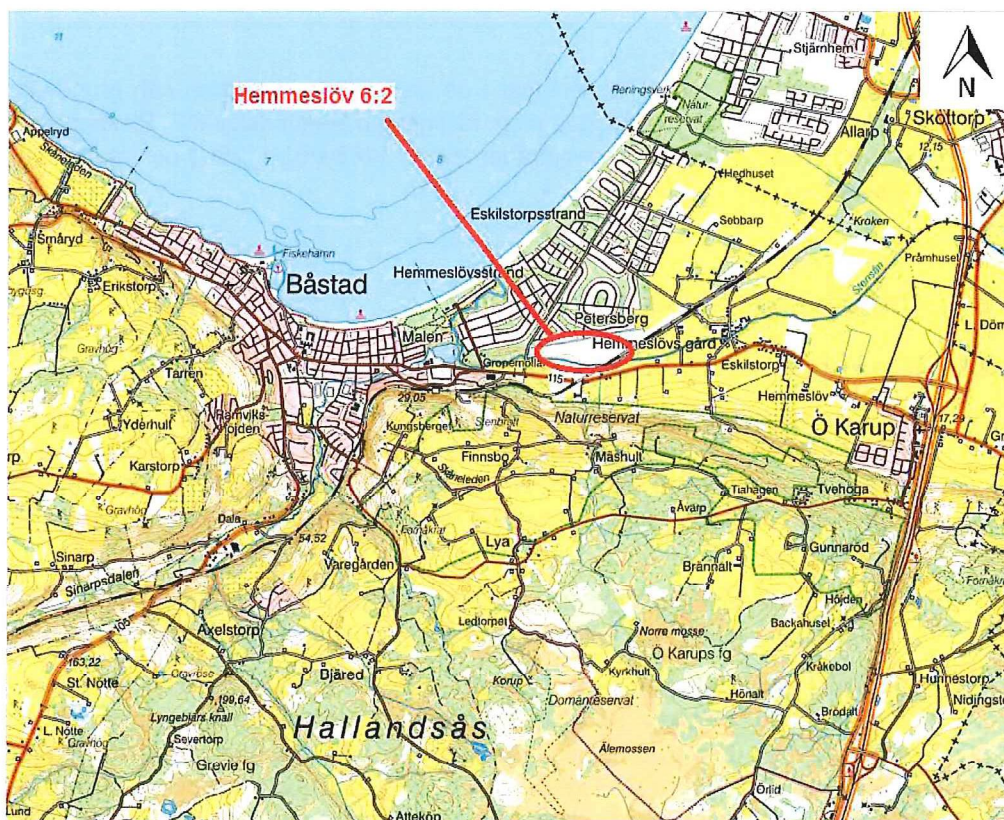
- Bilaga 1: Uttagsrapporter beräkningsverktyg
- Bilaga 2: Planritning med provtagningspunkter
- Bilaga 3: Sammanställning analysresultat grundvatten
- Bilaga 4: Analysprotokoll grund- och ytvatten
- Bilaga 5: Datasammanställning akrylamid

1 Inledning

1.1 Bakgrund

På uppdrag av Trafikverket, har Sweco Environment AB (Sweco) utfört en miljö- och hälsoriskbedömning med avseende på påvisade föroreningar inom uppställnings- och upplagsyta belägen inom fastigheten Hemmeslöv 6:2 i Båstad kommun. Det aktuella området framgår av figur 1.

Området undersöktes av Sweco i september 2015. Undersökningen omfattade provtagning av jord i sju provpunkter. Sammanlagt har tio jordprov analyserats med avseende på metaller, oljekolväten (inklusive PAH) samt akrylamid och dess nedbrytningsprodukt N-metylolakrylamid. Analyserade jordprov visade att bly, zink och alifatiska kolväten (>C16-C35) förekommer i halter över Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning, KM. I sex av sju provpunkter påträffades akrylamid över laboratoriets rapporteringsgräns (0,1 µg/kg TS). Samtliga undersökningsresultat framgår av Swecos rapport (Sweco, 2015).



Figur 1. Karta över Båstad samt undersökningsområdet, Hemmeslöv 6:2 (inom rödmarkerad ellips).

SGL och Båstads Miljöförvaltning har yttrat sig om utförd undersökning i varsin skrivelse daterad 2015-12-17 respektive 2016-01-20 (SGL, 2015 och Båstad kommun, 2016).

Miljö- och hälsoriskbedömningen med avseende på påvisade föroreningar inom området har utförts med utgångspunkt från metodiken i Naturvårdsverkets rapport 5976 (Naturvårdsverket, 2009a).

1.2 Syfte

Syftet med riskbedömningen är att bedöma risker förknippade med de mark- och grundvattenföroreningar som finns inom det berörda området samt att bedöma behovet av riskreduktion kopplat till den gällande markanvändningen.

Vidare syftar arbetet även till att ta fram platsspecifika riktvärden som kan ligga till grund för mätbara åtgärds mål vid eventuella efterbehandlingsåtgärder.

Som en del i arbetet definieras övergripande åtgärds mål för området. Dessa ligger till grund för såväl riskbedömning som platsspecifika riktvärden.

1.3 Avgränsningar

Riskbedömningen avser föroreningar i de undersökta jordlagren och grundvattnet inom Trafikverkets f.d. upplagsområde inom fastigheten Hemmeslöv 6:2. Riskbedömningen utgår från befintlig detaljplan för området (akt nr 1168-P93/1125/1) och markanvändningen vegetationsyta.

2 Områdesbeskrivning

2.1 Nuvarande och tidigare markanvändning

Det undersökta området ligger norr om Hallandsåsen mellan Båstad i väster och Hemmeslövs Gård i öster. I norr avgränsas området av Stensån och i söder av väg 115 (Hallandsvägen). Ca 100 m öster om området går Västkustbanan. Ca 200 m norr om området, på andra sidan Stensån, ligger bostadsområdet Petersberg. Undersökningsområdet är ca 85 000 m² stort.

Enligt gällande detaljplan (akt nr 1168-P93/1125/1) är området planlagt för "odlingsområde – lantbruk eller liknande" samt för tillfällig användning för stenkrossanläggning och upplag.

Området har använts som jordbruksmark fram till början av 1990-talet då Projekt Hallandsås tog marken i anspråk. Sedan tunnelbyggets start har marken använts som upplag för bergkross från tunneldrivningen. Bland annat har utsprängt berg från områden som behandlats med Rhoca-Gil lagrats på upplaget. Området har också använts som upplagsplats för sedimentationsslam från reningsanläggningarna vid norra påslaget och mellanpåslaget. Vid reningsverket vid mellanpåslaget användes under 2006 och 2007 ett flockningsmedel med innehåll av polyakrylamid. Vid norra påslaget har inget sådant

flockningsmedel använts. Massorna är idag avlägsnade från området och används idag delvis som uppställningsyta.

Akrylamid är råvara vid tillverkning av polyakrylamid och eventuella risker förknippade med polyakrylamid beror främst på restinnehållet av monomerer, d.v.s. akrylamid. Polyakrylamidbaserade flockningsmedel används bl.a. vid framställning av dricksvatten, och för dessa finns ett gränsvärde avseende monomerhalten. Enligt Livsmedelsverkets föreskrifter är den högsta tillåtna monomerhalten i polyakrylamid 500 mg/kg (Livsmedelsverket, 2013). Det flockningsmedel som använts vid mellanpåslaget klarade detta gränsvärde.

2.2 Framtida markanvändning

Enligt gällande detaljplan är den framtida markanvändningen "odlingsområde – lantbruk eller liknande". På grund av markens kvalitet finns det i dagsläget inga ekonomiska motiv att ta ytan i anspråk för odling av livsmedel eller liknande. Marken är kompakterad på grund av användningen som upplags- och uppställningsplats. Inom ramen för gällande detaljplan är det mest troliga att marken används som vegetationsyta.

2.3 Geologi- och grundvattenförhållanden

Nedanstående beskrivning utgör en sammanfattning av resultat från utförda markundersökningar (Sweco, 2015).

De ytliga jordlagren inom området utgörs av fyllnadsmassor som består av grusig sand, sten, mulljord och ställvis även slamsediment och armering för sprutbetong. Mäktigheten hos fyllnadsmassorna varierar mellan ca 0,4-1,6 m men är vanligen ca 0,5-1,0 m. Endast i en punkt (1505) har fyllning, som utgörs av sand, med 1,6 m mäktighet påträffats. Sanden har i denna punkt noterats som fyllning i fält, men eftersom de underliggande jordlagren också består av sand kan bedömningen vara felaktig. Inte i någon annan punkt förekommer fyllning som består av ren sand, men materialet i fyllningsmassorna varierar.

Generellt underlagras fyllnadsmassorna av sandig gyttja och/eller sandig torv men ställvis påträffas även silt och lera. Dessa lager underlagras generellt av sand. Borrprotokoll från utförd markundersökning redovisas i bilaga 1 i Swecos undersökningsrapport (Sweco, 2015).

Baserat på nivåmätningar i området under flera år kan konstateras att grundvattennivån varierar med ca 1,5 m över året och ligger på mellan ca 1,5 och 3 m djup. Grundvattnets strömningsriktning är mot Stensån och gradienten är ca 0,01-0,02 m/m (Björkman, 2016).

Inför byggandet av en GC-port för Båstads nya station, ca 1 km bort, gjordes en provpumpning av grundvattnet. Där uppmättes konduktiviteten i sanden till $3 \cdot 10^{-4}$ m/s. Sanden underlagras här av lera och sandens mäktighet är cirka 5 meter (Björkman, 2016).

Enligt SGU:s brunnarkiv finns inga brunnar för dricksvattenuttag i närheten av området (SGU, 2016). Närmast belägna brunn är, enligt SGU, en brunn med "okänd användning", som ligger ca 600 m sydväst om området inom fastigheten Finnsbo 1:4. Brunnen är totalt 82 m djup och djupet till berg har uppmätts till 12 m. Ca 800 m öster om området finns en

brunn, också med "okänd användning" enligt SGU, inom fastigheten Eskilstorp 2:8. Brunnen är totalt 90 m djup och djupet till berg har uppmätts till 5 m (SGU, 2016).

2.4 Ytvattenförhållanden

Det aktuella området ligger i direkt anslutning till Stensån. Ån har sitt utlopp i Laholmsbukten, vid Hemmeslövsstrand. Stensån har sitt källflöde i trakten av Skånes Fagerhult och Vita sjö i norra Skåne. Stensån utgör vattenförekomsten SE625937-132613 enligt VISS, Vatteninformationssystem Sverige, (VISS, 2016).

Stensån beräknade medeldygnsvattenföring (MQ) är 3,77 m³/s enligt SMHI:s VattenWebb (VattenWebb, SMHI, 2016). Den flödesstatistik som finns tillgänglig för varje delavrinningsområde i VattenWebb bygger på beräkningar med den hydrologiska modellen S-HYPE (VattenWebb, SMHI, 2016).

2.5 Skyddade områden

Det aktuella området ligger inte inom något skyddsvärt område enligt vattenförvaltningsförordningen eller miljöbalken. Ca 1,8 km öster om området ligger Eskilstorps vattenskyddsområde och ca 1,8 km sydväst om området ligger Båstad Örebäcksvallens vattenskyddsområde. Ca 200 m söder om området ligger Hallandsåsens nordsluttnings naturreservat. Ca 800 m nordväst om området ligger Bjärekurstens naturreservat (VISS, 2016).

3 Utförda undersökningar

3.1 Tidigare undersökningar

Inom området för den f.d. upplagsytan har Sweco utfört en övergripande undersökning med avseende på föroreningar i mark. Undersökningen genomfördes i september 2015 och omfattade provtagning av jord i sju provpunkter. Sammanlagt har tio jordprov analyserats med avseende på metaller, oljekolväten (inklusive PAH) samt akrylamid och dess nedbrytningsprodukt N-metylolakrylamid. Provpunkternas läge framgår av figur 2 samt bilaga 2.

Resultaten från markundersökningen visade att bly, zink och alifatiska kolväten (>C16-C35) förekommer i halter över Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning, KM. I majoriteten av analyserade prov överskrider laboratoriets rapporteringsgränser för alifater (>C16-C35) vilket indikerar en generell förorening av alifater inom området.

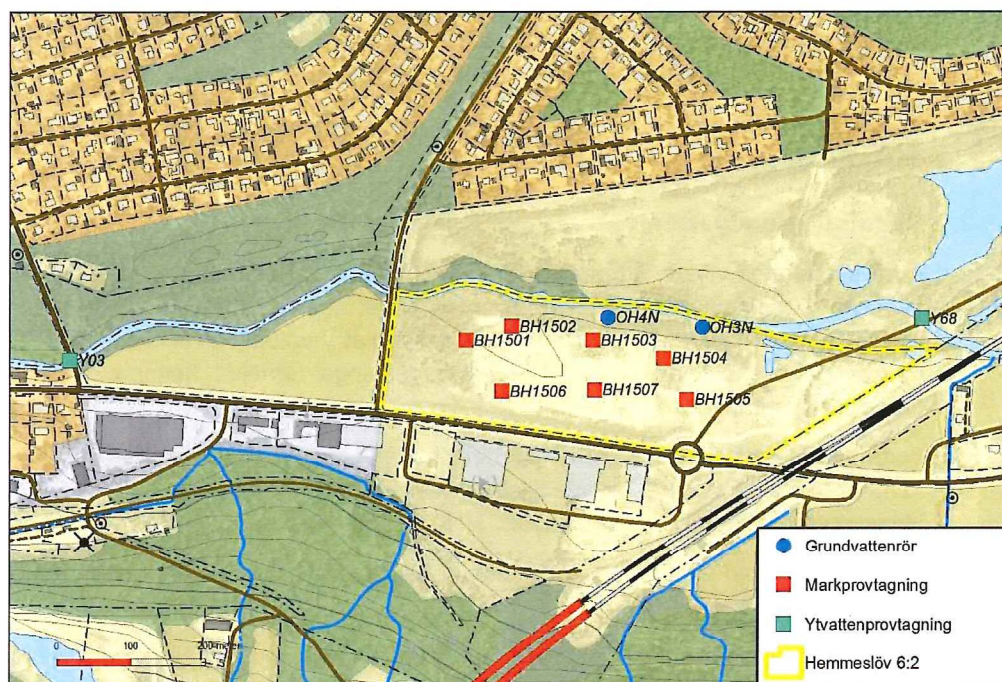
För akrylamid och dess nedbrytningsprodukt (N-metylolakrylamid) saknas svenska generella riktvärden. I sex av sju provpunkter påträffades akrylamid över laboratoriets rapporteringsgräns (0,1 µg/kg) medan halterna av N-metylolakrylamid i samtliga prov underskred rapporteringsgränsen. Samtliga resultat redovisas i Swecos rapport för markundersökningarna (Sweco, 2015).

3.2 Nu utförda undersökningar

Trafikverket har utfört kompletterande yt- och grundvattenundersökningar inom området. Grundvattenprovtagningen utfördes den 14 januari 2016 i två av de grundvattenrör (OH3N och OH4N, se figur 2 och bilaga 2) som installerades inom området 1998 då det användes som upplag för bergmassor med rester av Rhoca-Gil. Vid grundvattenprovtagningen användes bailer och rören omsattes med 2-3 bailervolymer innan provtagning (Björkman, 2016).

Ytvattnet i Stensån har provtagits vid två tillfällen, dels i en punkt nedströms området den 14 januari 2016 och därefter i två punkter, uppströms och nedströms området, den 23 februari 2016 (Björkman, 2016).

Samtliga yt- och grundvattenprover har analyserats för akrylamid och N-metylolakrylamid. Grundvattenproven och ytvattenproven från den 23 februari har också analyserats med avseende på metaller och oljekolväten (inklusive PAH). Analyser av akrylamid och N-metylolakrylamid har utförts av Toxicon, övriga analyser har utförts av AlControl.



Figur 2. Ritning över undersökningsområdet. Röda kvadrater markerar markprovtagning, blå cirklar markerar i vilka rör det har utförts kompletterande grundvattenprovtagning och turkosa kvadrater markerar ytvattenprov (Trafikverket, 2016).

3.2.1 Jämförvärden

Jämförvärden har använts för att ge en indikation kring föroreningsnivåer i grundvatten,.

Petroleumrelaterade föroreningar i grundvatten kan jämföras med Svenska Petroleuminstitutets (SPI) branschrekommendationer. Riktvärdena är framtagna för ämnen i grundvatten vid bensinstationer baserat på fem olika exponeringsvägar; dricksvatten, ångor i byggnader, bevattnings- och miljörisker vid utströmning i ytvatten och våtmarker (SPI, 2011). I detta fall görs jämförelser mot riktvärdena för miljörisker i ytvatten p.g.a. närheten till Stensån.

För metaller i grundvatten har SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, 2013) använts. I SGU:s bedömningsgrunder delas halterna in i fem olika tillståndsklasser, från *mycket låga* till *mycket höga*. Bedömningsgrunderna har anpassats till Livsmedelsverkets gränsvärden respektive Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten och dessa gräns- och riktvärden är satta utifrån vattnets användbarhet som dricksvatten. Klasserna har även anpassats till de nationella riktvärdena för grundvatten som tillämpas inom vattenförvaltning liksom till nivåerna för att vända trender.

För tungmetaller där svenska jämförvärden saknas har jämförelser gjorts med holländska åtgärdsvärden (*intervention values*), vilka motsvarar en nivå där människor, växter eller djur kan anses som allvarligt påverkade eller hotade (VROM, 2009).

För akrylamid har uppmätta halter jämförts mot Livsmedelsverkets gränsvärde för otjänligt dricksvatten (Livsmedelsverket, 2013).

3.2.2 Resultat grundvatten

Analysresultaten visade att grundvattnet innehåller förhöjda halter av alifater (>C16-C35) över laboratoriets rapporteringsgräns, med högst halt i OH3N, längst österut. Halterna underskrider dock både SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten och dricksvatten (SPI, 2011). För övriga oljekolväten (inkl. PAH) påvisades inga förhöjda halter över laboratoriets rapporteringsgränser.

I grundvattnet påvisas även förhöjda metallhalter, i nivå med SGU:s tillståndsklass 4 (Hög halt) för nickel och bly respektive tillståndsklass 5 (Mycket hög halt) för zink (SGU, 2013). Högst metallhalter påvisas i punkt OH3N, längst österut.

Varken akrylamid eller N-metylakrylamid har påvisats över laboratoriets rapporteringsgränser i grundvatten.

Samtliga analysresultat för grundvattnet framgår av sammanställningen i bilaga 3 och analysprotokollen i bilaga 4.

3.2.3 Resultat ytvatten

I ytvattnet, som provtogs både uppströms och nedströms det aktuella området påvisades inga halter av oljekolväten över rapporteringsgränserna. För metaller kan ingen tydlig skillnad noteras mellan proven som uttogs uppströms respektive nedströms.

6(29)

RAPPORT
2016-09-08
SLUTVERSION
HEMMESLÖV 6:2, NORRA PÅSLAGET, BÅSTAD KOMMUN

Akrylamid och N-metylolakrylamid har analyserats i ytvattenprov vid två tillfällen, dels i januari och sedan i februari. Vid det första provtagningstillfället i januari provtogs endast vattnet nedströms området medan det vid provtagningen i februari uttogs prov både uppströms och nedströms.

Analysresultaten visade på en halt (0,2 µg/l) av akrylamid över laboratoriets rapporteringsgräns vid provtagningen nedströms i januari. Vid provtagningen i februari underskreds laboratoriets rapporteringsgränser (<0,1 µg/l) både uppströms och nedströms området. N-metylolakrylamid kunde inte påvisas i något av proven.

Samtliga analysresultat för ytvatten framgår av analysprotokollen i bilaga 4.

4 Föroreningssituation

4.1 Föroreningsutbredning och föroreningskällor

I jord har generellt de högsta halterna av metaller och oljekolväten påvisats i punkterna 1502 och 1506 i områdets västra del. Akrylamid har i jord påvisats i samtliga punkter utom 1502. Grundvatten har endast provtagits i områdets östra del, och där har halter av metaller och oljekolväten påvisats i halter som indikerar förorening. Akrylamid har inte alls påvisats i grundvatten. Föroreningsutbredningen beskrivs närmare för respektive föroreningstyp nedan.

4.1.1 Metaller

Halterna av barium, bly, kadmium och zink är högre i provtagningspunkterna 1502 och 1506 jämfört med övriga punkter inom området. De högsta bariumhalterna är 96 respektive 100 mg/kg TS och varierar i övriga punkter mellan 34 och 78 mg/kg TS. Blyhalterna i 1502 och 1506 är 140 respektive 39 mg/kg och i övriga punkter mellan 6,6 och 19 mg/kg TS. Kadmium har påvisats i fyra prov, halterna i 1502 och 1506 är 0,95 och 0,59 mg/kg TS. I båda de två andra proven (1501, 0,6-1,1 m u my och 1503, 0-0,5 m u my) var halterna 0,25 mg/kg TS. Zinkhalterna var i 1502 280 mg/kg TS och i 1506 130 mg/kg TS. I övriga prover var de mellan 39 och 82 mg/kg TS.

För arsenik, kobolt, nickel och kvicksilver har inga halter över bakgrundshalter enligt Naturvårdsverkets sammanställning (Naturvårdsverket, 2009a) påvisats.

Antimon, molybden och vanadin är högre i det djupare provet i 1503 jämfört med övriga punkter inom området, där halterna är under bakgrundshalter enligt ovan. För antimon är dock rapporteringsgränsen högre än bakgrundshalten. Även arsenik är högre i denna punkt jämfört med övriga provtagningspunkter, dock under bakgrundshalter enligt ovan.

Krom har påvisats över bakgrundshalten i det djupare provet från 1503, men också i det djupare provet från 1505. Övriga halter är lägre och under bakgrundshalten.

Koppar har påvisats i genomgående låga halter, i nivå med bakgrundshalter, med relativt liten variation mellan provpunkterna.

I grundvattnet har högst metallhalter påvisats i grundvattenprovet från OH3N längst österut. Skillnader i halter mellan den provtagningspunkten och OH4 gäller framförallt för zink (1 900 och 220 µg/l) och nickel (14 och 2,3 µg/l). Blyhalterna i grundvattenproven från de båda rören var 8,6 µg/l i OH3N och 3,7 µg/l i OH4. De halter av bly, nickel och zink som påvisats i grundvattnet förefaller inte korrelera med de halter som påvisats i jord. De högsta halterna i jord har påvisats i områdets västra del medan de högsta halterna i grundvattnet har påträffats i områdets nordöstra del. Resultaten indikerar därmed att det skulle kunna förekomma föroreningskällor i jord som inte har påträffats vid utförd markundersökning vilket i sin tur kan vara orsaken till de höga metallhalter i grundvattnet. Grundvattenrören i de två provtagningspunkterna är av stål vilket kan ge utslag på metallhalter i grundvattenproven.

Det bör också påpekas att det inte har utförts någon grundvattenprovtagning i områdets västra del, där högst föroreningshalter i jord påvisats, varför det inte går att utesluta att det förekommer ännu högre halter i grundvattnet här. Dock är halterna i den östligaste av grundvattenrören högre än i det västligaste, som är beläget mer mot områdets mitt.

Ytvattenprovtagningen visar inte på någon spridning av metaller till Stensån. De metaller som påvisats i förhöjda halter i jord och grundvatten inom området påvisades i ån i lägre halter nedströms området än uppströms.

4.1.2 Oljekolväten

Alifater >C16-C35 har påvisats jordprov från alla punkter utom 1505, vilket visar att påverkan av oljekolväten förekommer över hela området. Den högsta halten (110 mg/kg TS) har påvisats i 1502, halterna i övriga prov varierar mellan 12 och 54 mg/kg TS. I punkten 1502 har också alifater >C12-C16 påvisats. I övrigt har inga oljekolväten påvisats.

Baserat på genomförd provtagning är det inte möjligt att uttala sig om föroreningsens utbredning i djup. I tre punkter har både ytliga och djupare jordprov analyserats, i 1501 påvisas lägre halt i det djupare provet, i 1503 är halterna i ytligt och djupare prov samma och i 1505 påvisades ingen oljeförorening på något djup.

Vid grundvattenprovtagningen har alifater >C16-C35, men inga andra oljekolväten, påvisats. Halterna är jämförbara i de två proven, 60 och 72 µg/l, med den något högre halten i OH3N längst i öster. De uppmätta grundvattenhalterna bedöms vara höga i förhållande till halterna i jorden. Det kan alltså inte uteslutas att ytterligare oljeförorening förekommer inom området.

Vid ytvattenprovtagningen kunde inga oljekolväten påvisas i något prov. Därmed bedöms det inte ske någon oacceptabel belastning på ån av oljekolväten från området.

4.1.3 Akrylamid

Akrylamid har påvisats i halter över laboratoriets rapporteringsgräns inom hela området. Bara i punkten (1502) i områdets nordvästra del är halten under laboratoriets rapporteringsgräns. De högsta halterna påträffats i punkterna 1504 (2,4 µg/kg) och 1505 (1,9 µg/kg) i områdets östra. I övriga punkter varierar halterna mellan 0,1 och 1,0 µg/kg i ytliga jordprov.

I de tre punkter (1501, 1503 och 1505) där prover från flera djup analyserats visar resultaten på avtagande halter. Nedbrytningsprodukten N-metylolakrylamid har inte påvisats i något prov.

I grundvattnet har varken akrylamid eller nedbrytningsprodukten har påvisats i halter över laboratoriets rapporteringsgräns. Med tanke på hur lösligt akrylamid är och hur utbredd föroreningen förefaller vara i jord inom området, är det något överraskande att inga halter kunnat påvisas i grundvatten.

I samband med att bergkross förvarats inom fastigheten upprättades ett övervakningsprogram avseende akrylamid och dess nedbrytningsprodukt i grundvatten. Provtagningarna pågick från februari 1998 till juni 2000. Provtagningarna avslutades ett år efter det att akrylamid och dess nedbrytningsprodukt inte längre kunde påvisas i grundvattnet.

Ytvattnet har provtagits vid två tillfällen. Vid första tillfället provtogs ytvattnet endast nedströms och akrylamid påvisades i en halt över laboratoriets rapporteringsgräns. Vid den andra provtagningen, som utfördes både uppströms och nedströms området, påvisades ingen akrylamid över rapporteringsgränsen. N-metylolakrylamid kunde inte påvisas i något ytvattenprov.

4.1.4 Föroreningskällor

Föroreningarna i jordlagren inom området har sannolikt sitt ursprung antingen i de fyllnadsmassor som använts på området eller från de verksamheter som förekommit inom området (lagring av bergmassor samt sedimentationsslam och uppställning av fordon).

4.2 Föroreningar av potentiell betydelse

För att identifiera föroreningar av potentiell betydelse inom området har uppmätta halter från Swecos översiktliga markundersökning (Sweco, 2015) samt Trafikverkets kompletterande grundvattenprovtagning jämförts med utvalda jämförvärden som indikerar en låg föroreningsnivå. Som jämförvärden för jord har Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) använts. För grundvatten har den undre klassgränsen för tillståndsklass 3 (Måttlig halt) enligt SGUs bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, 2013) använts. För ämnen där generella riktvärden för jord och/eller bedömningsgrunder för grundvatten saknas, har laboratoriets rapporteringsgräns använts som jämförvärde. Ämnen som uppmätts i halter över eller i nivå med jämförvärdena betraktas som föroreningar av potentiell betydelse.

Resultaten från undersökningarna visade på föroreningshalter i jord, över riktvärdena för KM, med avseende på alifater (>C16-C35), bly, kadmium och zink. Akrylamid har påvisats över laboratoriets rapporteringsgräns i sex av sju punkter i jord. I grundvattnet har bly, zink och nickel påvisats i halter över den nedre klassgränsen för tillståndsklass 3.

De ämnen som inte förekommer i halter i jord eller grundvatten över jämförvärdena har uteslutits från vidare bedömning. I tabell 1 redovisas de föroreningar som bedöms vara av potentiell betydelse inom området och som inkluderas i det fortsatta arbetet.

Tabell 1. Föroreningar av potentiell betydelse för området.

Ämnesgrupp	Analysparameter
Alifatiska kolväten	Alifater >C16-C35
Metaller	Bly Kadmium Nickel Zink
Akrylamid	Akrylamid

4.3 Föroreningarnas uppträdande

Föroreningar som genom läckage eller spill kommit ut i omgivningen kan förekomma i olika faser i mark och grundvatten. I den omättade zonen över grundvattenytan kan de uppträda i fyra faser:

- Som gas i jordens porer
- Bundna till jordpartiklarna
- Lösta i vatten
- I koncentrerad form i jordens porer (fri fas)

Under grundvattenytan är porerna helt fyllda med vatten och systemet utgörs då av de tre sistnämnda faserna.

För de aktuella föroreningarna kan följande karaktäristiska drag omnämnas:

- Alifatiska kolväten (förekommer i oljeprodukter, lösningsmedel etc.) har varierande flyktighet och fastläggningsgrad i jord, beroende på molekylvikt och kolkedjans uppbyggnad. Lösligheten i vatten är generellt låg, men varierar starkt på samma sätt som flyktigheten. Jorden innehåller vanligtvis en naturlig uppsättning mikroorganismer med förmåga att bryta ner alifatiska kolväten under aeroba (tillgång till syre) förhållanden. Även nedbrytningen är beroende av molekylvikt och kolkedjans utseende.
- Metallernas rörlighet i marken är starkt beroende av pH och redoxförhållanden. Tungmetallerna fastläggs vanligtvis starkt i jord och uppvisar därvid låg rörlighet. Rörligheten kan dock öka vid sjunkande respektive stigande pH-värde beroende på metallens egenskaper. Flera tungmetaller bildar sulfider med låg löslighet.

- Akrylamid används för framställning av polyakrylamid vilket bl.a. används i vattenreningsprodukter, i pappers- och i gruvindustrin. Akrylamid är mycket lösligt i vatten och bedöms därför vara rörligt i jorden. Akrylamid bryts ned i jord och halveringstiden har skattats till ca 30 dagar (European Commission, 2002).

5 Riskförutsättningar

5.1 Förslag på övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål ska fungera som underlag för såväl riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering och ska beskriva syftet eller syftena med en efterbehandlingsåtgärd (Naturvårdsverket, 2009d). De övergripande åtgärds målen för området definieras nedan och ligger till grund för det fortsatta arbetet med riskbedömning och framtagande av platsspecifika riktvärden.

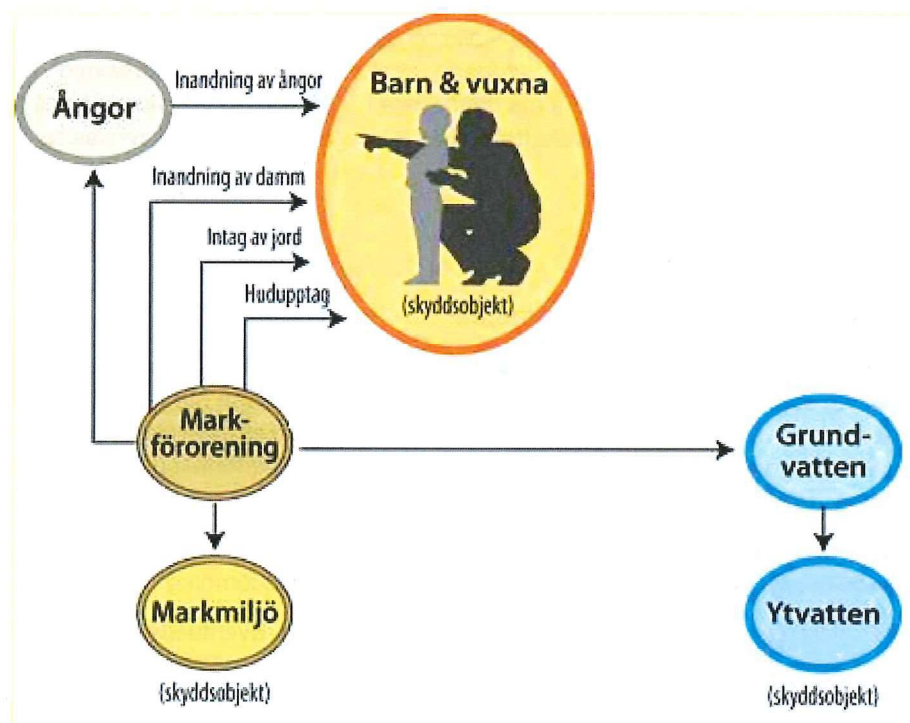
Med hänsyn till områdets planerade användning inom ramen för gällande detaljplan har följande övergripande åtgärds mål definierats i denna riskbedömning:

- Området ska kunna användas som vegetationsyta. Eventuella risker för människor som arbetar eller tillfälligt vistas på området ska vara på lågrisknivå².
- Spridning av föroreningar ska inte medföra en oacceptabel påverkan på Stensån.
- Markmiljön i området ska vara av sådan kvalitet att den stödjer nödvändiga markfunktioner i den omfattning som krävs för användning som vegetationsyta.

5.2 Konceptuell exponeringsmodell

Den konceptuella modellen beskriver på ett översiktligt sätt vilka skyddsobjekt som har identifierats samt hur dessa exponeras för förekommande föroreningar, det vill säga vilka spridningsvägar som finns. Den konceptuella modellen redovisas i figur 3. De olika delarna av den konceptuella modellen beskrivs mer utförligt i de följande avsnitten.

² Med lågrisknivå avses för ej cancerframkallande ämnen att högst hälften av det tolerabla dagliga intaget får komma från exponering av massorna inom området. För cancerframkallande ämnen gäller att exponeringen för förekommande ämnen i massorna inom området maximalt får bidra till ett extra cancerfall per 100 000 livstidsexponerade



Figur 3. Konceptuell modell som illustrerar markföroreningarnas spridning till eventuella skyddsobjekt inom området.

5.3 Skyddsobjekt

Identifieringen av skyddsobjekt har utgått från planerad markanvändning så som den beskrivs i det gällande detaljplan, se avsnitt 2.1 ovan. Utifrån denna beskrivning samt de hydrogeologiska förutsättningarna i området har följande skyddsobjekt definierats:

- Vuxna och barn som besöker och passerar området tillfälligt.
- Markmiljön inom området.
- Ytvatten, närmaste recipient är Stensån.

Grundvattnet i området har inte pekats ut som ett skyddsobjekt i den konceptuella modellen. Som utgångspunkt för skydd av grundvatten används i Naturvårdsverkets modell för riktvärden halva dricksvattennormen, grundvattenskyddet baseras alltså på möjligheten att använda det för uttag av dricksvatten. Det aktuella området ligger i direkt anslutning till Stensån och det finns därmed inget grundvatten nedströms området att skydda. Vidare finns det ingen brist på dricksvattenreservoarer i området (Båstad kommun). Grundvatten har alltså inte beaktats som skyddsobjekt.

Stensån har pekats ut som ett skyddsobjekt och eftersom grundvattnet är transportmedium för förorening från jord till ytvatten får grundvattnet ett indirekt skydd.

5.4 Exponeringsanalys

Alla människor som vistas inom området exponeras på liknande sätt, men i olika omfattning, för förekommande föroreningar. Följande exponeringsvägar har bedömts vara aktuella för människor:

- Intag av jord och damm
- Hudkontakt med jord och damm
- Inandning av damm
- Inandning av ånga
- Intag av växter från området

Människor kan besöka området både i samband med arbete och i samband med rekreation. Sannolikt kommer exponeringstiden vara större vid arbete i området, varför exponeringsbedömningen har utgått från människor som vistas i området i samband med arbete. Detaljer angående exponeringstider etc. redovisas i avsnitt 6.1.

5.5 Spridningsförutsättningar

5.5.1 Jord

Föroreningar i jordlagren kan uppträda i fyra faser, vilket beskrivs i avsnitt 4.3 ovan. I jordlagren kan föroreningarna spridas med dessa faser samt genom övergång mellan dem. Föroreningarna kan spridas från området i form av damm till omgivande luft och lösta i vatten till grundvatten och vidare till ytvatten.

Spridningen av föroreningar påverkas både av ämnesspecifika egenskaper, som exempelvis vattenlöslighet och hur hårt föroreningarna binds i jorden, och av områdesspecifika egenskaper, som jordlagrens genomsläpplighet och grundvattenbildningen.

Jordlagren i det aktuella området består huvudsakligen av fyllning, vilket beskrivs i avsnitt 2.3 ovan. Fyllningen bedöms huvudsakligen vara av genomsläpplig karaktär då den utgörs av stenig, grusig sand. Ställvis förekommer lager med torv, gytta, lera och silt men då dessa har relativt liten mäktighet bedöms jordlagren huvudsakligen vara av genomsläpplig karaktär.

Då massorna i området består av genomsläppliga fyllnadsmassor ökar generellt spridningsbenägenheten. Porositeten, d.v.s. andelen hålrum mellan jordpartiklarna, är lägre i genomsläppliga jordlager än i täta, liksom jordens vattenhållande förmåga där porerna i lägre grad är fyllda med vatten och i högre grad med luft i genomsläppliga jordarter. Inga mätningar av dessa egenskaper har gjorts på området, i beräkningarna har istället generella värden gällande porositet, vattenhalt och lufthalt för genomsläppliga jordarter från Naturvårdsverket (2009a) använts.

Även andelen organiskt material i jordlagren påverkar spridningsförutsättningarna, höga halter organiskt material i jorden medför att organiska föroreningar i större utsträckning binds till jorden vilket minskar spridningen till ånga och vatten (Naturvårdsverket, 2009a).

13(29)

Baserat på fältobservationer bedöms andelen organiskt kol i jordlagren inom området vara förhållandevis högt p.g.a. den gyttja och torv som påträffats. Det har dock inte utförts några analyser av andelen organiskt kol i jorden inom området. För beräkningarna har andelen antagits vara 2 %, d.v.s. samma andel som i de generella scenarierna för KM och MKM. Det generella värdet för genomsläpplig jord är 1 %, men detta har följaktligen höjts till 2 % p.g.a. förekomsten av torv och gyttja.

5.5.2 Grundvatten

Föroreningsspridningen påverkas också av hur mycket vatten som kommer i kontakt med föroreningarna. Om föroreningarna är belägna ovanför grundvattenytan är spridningen framförallt beroende av grundvattenbildningen som inom detta område bedöms vara betydligt högre än det som antas i de generella scenarierna för KM och MKM. Grundvattenbildningen har satts till ca 500 mm/år baserat på de modellberäkningar för svenska typjordar som redovisas i Rodhe m.fl. (2006) samt att det sker en viss ytvavrinning.

Den totala mängden grundvatten som bildas inom området beror, förutom på grundvattenbildningen, även på områdets storlek. Strömningsriktningen i jordlagren har bedömts vara riktad mot Stensån vilket innebär att områdets längd i strömningsriktningen är ca 170 m och dess bredd ca 500 m.

Jordlagren inom området har som tidigare beskrivits bedömts vara av genomsläpplig karaktär. Mätningar av den hydrauliska konduktiviteten har genomförts av Trafikverket i sand ca 1 km från området, se även avsnitt 2.3. Resultaten från provpumpningen har använts och den hydrauliska konduktiviteten i jordlagren har satts till $3 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Grundvattnet bedöms stå i kontakt med vattnet i Stensån och grundvattennivån bedöms därför följa vattennivån i ån. Grundvattengradienten i området är 0,01 till 0,02 m/m (se avsnitt 2.3). Vid beräkningarna har 0,01 m/m använts.

Spridning av föroreningar belägna i jordlagren under grundvattenytan skiljer sig åt, jämfört med föroreningar i jordlagren ovan grundvattenytan. I det fall föroreningskällan återfinns i grundvattenzonen kan spridningen öka eftersom både infiltrerande vatten från markytan och uppströms bildat grundvatten flödar genom de förorenade jordlagren och bidrar till spridningen. Grundvattenytan inom området varierar mellan 1,5-3 m under markytan och följer nivåerna i Stensån (Björkman, 2016). Inom det aktuella området har föroreningarna uteslutande påträffats ovan grundvattenytan. Föroreningarna är dock inte fullständigt avgränsade i djupled.

Om halten löst organiskt kol (DOC) i grundvattnet är hög kan detta leda till en ökad föroreningsspridning av organiska ämnen från området, genom att föroreningarna binder till det lösta kolet och transporteras med detta (Naturvårdsverket, 2009). Halten löst organiskt kol i grundvattnet har inte undersökts inom detta projekt och det generella värdet i modellen har använts.

5.5.3 Ytvatten

Föroreningsspridningen till ytvattenrecipienten påverkas av vilka mängder förorening som transporteras med grundvattnet, medan halterna i recipienten är en kombination av föroreningsflödet, recipientens storlek och dess omsättningstid. Den närmsta ytvattenrecipienten är Stensån som mynnar i Laholmsbukten.

För förorening ovanför grundvattenytan antas i modellen att allt grundvatten som bildas inom området når ytvattenrecipienten och modellen räknar en utspädningsfaktor utifrån grundvattenbildningen i området och vattendragets flöde. I modellen har SMHI:s medelvärde för Stensåns dygnsvattenföring använts, se avsnitt 2.4.

En mer detaljerad beskrivning av de områdesspecifika parametrar som använts vid beräkning av platsspecifika riktvärden redovisas i avsnitt 6.

5.6 Skydd av markmiljö

Skyddet av markmiljön bör vara sådant att markekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som är nödvändigt för den planerade markanvändningen (Naturvårdsverket, 2009). Sådana funktioner kan till exempel vara odling av ätbara växter och prydnadsväxter i trädgårdar eller parkmiljö.

Generellt påverkas markekosystemet och dess funktion av ett antal faktorer såsom markens struktur, tillgång till syre, vatten och näringsämnen. Huvuddelen av den biologiska aktiviteten finns i de ytliga jordlagren. På den aktuella platsen består de av fyllning och är hårt kompakterad efter att ha använts som upplagsyta under flera år.

Den nuvarande användningen av området ställer inga höga krav på markfunktionen och eftersom de ytliga jordlagren utgörs av fyllning bedöms området inte ha ett högt skyddsbehov.

6 Platsspecifika riktvärden

Platsspecifika riktvärden för området har tagits fram med utgångspunkt från riskförutsättningar som beskrivs ovan, antagandena som beskrivs nedan samt de övergripande åtgärds målen.

Riktvärdena har beräknats i enlighet med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009a) och för beräkningarna har Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2009b) använts. Naturvårdsverkets generella scenario för känslig markanvändning (genomsläpplig) har använts som utgångspunkt för beräkningarna, men detta har justerats efter de platsspecifika förutsättningarna. De genomförda beräkningarna beskrivs i de följande avsnitten.

Vid beräkning av riktvärden har skydd av människors hälsa, markmiljö och ytvatten beaktats.

Eftersom generella riktvärden saknas för akrylamid har ämnesspecifika data insamlats för att möjliggöra en beräkning av platsspecifikt riktvärde. En sammanställning av data finns i bilaga 5.

6.1 Exponeringsantaganden

I detta avsnitt beskrivs de antaganden som gjorts avseende människors exponering för föroreningar i området vid beräkning av platsspecifika riktvärden.

Den troliga framtida markanvändningen för området enligt gällande detaljplan är att en vegetationsyta etableras. Eftersom arbeten med en sådan kan innebära en närmare kontakt med jordlagren som mer närmar sig vad som kan förväntas vid trädgårdsarbeten än vad som normalt förekommer på exempelvis ett industriområde har Naturvårdsverkets generella scenario för känslig markanvändning använts som utgångspunkt vid beräkning av platsspecifika riktvärden. Detta innebär för varje exponeringsväg en större exponering vid varje exponeringstillfälle än om MKM-scenariot används som utgångspunkt, omfattningen beskrivs ytterligare i de följande avsnitten.

Den framtida markanvändningen innebär att människor tillfälligt vistas inom området, i samband med antingen arbete eller rekreation, se även avsnitt 5.3. Exponeringstiderna har därför anpassats till de platsspecifika förutsättningarna.

Exponeringstiden har satts till 30 dagar per år för barn och vuxna utifrån en bedömning om att ett par veckors arbete med den aktuella ytan är rimligt. Bedömningen innebär också att området kan besökas ca 2 gånger i månaden i samband med rekreation. Som nämnts ovan har det generella scenariot för KM använts som utgångspunkt, vilket innebär 24 h vistelsetid per dag, 0,5 m² exponerad hudyta för barn och vuxna samt genomsnittligt intag av jord per dag 120 mg för barn och 50 mg för vuxna.

För intag av växter har det antagits att endast 1 % av människors intag av odlade växter kommer från det aktuella området. Odling av ätbara växter inom området bedöms inte sannolikt men det går heller inte att utesluta att exempelvis bär eller svamp kan plockas i området.

Människors exponering för föroreningar i marken är beroende av hur djupt ned i marken föroreningen ligger. Exponeringen för djupare liggande föroreningar är generellt lägre varför de utgör en lägre risk än ytliga föroreningar. I de generella scenarierna för KM och MKM är djupet till föroreningen satt till 0,35 m under markytan. Detta värde har även använts vid beräkningen av de platsspecifika riktvärdena i detta projekt då föroreningar förekommer i yttlig jord.

I enlighet med slutsatserna i exponeringsanalysen, i avsnitt 5.4 ovan, antas att grundvatten från området inte nyttjas för dricksvattenändamål.

Exponeringsförutsättningarna sammanfattas i tabell 2.

Tabell 2. Data avseende exponeringsförutsättningar som använts vid beräkning av platsspecifika riktvärden.

Hemmeslöv 6:2	
Exponeringsparameter	Exponeringsomfattning
<u>Intag av dricksvatten från grundvatten</u>	Ej relevant
<u>Intag av jord och damm</u> <u>Exponeringstid barn/vuxna (dag/år)</u>	30
<u>Hudkontakt med jord och damm</u> <u>Exponeringstid barn/vuxna (dag/år)</u>	30
<u>Inandning av damm</u> <u>Exponeringstid barn/vuxna (dag/år h/dygn)</u> <u>Andel vistelse inomhus</u>	30 24 0
<u>Inandning av ånga</u> <u>Exponeringstid barn/vuxna (dag/år h/dygn)</u> <u>Andel vistelse inomhus</u> <u>Djup till förorening (m)</u>	30 24 0 0,35
<u>Intag av växter</u> <u>Andel odling från plats</u>	Ja 1 %

6.2 Spridningsantaganden

De platsspecifika egenskaper som påverkar spridningen av föroreningar från området har beskrivits i avsnitt 5.5 ovan. I detta avsnitt beskrivs de antaganden som gjorts avseende spridningsförutsättningarna mer i detalj. De parametrar som används vid beräkningarna sammanfattas i tabell 3 nedan.

Tabell 3. Platsspecifika data avseende spridningsförutsättningar som använts vid beräkning av platsspecifika riktvärden.

	Parameter	Värde	Referens
Jordlagrens egenskaper	Torrdensitet (kg/dm ³)	1,5	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a)
	Porositet (dm ³ /dm ³)	0,35	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a)
	Vattenhalt i jorden (dm ³ /dm ³)	0,11	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a)
	Lufthalt i jorden (dm ³ /dm ³)	0,24	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a)
	Halt organiskt kol (kg/kg)	0,02	Höjd jämfört med generellt värde för genomsläppliga jordar p.g.a. förekomst av torv och gytta (se kapitel 5.5.1)
Grundvatten, jordlagren	Grundvattenbildning (mm/år)	500	Grundvattenbildning i grov jord (Rodhe et. al. 2006)
	Områdets bredd (m)	500	Uppmätt på ritning (Trafikverket, 2016a)
	Områdets längd (m)	170	Uppmätt på ritning (Trafikverket, 2016a)
	Akviferens mäktighet (m)	5	Bedömt baserat på uppgift om sandens mäktighet vid utförda undersökningar i närheten (Björkman, 2016).
	Föroreningens mäktighet under grundvattenytan (m)	0	Bedömt baserat på utförda undersökningar (Sweco, 2015).
	Hydraulisk konduktivitet (m/s)	0,0003	Uppmätt i sand ca 1 km från området (Trafikverket 2016b)
	Hydraulisk gradient (%)	1	Baserat på tidigare mätningar i området (Björkman, 2016)
	Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten (mg/l)	3	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a)

	<i>Parameter</i>	<i>Värde</i>	<i>Referens</i>
Recipient	Flöde i Stensån (m ³ /s)	3,77	Modellerat av SMHI under perioden 1981-2010 (Vattenwebb; SMHI, 2016). Medelvärde av dygnsvattenföringen under hela perioden har använts.

6.3 Markmiljö

Enligt resonemanget i avsnitt 5.6 har markmiljön i området inget högt skyddsbehov. I de generella antagandena för mindre känslig markanvändning är skyddsnivån för jordlagren satt till en nivå där 50 % av antalet arter skyddas (Naturvårdsverket, 2009). Vid denna nivå begränsas inte markens förmåga att utföra ekologiska processer, så som markandning och omsättning av näringsämnen. Markfunktionen ska också stödja odling av prydnadsväxter och gräs. Denna skyddsnivå medför dock inte per automatik att 50 % av arterna påverkas, då metodiken för framtagandet av riktvärden bygger på koncentrationer av föroreningar där inga effekter kan ses. Skyddet kan därmed vara större än 50 %. En skyddsnivå motsvarande 50 % av antalet arter bedöms vara tillräckligt för anläggande av en vegetationsyta.

6.4 Sammanställning av riktvärden

Platsspecifika riktvärden har beräknats med de antaganden som redovisats i avsnitten 6.1-6.3. De beräknade platsspecifika riktvärdena och den styrande parametern för riktvärdet redovisas i tabell 4. Uttagsrapporterna från beräkningsverktyget redovisas i bilaga 1.

Tabell 4. Sammanvägda platsspecifika riktvärden (mg/kg TS) för jord samt styrande parameter för riktvärdet.

Ämne	Riktvärde	Styrande parameter
Bly	400	Skydd av markmiljö
Kadmium	7,0	Skydd av människors hälsa – Intag av växter
Nickel	120	Skydd av markmiljö
Zink	500	Skydd av markmiljö
Alifater >C16-C35	1 000	Skydd av markmiljö
Akrylamid	0,020	Skydd av människors hälsa – Intag växter

Av tabell 4 framgår att skydd av markmiljö är styrande för riktvärdena för samtliga aktuella ämnen, utom kadmium och akrylamid. Människors hälsa är styrande för riktvärdena för kadmium och akrylamid och i båda fallen är intag av växter den exponeringsväg som har störst betydelse för riktvärdet.

7 Riskbedömning

Syftet med detta avsnitt är att beskriva riskerna förknippade med föroreningar inom området, deras påverkan på de olika skyddsobjekten samt bedöma behovet av riskreduktion. Bedömningen utgår från de beräknade platsspecifika riktvärdena samt resultaten från den miljötekniska undersökning som genomförts.

Riskbedömningen utgår från uppmätta halter, beräknade riktvärden samt aktuella skyddsobjekt och exponeringsvägar. Riskkvoterna beräknas enligt:

$$\text{Riskkvot} = \frac{\text{Representativ halt}}{\text{Riktvärde}}$$

Riktvärdet avser riktvärdet eller envägsconcentrationen för en given exponeringsväg.

Den representativa halten är den halt som bäst representerar risksituationen utan att risken underskattas (Naturvårdsverket, 2009c). Alltså kan den representativa halten bestämmas på olika sätt beroende på vilken typ av risk som beskrivs. Riskkvoter har i denna rapport beräknats utifrån den högsta uppmätta halten (maxhalten) vilket diskuteras ytterligare i respektive avsnitt nedan.

7.1 Människors hälsa

Riskkvoter för människors hälsa har beräknats huvudsakligen utifrån de i undersökningen påträffade högsta halterna eftersom de flesta exponeringsvägar bedöms vara beroende av föroreningshalten i en given punkt.

Riskkvoter har därför beräknats för det sammanvägda hälsobaserade riktvärdet. Riktvärdet tar också hänsyn till exponering från andra källor. Riskkvoterna redovisas i tabell 5 nedan och baseras på beräkningar med de högsta uppmätta halterna (maxhalter).

Tabell 5. Riskkvoter för sammanvägt och justerat riktvärde för skydd av människors hälsa.

Ämne	Maxhalt	Riktvärde hälsa	Riskkvot
Bly	140	710	0,20
Kadmium	0,95	6,8	0,14
Nickel	13	2 300	<
Zink	280	29 000	<
Alifat >C16-C35	110	240 000	<
Akrylamid	0,0024	0,02	0,12

< - riskkvoten är mindre än 0,010

Av tabell 5 framgår att samtliga ämnen har en riskkvot under 1 och därmed inte har påvisats i halter som kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa vid planerad användning av området.

7.2 Spridning

Riktvärdet för skydd mot spridning bör normalt jämföras mot medelhalten inom det aktuella området. Som representativ halt vid beräkning av riskkvoterna för spridning har i det aktuella fallet de uppmätta maxhalterna valts för att så långt som möjligt undvika att risken underskattas.

Riskkvoterna har beräknats med riktvärdet för skydd av ytvatten, riktvärdet för alifater (>C16-C35) har dock korrigerats för skydd mot fri fas. De beräknade riskkvoterna redovisas i tabell 6 nedan. Av tabellen framgår att inga halter över riktvärden för skydd mot spridning har påvisats i området och att alla riskkvoter avseende spridning till ytvatten är mindre än 1. Detta innebär att de föroreningshalter som påträffats i jordlagren inom området inte bedöms orsaka en oacceptabel belastning på Stensån.

Tabell 6. Riskkvoter avseende spridning av föroreningar. Halter i mg/kg.

Ämne	Maxhalt	Riktvärde spridning	Riskkvot
Bly	140	2 500	0,056
Kadmium	0,95	11	0,086
Nickel	13	840	0,015
Zink	280	6 700	0,042
Alifat >C16-C35	110	2 500	0,044
Akrylamid	0,0024	4,1	<

< - riskkvoten är mindre än 0,01

Även förorening i grundvatten kan innebära en risk för påverkan på ytvatten. För att skatta risken har en riskkvot mellan de högsta uppmätta halterna i grundvatten och kvalitetskriterier för ytvatten (Naturvårdsverket, 2009a) beräknats. Om riskkvoten är under 1 innebär det att uppmätta halter i grundvatten inte medför risk för påverkan på ytvattnet. En riskkvot över 1 indikerar vilken utspädning mellan grund- och ytvatten som erfordras för att acceptabla halter ska uppnås. Riskkvoterna redovisas i tabell 7.

Tabell 7. Riskkvoter avseende spridning av föroreningar i grundvatten. Halter i µg/l.

Ämne	Maxhalt	Kvalitetskriterium ytvatten	Riskkvot
Bly	8,6	0,5	17
Kadmium	<0,01	0,02	<0,5
Nickel	14	1	14
Zink	1 900	4	480
Alifat >C16-C35	70	30	2,3
Akrylamid	<0,1	20	<

< - riskkvoten är mindre än 0,01

Av sammanställningen i tabell 7 framgår att baserat på uppmätta halter i grundvatten utgör zink den största risken för påverkan i ytvatten. Baserat på de hydrogeologiska egenskaperna i området kan den totala grundvattenströmningen i området uppgå till ca 240 000 m³/år. Baserat på medelvattenföringen i Stensån (3,77 m³/s) innebär detta en utspädning mellan grundvatten och ytvatten på ca 500 gånger. Den högsta uppmätta zinkhalten i grundvatten är alltså nära en nivå som kan orsaka oacceptabel påverkan på Stensån. Det gäller dock under förutsättning att allt grundvatten som rinner från området till Stensån har denna höga halt. I det andra grundvattenprovet var zinkhalten avsevärt lägre.

Vid den ytvattenprovtagning som genomförts gick det inte att se någon skillnad avseende halter uppströms och nedströms det aktuella området, någon påverkan på Stensån kunde alltså inte påvisas vid det aktuella mätillfället. Akrylamid har dock påvisats i ytvatten vid det första provtagningstillfället. Då uttogs inget prov uppströms och det kan därmed inte med säkerhet sägas vart akrylamiden kommer ifrån. Oavsett ursprung var halten dock ca 200 gånger lägre än den halt som inte anses orsaka oacceptabel påverkan i ytvatten, se bilaga 5.

7.3 Markmiljö

Normalt bör medelhalter i ett mindre område användas som representativ halt för bedömning av risker för markecosystemet. Marklevande djur är inte stationära, olika studier avseende återkolonisering visar på hastigheter mellan ca 1 och 4 m/år. Markecosystemet i ett område är därför inte avhängigt av halter i enstaka punkter utan det är den generella halten inom ett mindre område som är av intresse. I det aktuella fallet har dock uppmätta maxhalter i jord använts som representativ halt eftersom dataunderlaget inte är tillräckligt för att skatta medelhalter inom delområden.

Beräknade riskkvoter för markmiljön redovisas i tabell 8 nedan. Av tabellen framgår att samtliga bedömda ämnen förekommer i halter under riktvärdena för skydd av markmiljö. Uppmätta föroreningshalter i jord indikerar att markecosystemet i området inte utsätts för en oacceptabel påverkan från föroreningar.

Tabell 8. Riskkvoter avseende markmiljö.

Ämne	Maxhalt	Riktvärde markmiljö	Riskkvot markmiljö
Bly	140	400	0,35
Kadmium	0,95	20	0,048
Nickel	13	120	0,11
Zink	280	500	0,56
Alifat >C16-C36	110	1000	0,11
Akrylamid	0,0024	0,79	<

< - riskkvoten är mindre än 0,010

7.4 Styrande skyddsobjekt

Huvudsakligen är skydd av markmiljön styrande för riskerna förknippade med föroreningar inom det aktuella området. Risker för människors hälsa är också av betydelse.

När det gäller människors hälsa är framförallt intag av växter den styrande exponeringsvägen.

7.5 Jämförelse med framtagna riktvärden

En jämförelse mellan framtagna riktvärden och uppmätta halter redovisas i tabell 9 och av den framgår att uppmätta maxhalter inte överskrider de beräknade platsspecifika riktvärdena.

Tabell 9. Jämförelse mellan platsspecifika riktvärden och uppmätta halter (maxhalt).

Ämne	Uppmätta maxhalter	Riktvärde	Styrande skyddsobjekt
Bly	140	400	Skydd av markmiljö
Kadmium	0,95	7,0	Skydd av människors hälsa – Intag växter
Nickel	13	120	Skydd av markmiljö
Zink	280	500	Skydd av markmiljö
Alifat >C16-C35	110	1 000	Skydd av markmiljö
Akrylamid	0,0024	0,020	Skydd av människors hälsa - Intag växter

7.6 Osäkerheter

Riskbedömningar är förknippade med osäkerheter kopplat till antaganden om exponering, spridningsförutsättningar och ämnesspecifika parametrar. I föreliggande rapport har platsspecifik information använts, då sådan finns tillgänglig, för att minska osäkerheterna i dessa antaganden. Trots det finns det källor till osäkerheter beroende på den underliggande osäkerheten i de olika antagandena vid riktvärdesberäkningarna. Analys av osäkerheter ger underlag för en bättre förståelse av riskbedömningen och slutsatserna.

7.6.1 Föroreningsutbredning

Vid all bedömning av risker baserat på mätdata från ett förorenat område finns det osäkerheter som beror på själva provtagningstätheten, där ett större avstånd mellan provpunkter innebär en större osäkerhet. Denna osäkerhet är viktig att beakta när risker bedöms, när åtgärder utreds samt när delområden prioriteras. Vad som kan utgöra en acceptabel provtagningstäthet måste bedömas från fall till fall baserat på olika faktorer - kunskap om området, syftet med provtagningen, kostnader m.m.

Det undersökta området är 85 000 m². Genomförda undersökningar visar att de geologiska förhållandena i de ytliga jordlagren varierar inom området, både avseende fyllningens sammansättning och i de underliggande naturliga jordlagren. Utförda laboratorieanalyser visar också på varierande halter av föroreningar.

Föreliggande riskbedömning baseras på ett förhållandevis litet antal undersökningspunkter i relation till områdets storlek. Detta innebär bl.a. att bedömningen av områdets generella föroreningsnivå är osäker, särskilt för de ämnen där halterna varierar mycket mellan provtagningarna. Det innebär också att områden med högre halter inte är speciellt väl avgränsade. Vidare finns en risk att områden med högre halter och eventuella hotspots har missats vid genomförd undersökning. Provtagningen av grundvatten tyder på att det kan förekomma områden med högre föroreningshalter i jord än vad som påvisats vid markundersökningen, vilket även framgår av avsnitt 4.1.

Inga föroreningshalter som påvisats i jord visar på risker för människors hälsa, markmiljön i området eller Stensån. Eftersom det finns osäkerheter kopplade till den generella föroreningsnivån i området samt till föroreningarnas utbredning finns viss osäkerhet också kopplat till riskbedömningens slutsatser. Enligt resonemanget i avsnitt 4.1 indikerar de uppmätta halterna i grundvatten att högre halter av framförallt alifater >C16-35, nickel och zink kan förekomma i jord än vad som hittills uppmätts.

Riktvärdena för skydd av människors hälsa är för dessa ämnen mycket höga. Även om högre halter än vad som hittills påvisats skulle påträffas är det osannolikt att det skulle innebära några risker för människors hälsa vid planerad markanvändning.

När det gäller skydd av ytvatten är situationen mer komplex. De högsta uppmätta halterna i jord indikerar inte någon oacceptabel påverkan på Stensån. Samtidigt har grundvattenhalter uppmätts i nivå med halter som kan innebära en oacceptabel belastning på Stensån. Vid provtagning i Stensån kunde dock ingen påverkan från det aktuella området påvisas. Både grund- och ytvattenhalter kan dock variera över tid och bedömningen har gjorts på bara ett stickprov. Sammantaget kan det inte uteslutas att halter som kan innebära en oacceptabel påverkan på ytvatten förekommer inom delar av området.

Inte heller för markmiljön kan det uteslutas att halter av framförallt zink som kan innebära en oacceptabel påverkan kan förekomma inom delar av området.

7.6.2 Spridningsförutsättningar

Föroreningarnas möjligheter till spridning styrs av ett stort antal faktorer, exempelvis hur hårt bundna de är till marken, markens egenskaper och hur mycket vatten som transporteras genom det förorenade området.

I föreliggande riskbedömning har platsspecifika skattningar av markens egenskaper och grundvattenbildning respektive grundvattenflöden gjorts. För ämnesspecifika egenskaper (som hur hårt bundna föroreningarna är till jorden) har de generella värden som Naturvårdsverket (2009a) rekommenderar använts, för akrylamid har data enligt bilaga 5 använts. Inga mätningar av grundvattenbildning har gjorts, utan denna baseras på en modellering utifrån regionala förhållanden (Rohde m.fl., 2006).

Vid beräkning av spridning till yt- och grundvatten har de förhållandevis enkla transportmodeller som ingår i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2009b) använts. Modellerna behandlar hela området som en enhet med samma spridningsförutsättningar, vilket givetvis är en grov förenkling för ett så stort område. För markens

egenskaper har generella värden för genomsläpplig jord använts. Användandet av generella värden ökar osäkerheten i bedömningen, men just porositet, vattenhalt m.fl. varierar inom ett förhållandevis snävt spann.

För de hydrogeologiska parametrarna i modellen, d.v.s. akviferens mäktighet samt hydraulisk konduktivitet och gradient har platsspecifika antaganden gjorts, vilket bör ge en bättre skattning än användning av generella värden. Den hydrauliska konduktiviteten kan variera kraftigt inom ett område, ibland flera storleksordningar.

De värden för hydrogeologiska parametrar som använts bedöms vara rimliga för förutsättningarna på platsen. Trots det kan variationer i dessa parametrar, framförallt den hydrauliska konduktiviteten, innebära mycket stora skillnader i bedömda grundvattenflöden i området. I förlängningen innebär detta också att den bedömda påverkan på ytvatten kan variera kraftigt. Det finns en möjlighet att grundvattenflödet ut från området är större än vad som här bedömts och att utspädningen till ytvatten därmed är mindre. Den ytvattenprovtagning som genomförts visar dock inte på någon påverkan från grundvattnet i området.

7.6.3 Exponeringsbedömning

I föreliggande riskbedömning är det generella antagandet att om ett ämne förekommer inom området kommer exponering att ske. Platsspecifika antaganden har gjorts beträffande hur ofta, men inte i vilken omfattning, exponering sker. Det finns osäkerheter förknippade med exponeringsparametrarna.

- Användandet av generella exponeringsparametrar. Inga av de generella exponeringsfaktorer som används i Naturvårdsverket beräkningsmodell har justerats. Det gäller exempelvis hur mycket jord som intas vid vistelse på området och hur stor hudexponeringen är. Dessa parametrar har valts för att representera rimligt försiktiga antaganden (Naturvårdsverket, 2009a). Användandet av generella värden ökar osäkerheten i exponeringsbedömningen, men den avsiktliga konservatismen i detta angreppssätt innebär troligtvis att exponeringen överskattas.
- Absorptionsfaktorer. För ett antal ämnen indikerar data att biotillgängligheten för ämnet i fråga är signifikant mindre i jord än i det preparat som vanligtvis används i toxicitetsstudier på laboratorium (Törneman m.fl., 2009). När risken med ämnen i jorden utvärderas tas dock ingen hänsyn till sådana matriseffekter. Därför använder riskbedömningen kemiska toxicitetsfaktorer utan justering för den begränsade biotillgänglighet som föroreningar i jord har. Detta tenderar att överskatta den dos av ett ämne som skyddsobjekten inom området exponeras för.

Detta tenderar att överskatta riskerna för människors hälsa. I det aktuella fallet är uppmätta halter långt under framtagna riktvärden och ett annat angreppssätt bedöms därför inte påverka riskbedömningen.

8 Samlad riskbedömning

Detta avsnitt syftar till att ge en kortfattad sammanfattning och utvärdering av den genomförda riskbedömningen.

Föreliggande riskbedömning baseras på den miljötekniska markundersökning och kompletterande provtagning av grund- och ytvatten som genomförts. Antalet undersökningspunkter är relativt litet i förhållande till områdets storlek.

Samtliga uppmätta maxhalter i jord underskrider de beräknade riktvärdena med god marginal. Samtidigt har halter av metaller och alifater (>C16-C35) har påvisats i grundvattnet som inte förefaller korrelera med uppmätta halter i jord, varför det inte går att utesluta att det kan förekomma föroreningshalter i jord som överskrider de beräknade riktvärdena.

Resultaten från utförd markundersökning och riskbedömning visar att risken för oacceptabel **humanexponering** är låg då uppmätta maxhalter underskrider de hälsobaserade riktvärdena. Högsta uppmätta halt i förhållande till de hälsobaserade riktvärdena uppgår till ca en femtedel av riktvärdet. Riskbedömningen baseras på ett scenario där området består av främst genomsläppliga jordarter, att byggnader inte uppförs på området och där människor, barn och vuxna, vistas på området 30 dagar per år samt har ett visst men litet intag av växter från området.

Resultaten från utförd markundersökning och riskbedömning visar att risken för oacceptabel påverkan på **markmiljön** är låg då uppmätta maxhalter underskrider riktvärdena. Högsta uppmätta halt i förhållande till riktvärdet för skydd av markmiljö uppgår till drygt halva riktvärdet. Riskbedömningen baseras på en skyddsnivå där 50 % av arterna skyddas.

Resultaten från markundersökningarna och riskbedömningen visar att risken för att **spridning** av föroreningar från området orsakar oacceptabel påverkan på ytvatten (Stensån) är låg. Uppmätta maxhalter i jord underskrider riktvärdena för skydd av ytvatten. Högsta uppmätta halt i förhållande till riktvärdet för skydd av ytvatten uppgår till knappt en tiondel av riktvärdet. Dock visar analysresultaten från grundvattenproven på större risk. Högsta uppmätta halt i grundvatten i förhållande till ytvattenkriterier uppgår till knappt 500 gånger den acceptabla halten i ytvatten. Utspädningen mellan grund- och ytvatten har skattats till 500 gånger. Den genomförda ytvattenprovtagningen visar inte på någon påverkan på Stensån från området. Akrylamid har påvisats nedströms området vid ett av två provtagningstillfällen och halten var då under den acceptabla halten i ytvatten. Sammantaget visar genomförda undersökningar varken på negativ påverkan eller på risk för negativ påverkan på Stensån.

9 Sammanfattning av föroreningssituationen och bedömt åtgärds-behov

Sweco har utfört en markundersökning inom fastigheten Hemmeslöv 6:2. Totalt har 10 jordprov analyserats på laboratorium. Trafikverket har utfört kompletterande grund- och ytvattenprovtagning. Provpunkternas lägen framgår av figur 2 och bilaga 2.

Resultaten visar på påverkan av framförallt metaller (bly, kadmium och zink), alifater (>C16-C35) samt akrylamid i jord. Högst halter har påvisats i områdets västra del för metaller och alifater medan de högsta halterna av akrylamid har påvisats i områdets östra del. I grundvattnet har höga halter metaller (bly, nickel och zink) tillhörande tillståndsklass 4 respektive 5 enligt SGUs bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, 2013) påvisats. Grundvattenrören där proven tagits ut är som tidigare nämnts av stål vilket kan ge genomslag på metallhalter i proven. Omsättningen av vatten i rören innan uttag av prov bedöms vara liten vilket ökar risken att metall från stålrören ska ge utslag på metallhalter i uttagna prov. Inga halter av akrylamid eller dess nedbrytningsprodukter har påvisats i grundvattnet. Uppmätta halter i ytvattnet, uppströms och nedströms, området visade inte på någon föroreningspåverkan från området.

Riskbedömningen visar att de högsta uppmätta halterna i jord inte bedöms innebära en oacceptabel påverkan på människors hälsa, markmiljön i området eller Stensån. Eftersom bedömningen baseras på ett förhållandevis litet antal provpunkter i jord är bedömningen förknippad med osäkerheter. Detta styrks också av att halterna i grundvatten tyder på att högre halter än de som påvisats kan förekomma inom området.

Genomförda mätningar i Stensån visar inte på någon oacceptabel påverkan från det undersökta området, det finns därmed inget behov av riskminskande åtgärder för att begränsa spridningen.

Uppmätta halter är långt under de hälsobaserade riktvärdena. Som tidigare nämnts kan det inte uteslutas att högre halter än vad som uppmättes förekommer inom området, men sannolikt är de inte högre än de hälsobaserade riktvärdena. Baserat på nu genomförda undersökningar bedöms det inte föreligga något behov av riskminskande åtgärder för skydd av människors hälsa vid planerad användning av området.

När det gäller markmiljön i området överskrider de högsta uppmätta halterna inte riktvärdena för skydd av markmiljön. Baserat på utförd grundvattenprovtagning kan det dock inte uteslutas att halter över dessa riktvärden förekommer inom området. Som beskrivits i avsnitt 7.3 är markecosystemet inte avhängigt av halter i enstaka punkter utan det är medelhalter över mindre delområden som är av intresse. Baserat på det tillgängliga underlaget går det inte att utesluta att markmiljön i området lokalt är påverkad av föroreningar.

Sammanfattningsvis finns det inget som tyder på att riskreducerande åtgärder är nödvändiga inom området. När det gäller eventuell påverkan på markmiljön är underlaget dock inte tillräckligt för att göra en säker bedömning. Halterna i grund- och ytvatten kan variera över tid och det bedöms därför vara lämpligt att utföra kompletterande provtagning för att säkerställa att ingen påverkan sker på recipienten samt för att följa upp de förhållandevis höga metallhalter som uppmätts i grundvattnet. Grundvattenrören som provtagits är av stål vilket kan ge utslag på metallhalter. Det är därför av värde att genomföra ny provtagning i plaströr för att följa upp metallhalter i grundvatten.

10 Referenser

- Båstad kommun, 2016:
Skrivelse angående utförd markundersökning på fastigheten Hemmeslöv 6:2, Båstad kommun. 2016-01-20, dnr. 2015-001451.
- Björkman F., 2016:
E-postmeddelande från Fredrik Björkman, Trafikverket 2016.
- European Commission, 2002:
European Union Risk Assessment Report: acrylamide. 1st Priority List, Volume 24.
European Commission, Joint Research Centre, Luxemburg, 2002.
- Kuster D., 2016:
Telefonsamtal med Daniel Kuster, Toxicon, 2016-02-01.
- Livsmedelsverket, 2013:
Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30
<http://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/slvfs-2001-30-kons-2015-3-webb.pdf>
- Naturvårdsverket 1999:
Metodik för inventering av förorenade områden, rapport 4918. Naturvårdsverket Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2009a:
Riktvärden för förorenad mark: Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.
September 2009. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket 2009b:
Beräkningsprogram som Excel. Tillgänglig via: http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7_Nv_berakningsprogram%20rv%20mark_version%201%2000.xls. Senast uppdaterad 2009-11-04.
- Naturvårdsverket 2009c:
Riskbedömning av förorenade områden: En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977. Naturvårdsverket, Stockholm. December 2009.

Naturvårdsverket 2009d:

Att välja efterbehandlingsåtgärd: En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Rapport 5978. Naturvårdsverket, Stockholm. December 2009.

Rodhe A., Lindström G., Rosberg J. och Pers C. 2006:

Grundvattenbildning i svenska typjordar – översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell. Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala
Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, Norrköping. Slutrapport från SGU-projektet "Grundvattenbildning i svenska typjordar" proj nr 60-1375/2004.

SGI, 2015:

PM – Korttidsstöd Riskbedömning Hemmeslöv 6:2, Sveriges Geotekniska Institut, 2015-12-17, dnr. 2-1012-0917.

SGU, 2013:

Bedömningsgrunder för grundvatten, SGU-rapport 2013:01. Sveriges Geologiska Undersökning, februari 2013.

SGU, 2016:

Brunnsarkivet, hemsida: www.sgu.se.

Sweco, 2015:

Översiktlig miljöteknisk markundersökning av Norra Påslaget, Hemmeslöv.
Uppdragsnummer 1210166300. Sweco Environment AB, 2015-10-06.

SPI, 2011:

Svenska Petroleum Institutet. SPI rekommendation – Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar.

Trafikverket, 2016:

Ritning över provpunkter, Trafikverket 2016.

Törneman N., Cox E., Durant N., Azziz C. och Bouwer E. 2009.

Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden.
Rapport 5895. Naturvårdsverket, Stockholm januari 2009.

Vattenwebb, SMHI, 2016:

SMHIs Vattenwebb, hämtad 2016-02-29. <http://vattenwebb.smhi.se/> och
<http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/miljo-och-klimat/vattenmiljo/indata-for-markanvandning-i-vattenwebben-1.26063>

VISS, 2016:

VISS - VattenInformationsSystem Sverige.

Databas tillgänglig på Internet via: <http://www.viss.lst.se>

VROM, 2009:

Target values, soil remediation intervention values and indicate levels for serious contamination. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Uttagsrapport

Eget scenario: Vegetationsyta
Generellt scenario: KM

Naturvårdsverket, version 1.00

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

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	mg/kg	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Akrylamid	0,020		Intag av växter	
Bly	400	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kadmium	7,0	mg/kg	Intag växter + exp. andra källor	
Nickel	120	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink	500	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Alifat >C16-C35	1 000	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar Eget scenario Generellt scenario
Vegetationsyta KM

WARNING! Orealistiska indata !
Kontrollera röd-markerade värden !

Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Bedöms ej vara aktuellt inom området. (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	30	365	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	30	365	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	30	120	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	30	120	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	30	365	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	30	365	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Finns inga byggnader inom fastigheten. (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	30	365	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	30	365	dag/år	Bedömd vistelsetid. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Finns inga byggnader inom fastigheten. (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	-	Bedömd mängd odlade växter. (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm3/dm3	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a) (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm3/dm3	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a) (obl)
Längd på förorenat område	170	50	m	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a) (obl)

Uttagsrapport

Eget scenario: Vegetationsyta
Generellt scenario: KM

Naturvårdsverket, version 1.00

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

Bredd på förorenat område	500	50	m	Genomsläppliga jordar (Naturvårdsverket, 2009a) (obl)
Grundvattenbildning	500	100	mm/år	Bedömd grundvattenbildning inom området, baserad på grov jord, Rodhe et. al. 2006 (obl)
Hydraulisk konduktivitet	0,0003	0,00001	m/s	Uppmätt i sand ca 1 km från området (Trafikverket, 2016b) (obl)
Hydraulisk gradient	0,01	0,03	m/m	Uppgift från Trafikverket (Trafikverket 2016b) (obl)
Akviferens måktighet	5	10	m	Bedömning baserat på utförda undersökningar, ca 2 m fyllning och 5 m sand. (Sweco, 2015 och Trafikverket, 2016b) (obl)
Flöde i rinnande vattendrag	3,77	0,03171	m3/s	SMHI Vattenwebb, 2016 (obl)
Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde		Markmiljön bedöms tillhöra MKM. (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Grundvattnet bedöms inte som skyddsvärt inom området. Se avsnitt 5.3 i riskbedömningsrapport. (obl)

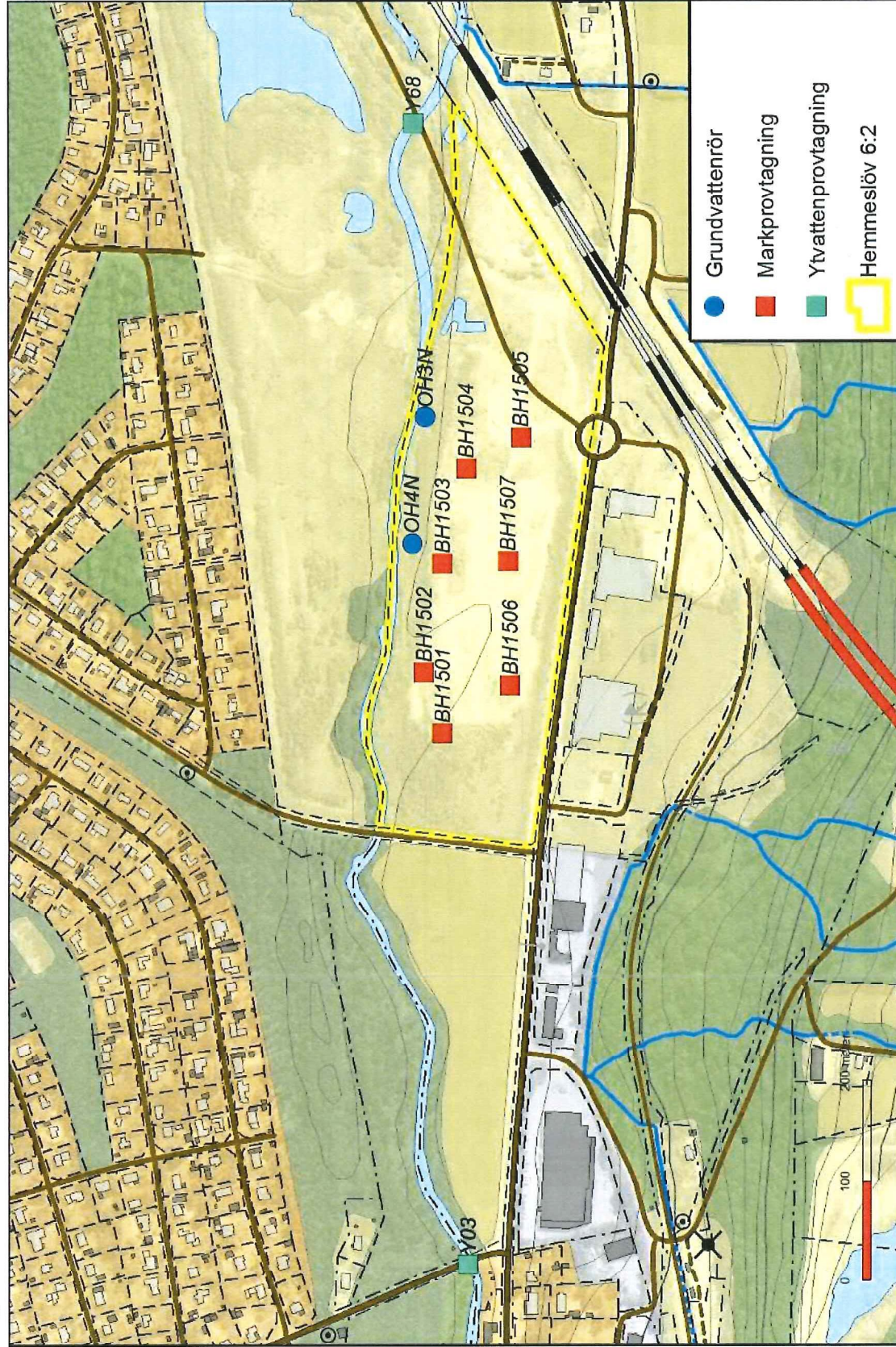
Avvikelser i modellparametrar

	Eget värde	Standardvärde
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:	
- Akrylamid	Eget ämne, se bilaga 5. (obl)
Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".	

Bilaga 2



Bilaga 3
SAMMANSTÄLLNING ANALYSRESULTAT - Grundvatten



Hemmeslöv 6:2

Uppdragsnummer: 1210166300

Provpunkt	Alifater >C5-8 µg/l	Alifater >C8-10 µg/l	Alifater >C10-12 µg/l	Alifater >C12-16 µg/l	Alifater >C16-35 µg/l	Aromater >C8-10 µg/l	Aromater >C10-16 µg/l	Aromater >C16-35 µg/l	Bensen µg/l	Toluen µg/l	Etyl- bensen µg/l	Summa xylen µg/l	PAH-L µg/l	PAH-M µg/l	PAH-H µg/l	Akrylamid µg/l	N-metylakrylamid µg/l
Riktvärde	300 ¹⁾	150 ¹⁾	300 ¹⁾	3 000 ¹⁾	3 000 ¹⁾	500 ¹⁾	120 ¹⁾	5 ¹⁾	500 ¹⁾	500 ¹⁾	500 ¹⁾	500 ¹⁾	120 ¹⁾	5 ¹⁾	0,5 ¹⁾	0,10 ²⁾	-
OH3N	<10	<10	<10	<10	72	<10	<10	<2	<0,1	<1	<1	<1	<0,1	<0,2	<0,3	<0,1	<0,1
OH4N	<10	<10	<10	<10	60	<10	<10	<2	<0,1	<1	<1	<1	<0,1	<0,2	<0,3	<0,1	<0,1

¹⁾ Avser SFLs riktvärde avseende exoneringsvägen miljörisker i ytvatten.

²⁾ Avser SLV:s gränsvärde för oljefritt dricksvatten (SLVFS 2001:30).

Provpunkt	Antimon µg/l	Arsenik µg/l	Barium µg/l	Bly µg/l	Kadmium µg/l	Kobolt µg/l	Koppar µg/l	Krom µg/l	Molybden µg/l	Nickel µg/l	Vanadin µg/l	Zink µg/l
Riktvärde	20 ¹⁾	<1 ²⁾	625 ³⁾	2-10 ⁴⁾	<0,1 ⁵⁾	100 ¹⁾	<20 ²⁾	<0,5 ²⁾	300 ¹⁾	2-10 ⁴⁾	70 ¹⁾	100-1000 ⁶⁾
OH3N	0,2	0,31	<0,02	8,6	<0,01	0,48	0,19	<0,05	4,7	14	<0,05	1900
OH4N	0,14	0,21	<0,02	3,7	<0,01	0,11	0,44	0,16	3,8	2,3	0,24	220

¹⁾ Avser holländskt åtgärdsvärde (intervention value).

²⁾ Avser SGUs gräns för tillståndsklass 1 - mycket låg halt.

³⁾ Avser SGUs gränser för tillståndsklass 2 - låg halt.

⁴⁾ Avser SGUs gränser för tillståndsklass 3 - måttlig halt.

⁵⁾ Avser SGUs gränser för tillståndsklass 4 - hög halt.

⁶⁾ Avser SGUs gränser för tillståndsklass 5 - mycket hög halt.

BILAGA 4

Analysprotokoll grund- och ytvatten



ALcontrol AB

Box 1083, 581 10 Linköping

Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28

ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING

Referens

utförd av ackrediterat laboratorium

REPORT issued by an accredited laboratory

Kund

Trafikverket 2015/2016

78185 BORLÄNGE

Granskad av

Mats Lindgren**Laboratoriechef**

kontrol nr 4683.3165.9283.7816

Provpunkt/Projekt

Projekt	EF1821/Katinka
Konsult/ProjNr	Projekt Hallandsåsen
Provtyp	Grundvatten

Prov 16-16012853

Provtagningsdatum	2016-01-14
Provtagningsstidpunkt	0950
Temperatur vid provtagning TEMP	8.1 °C
Provets märkning	OH3N
Provtagare	Fredrik Björkman

Ankomstdatum	2016-01-14
Ankomsttidpunkt	2340
Temperatur vid ankomst TEMP	5 °C

Övriga metallanalyser	Kviksilver, Hg, filt	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
Organiska miljöanalyser - BTEX	Bensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.050	<0.1 µg/l
	Toluen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l
	Etylbensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l
	Xylener	Beräknad		<1 µg/l

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg, filt	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	TEX, Summa	Beräknad		<1 µg/l
Organiska miljöanalyser - Petroleumprodukter/olja	Alifater >C5-C8	SS-EN ISO 10301 mod.	±4.5	<10 µg/l
	Alifater >C8-C10	SS-EN ISO 10301 mod.	±2.0	<10 µg/l
	Alifater >C10-C12	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C12-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±18	72 µg/l
	Alifater summa >C5-C35	Beräknad		72 µg/l
	Aromater >C8-C10	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater >C10-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16 ink BTEX	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±0.40	<2 µg/l
Organiska miljöanalyser - Polyaromatiska föreningar	Acenaften	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Acenaftylen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Naftalen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-L,summa	Beräknad		<0.1 µg/l
	Antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fenantren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-M,summa	Beräknad		<0.2 µg/l
	Benso(a)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(a)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(b)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg, filt	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(k)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(ghi)perylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Chrysen/Trifenylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Dibenso(a,h)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-H,summa	Beräknad		<0.3 µg/l
	PAH,summa cancerogena	Beräknad		<1 µg/l
	PAH,summa övriga	Beräknad		<1 µg/l
	Antimon, Sb, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.040	0.2 µg/l
	Arsenik, As, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.062	0.31 µg/l
	Barium, Ba, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±1.7	8.6 µg/l
	Bly, Pb, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.005	<0.02 µg/l
	Kadmium, Cd, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.003	<0.01 µg/l
	Kobolt, Co, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.096	0.48 µg/l
	Koppar, Cu, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.038	0.19 µg/l
	Krom, Cr, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.015	<0.05 µg/l
	Molybden, Mo, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.94	4.7 µg/l
	Nickel, Ni, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±2.8	14 µg/l
	Vanadin, V, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.018	<0.05 µg/l
	Zink, Zn, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±380	1900 µg/l

Prov 16-16012854

Provtagningsdatum	2016-01-14
Provtagningsstidpunkt	1030
Temperatur vid provtagning TEMP	7.8 °C
Provets märkning	OH4N
Provtagare	Fredrik Björkman

Ankomstdatum	2016-01-14
Ankomsttidpunkt	2340
Temperatur vid ankomst TEMP	5 °C

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg, filt	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
Organiska miljöanalyser - BTEX	Bensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.050	<0.1 µg/l
	Toluen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l
	Etylbensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l
	Xylener	Beräknad		<1 µg/l
	TEX, Summa	Beräknad		<1 µg/l
Organiska miljöanalyser - Petroleumprodukter/olja	Alifater >C5-C8	SS-EN ISO 10301 mod.	±4.5	<10 µg/l
	Alifater >C8-C10	SS-EN ISO 10301 mod.	±2.0	<10 µg/l
	Alifater >C10-C12	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C12-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±15	60 µg/l
	Alifater summa >C5-C35	Beräknad		60 µg/l
	Aromater >C8-C10	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater >C10-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16 ink BTEX	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±0.40	<2 µg/l
Organiska miljöanalyser - Polyaromatiska föreningar	Acenaften	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Acenaftylen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg, filt	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	Naftalen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-L,summa	Beräknad		<0.1 µg/l
	Antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fenantren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-M,summa	Beräknad		<0.2 µg/l
	Benso(a)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(a)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(b)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(k)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(ghi)perylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Chrysen/Trifenylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Dibenso(a,h)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-H,summa	Beräknad		<0.3 µg/l
	PAH,summa cancerogena	Beräknad		<1 µg/l
	PAH,summa övriga	Beräknad		<1 µg/l
	Antimon, Sb, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.028	0.14 µg/l
	Arsenik, As, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.042	0.21 µg/l
	Barium, Ba, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.74	3.7 µg/l
	Bly, Pb, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.005	<0.02 µg/l
	Kadmium, Cd, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.003	<0.01 µg/l

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg, filt	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	Kobolt, Co, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.022	0.11 µg/l
	Koppar, Cu, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.088	0.44 µg/l
	Krom, Cr, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.032	0.16 µg/l
	Molybden, Mo, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.76	3.8 µg/l
	Nickel, Ni, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.46	2.3 µg/l
	Vanadin, V, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.048	0.24 µg/l
	Zink, Zn, filt	SS-EN ISO 17294-2:2005	±44	220 µg/l

Trafikverket
Projekt Hallandsås
Katinka Klingberg
Vistorpsvägen 96
269 71 Förslöv

2016-01-19
Rapport nr. K160108
Sida 1 av 1

ANALYSCERTIFIKAT

Metod : Akrylamid och N-metylolakrylamid : HPLC med UV-detektion. Enkelprov.

Resultat :

Provnr	Akrylamid	N-metylolakrylamid
OH3N	< 0,1 µg/L	< 0,1 µg/L
OH4N	< 0,1 µg/L	< 0,1 µg/L
Y03	0,2 µg/L	< 0,1 µg/L

Utförd:

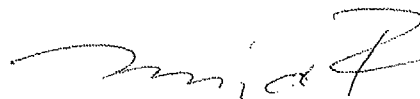
Granskat och godkänd:

Toxicon AB



Daniel Kuster, lab ing.

Toxicon AB



Ingrid Trulsson, lab ing

Trafikverket
Projekt Hallandsås
Katinka Klingberg
Vistorpsvägen 96
269 71 Förslöv

2016-02-26
Rapport nr. K160473
Sida 1 av 1

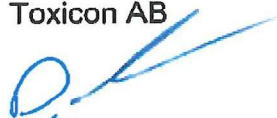
ANALYSCERTIFIKAT

Metoder : Akrylamid och N-metylolakrylamid : HPLC med UV-detektion. Enkelprov.
pH: ASTM D1293

Resultat :	Provnr	Akrylamid	N-metylolakrylamid	pH
	Y68	< 0,1 µg/L	< 0,1 µg/L	6,1
	Y03	< 0,1 µg/L	< 0,1 µg/L	6,2

Utförd:

Toxicon AB



Daniel Kuster, lab ing.

Granskat och godkänd:

Toxicon AB



Fabian Hjalmarsson, lab ing



ALcontrol AB

Box 1083, 581 10 Linköping

Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28

ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING

Referens

utfärdad av ackrediterat laboratorium

REPORT issued by an accredited laboratory

Kund

Trafikverket

Projekt Hallandsås

VISTORPSVÄGEN 96

26971 FÖRSLÖV

Granskad av

Ingrid Södersten**Granskningsansvarig**

kontrol nr 6680.3491.6354.8297

Provpunkt/Projekt

Avrinningsområde	Y03
Recipient	-
Stations ID	Y03

Prov 16-16041033

Fakturareferens	EF1821/Katinka
Provtagningsdatum	2016-02-08
Provtagningsstidpunkt	0930
Temperatur vid provtagning TEMP	- °C
Provets märkning	Y03
Provtagare	Katinka Klingberg

Ankomstdatum	2016-02-08
Ankomsttidpunkt	2340
Temperatur vid ankomst TEMP	4 °C

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
Organiska miljöanalyser - BTEX	Bensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.050	<0.1 µg/l
	Toluen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	Etylbensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l
	Xylener	Beräknad		<1 µg/l
	TEX, Summa	Beräknad		<1 µg/l
Organiska miljöanalyser - Petroleumprodukter/olja	Alifater >C5-C8	SS-EN ISO 10301 mod.	±4.5	<10 µg/l
	Alifater >C8-C10	SS-EN ISO 10301 mod.	±2.0	<10 µg/l
	Alifater >C10-C12	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C12-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±4.5	<10 µg/l
	Alifater summa >C5-C35	Beräknad		<10 µg/l
	Aromater >C8-C10	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater >C10-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16 ink BTEX	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±0.40	<2 µg/l
Organiska miljöanalyser - Polyaromatiska föreningar	Acenaften	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Acenaftylen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Naftalen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-L,summa	Beräknad		<0.1 µg/l
	Antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fenantren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-M,summa	Beräknad		<0.2 µg/l
	Benso(a)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(a)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(b)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(k)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(ghi)perylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Chrysen/Trifenylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Dibenso(a,h)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-H,summa	Beräknad		<0.3 µg/l
	PAH,summa cancerogena	Beräknad		<1 µg/l
	PAH,summa övriga	Beräknad		<1 µg/l
	Antimon, Sb	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.025	<0.1 µg/l
	Arsenik, As	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.066	0.33 µg/l
	Barium, Ba	SS-EN ISO 17294-2:2005	±2.8	14 µg/l
	Bly, Pb	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.072	0.36 µg/l
	Kadmium, Cd	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.007	0.035 µg/l
	Kobolt, Co	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.092	0.46 µg/l
	Koppar, Cu	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.34	1.7 µg/l
	Krom, Cr	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.098	0.49 µg/l
	Molybden, Mo	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.024	0.12 µg/l
	Nickel, Ni	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.26	1.3 µg/l
	Vanadin, V	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.32	1.6 µg/l
	Zink, Zn	SS-EN ISO 17294-2:2005	±1.5	7.5 µg/l



ALcontrol AB

Box 1083, 581 10 Linköping

Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28

ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING

Referens

utfärdad av ackrediterat laboratorium

REPORT issued by an accredited laboratory

Kund

Trafikverket

Projekt Hallandsås

VISTORPSVÄGEN 96

26971 FÖRSLÖV

Granskad av

Ingrid Södersten

Granskningsansvarig

kontrol nr 6887.3491.6750.8790

Provpunkt/Projekt

Avrinningsområde	Y68
Stations ID	Y68

Prov 16-16041031

Fakturareferens	EF1821/Katinka
Provtagningsdatum	2016-02-08
Provtagningsstidpunkt	0930
Temperatur vid provtagning TEMP	- °C
Provets märkning	Y68
Provtagare	Katinka Klingberg

Ankomstdatum	2016-02-08
Ankomsttidpunkt	2340
Temperatur vid ankomst TEMP	4 °C

Övriga metallanalyser	Kvikksilver, Hg	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
Organiska miljöanalyser - BTEX	Bensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.050	<0.1 µg/l
	Toluen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l
	Etylbensen	SS-EN ISO 10301 mod.	±0.20	<1 µg/l

Övriga metallanalyser	Kviksilver, Hg	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	Xylener	Beräknad		<1 µg/l
	TEX, Summa	Beräknad		<1 µg/l
Organiska miljöanalyser - Petroleumprodukter/olja	Alifater >C5-C8	SS-EN ISO 10301 mod.	±4.5	<10 µg/l
	Alifater >C8-C10	SS-EN ISO 10301 mod.	±2.0	<10 µg/l
	Alifater >C10-C12	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C12-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Alifater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±4.5	<10 µg/l
	Alifater summa >C5-C35	Beräknad		<10 µg/l
	Aromater >C8-C10	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater >C10-C16	GC-MS, egen metod	±3.0	<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater s:a C8-C16 ink BTEX	GC-MS, egen metod		<10 µg/l
	Aromater >C16-C35	GC-MS, egen metod	±0.40	<2 µg/l
Organiska miljöanalyser - Polyaromatiska föreningar	Acenaften	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Acenaftylen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Naftalen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-L,summa	Beräknad		<0.1 µg/l
	Antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fenantren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Fluoren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-M,summa	Beräknad		<0.2 µg/l
	Benso(a)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(a)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l

Övriga metallanalyser	Kvicksilver, Hg	SS-EN 1483:2007	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(b)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(k)fluoranten	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Benso(ghi)perylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Chrysen/Trifenylene	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Dibenso(a,h)antracen	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	GC-MS, egen metod	±0.030	<0.1 µg/l
	PAH-H,summa	Beräknad		<0.3 µg/l
	PAH,summa cancerogena	Beräknad		<1 µg/l
	PAH,summa övriga	Beräknad		<1 µg/l
	Antimon, Sb	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.025	<0.1 µg/l
	Arsenik, As	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.064	0.32 µg/l
	Barium, Ba	SS-EN ISO 17294-2:2005	±2.8	14 µg/l
	Bly, Pb	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.076	0.38 µg/l
	Kadmium, Cd	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.008	0.038 µg/l
	Kobolt, Co	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.094	0.47 µg/l
	Koppar, Cu	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.32	1.6 µg/l
	Krom, Cr	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.096	0.48 µg/l
	Molybden, Mo	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.018	0.09 µg/l
	Nickel, Ni	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.40	2 µg/l
	Vanadin, V	SS-EN ISO 17294-2:2005	±0.28	1.4 µg/l
	Zink, Zn	SS-EN ISO 17294-2:2005	±1.6	8 µg/l

BILAGA 5

UPPDRAG Hemmeslöv	UPPDRAGSLEDARE Åsa Rasmusson	DATUM 2016-02-05
UPPDRAGSNUMMER 1210166300	UPPRÄTTAD AV Matilda Johansson	

Ämnesdata akrylamid

Akrylamid är vattenlösligt och lätt nedbrytbart under aeroba förhållanden. Ämnet bioackumulerar inte.

I tabellerna nedan har data från olika källor sammanställts, de data som använts vid beräkning av riktvärde för akrylamid har markerats med fet stil.

Fysikalisk-kemiska data

Parameter	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
Kow	l/kg	0,21	HSDB	Log Koc: -0,67. Estimated, Hansch, C., Leo, A., D. Hoekman. Exploring QSAR - Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington, DC: American Chemical Society., 1995., p. 6
Kow	l/kg	0,17	EnviC hem	Log Koc: -00,78. Sangster 1989
Kow	l/kg	0,1	EU RAR	Datasammanställning av beräkna och uppmätta värden för log Kow mellan -1,24 och 1,65. Använder -1,0 i sin riskbedömning.
H	-	6,95*10 ⁻⁸	HSDB	1.7X10 ⁻⁹ atm-cu m/mol vid 25 °C Estimated. US EPA; Estimation Programs Interface (EPI). ver. 3.10. U.S. EPA version for Windows. Washington, DC: U.S. EPA (2001).
H	-	1,20*10⁻⁸	EU RAR	2,97*10⁻⁵ Pa·m³·mol⁻¹ at 25 °C. Beräknad utifrån ångtryck och vattenlöslighet.

Parameter	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
Csol	mg/l			Vattenlöslig 371,1 g/l vid 20 °C, 404,8 g/l vid 30 °C, HSDB (Yalkowsky, S.H., He, Yan., Handbook of Aqueous Solubility Data: An Extensive Compilation of Aqueous Solubility Data for Organic Compounds Extracted from the AQUASOL dATABaSE. CRC Press LLC, Boca Raton, FL. 2003., p. 45) 2,155 g/ml vid 30 °C, IRIS Toxicological review (Verschuere, 2001: Handbook of environmental data on organic chemicals. New York, NY: John Wiley & Sons, Incorporated)

Data för hälsobaserade riktvärden

Parameter	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
TDI	mg/kg/dag	0,002	IRISa	Reference Dose, Confidence: medium/high
RISK _{or}	mg/kg/dag	0,00002	Beräk nad från IRISa	Oral Slope Factor: 0,5 (mg/kg/dag)⁻¹ $RISK_{or} = 0,00001/0,5$
RfC	mg/m ³	0,006	IRISa	Confidence: medium
RISK _{inh}	mg/m ³	0,0001	IRISa	Inhalation Unit Risk: 0,0001 (µg/m³)⁻¹ $RISK_{inh} = 0,00001/0,0001 = 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 0,0001$
f _{du}	-		0,75	Enligt EU:s riskbedömning av akrylamid (EU RAR) bedöms det vara skäligt att anta att 75 % av akrylamid som hamnar på huden kan absorberas, eftersom 100 % upptag verkar orimligt. Detta gäller ren akrylamid. I Naturvårdsverkets beräkningsverktyg är standardvärdet för flyktiga organiska ämnen 10 % och för semivolatila ämnen 10 %

Data för markmiljöriktvärden

Parameter	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
SRC _{eco}	µg/l	5 700		Beräknat utifrån data i EU RAR enligt metod beskriven av van Vlaardingen och Verbruggen (2007).

Inga miljö kvalitetsnormer eller andra riktvärden för akrylamid i jord har hittats, varför markmiljöriktvärden måste tas fram. Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009) redovisar två skyddsnivåer för markmiljön i ett område; KM-nivån där 75 % av förekommande arter skyddas och MKM-nivån där 50 % av förekommande arter skyddas. Enligt vägledningen kan dessa riktvärden tas fram med fördelningsmetoden eller med säkerhetsfaktormetoden. För att kunna använda fördelningsmetoden behövs minst fyra toxicitetsdata från olika taxonomiska grupper.

Ekotoxikologiska data för marklevande organismer har endast hittats för en art, sallad (*Lactuca sativa*). Därför har riktvärde för skydd av markmiljö tagits fram från ekotoxikologiska data för vattenlevande organismer med den s.k. *Equilibrium partitioning method* som beskrivs i *Technical Guidance Document on Risk Assessment, TGD* (European Commission, 2003). Metoden innebär i korthet att ett riktvärde för skydd av vattenlevande organismer beräknas och att fördelningsfaktorer sedan används för att beräkna jämviktskoncentrationen i jord. Den beräknade jämviktskoncentrationen används som riktvärde för skydd av markmiljön.

En sammanställning av ekotoxikologiska data för akrylamid finns i tabellen nedan. Eftersom kroniska data endast finns för två arter (*Selenastrum capricornutum* och *Mysidopsis bahia*) har säkerhetsfaktormetoden använts för att ta fram jämförvärde för vatten att använda som underlag för markmiljöriktvärden. SRC_{eco,water} har tagits fram med säkerhetsfaktorer enligt den metod som beskrivits av van Vlaardingen och Verbruggen (2007). I dataunderlaget finns akuta data från fisk, *Daphnia* och alger, samt mikroorganismer och kroniska data för alger och evertetrater (dock ej *Daphnia*). Baserat på tillgängligt underlag ska SRC_{eco,water} beräknas som det lägsta av:

- Det geometriska medelvärdet av L(E)C50 dividerat med 10
- Det geometriska medelvärdet av NOEC från kroniska tester

I det aktuella fallet är det geometriska medelvärdet av L(E)C50 85 mg/l och av NOEC 5,7 mg/l vilket ger SRC_{eco,water} för akrylamid på 5,7 mg/l. SRC_{eco} är ett Nederländskt riktvärde med motsvarande skyddsnivå som MKM och används som utgångspunkt för att beräkna E_{MKM}.

Enligt TGD beräknas riktvärdet för jord utifrån jämförvärde för vatten enligt:

$$E_{MKM} = \frac{K_{jord-vatten}}{\rho_{jord}} \times SRC_{eco,water} \times 1000$$

Där densiteten för jord ρ_{jord} och fördelningsfaktorn mellan jord och (por)vatten $K_{jord-vatten}$ beräknas enligt följande ekvationer:

$$\rho_{jord} = F_{solid,jord} \times \rho_{fast} + F_{vatten,jord} \times \rho_{water} + F_{luft,jord} \times \rho_{luft}$$

$$K_{jord-vatten} = Fluft_{jord} \times K_{luft-vatten} + Fvatten_{jord} + Ffast_{jord} \times \frac{Kp_{comp}}{1000} \rho_{fast}$$

Den fasta fasen har i beräkningen antagits ha samma densitet som enligt standardvärdet i TGD (2 500 kg/m³). För övriga parametrar har samma antaganden som vid beräkning av plats-specifika riktvärden i övrigt använts, d.v.s. andelen fast material har satts till 0,65, andelen porluft till 0,24 och andelen porvatten till 0,11. Densiteten för jord kan då beräknas till 1 700 kg/m³. Fördelningsfaktorn mellan luft och vatten, $K_{luft-vatten}$, är samma som den dimensionslösa Henrys konstant enligt ovan (se fysikalisk-kemiska data). Fördelningsfaktorn mellan fast material och vatten i jorden, Kp_{comp} , beräknas enligt:

$$Kp_{comp} = Foc_{jord} \times Koc$$

Med ämnesdata för akrylamid enligt denna sammanställning och med parametervärden avseende jordens sammansättning enligt ovan kan E_{MKM} beräknas till 0,79 mg/kg.

Typ	Art	Endpoint	Varaktighet	Enhet	Värde	Källa	Kommentar	
Växter	<i>Lactuca sativa</i>	EC50	7-14 dagar	µg/g jord	101		NC 101 (60-170) ug/g soil NC=Not coded	
	<i>Lactuca sativa</i>	EC50	7-14 dagar	µg/g jord	152		NC 152 (124-186) ug/g soil	
	<i>Lactuca sativa</i>	EC50	21 dagar	mg/l	6		NC 6 (0.5-68) mg/L	
Fisk	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC50	24 h	mg/l	260	EU RAR		
			48 h		160			
			96 h		100			
		EC50	96 h		85			
		NOEC	96 h		35			
		LC50	24 h		mg/l	320	EU RAR	
			48 h			230		
			96 h		120			
		EC50	96 h		86			
		NOEC	96 h		41			

Typ	Art	Endpoint	Varaktighet	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
Fisk (forts.)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	24 h	mg/l	370		
			48 h		240		
			96 h		110		
		EC50	96 h		88		
		NOEC	96 h		37		
		LC50	24 h	mg/l	500		
			48 h		360		
			72 h		240		
			96 h		180		
		LC50	24 h	mg/l	300		Use with care
			48 h		210		
			72 h		170		
			96 h		162		
	<i>Salmo trutta</i>	LC50	48 h	mg/l	400		Use with care
	<i>Carassius auratus</i>	LC50	24 h	mg/l	460		Use with care
			96 h		160		
	<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC50	24 h	mg/l	104		Use with care
		LC50	48 h		87		
		NOEC	48 h		15		
	<i>Rasbora heteromorpha</i>	LC50	24 h	mg/l	460		Use with care
		LC50	48 h		250		
		LC50	96 h		130		

Typ	Art	Endpoint	Varaktighet	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
Evertebrater	<i>Daphnia magna</i>	LC50	24 h	mg/l	230 ^a		
		LC50	48 h		98 ^a		
		EC50	48 h		98 ^b		
		NOEC	48 h		60		
	<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i>	LC50	24 h	mg/l	570 ^a		Use with care
		LC50	48 h		410 ^a		
		EC50	48 h		230 ^b		
		NOEC	48 h		60		
	<i>Mysidopsis bahia</i>	LC50	24 h	mg/l	>161		Use with care (saltvattenlevande)
		LC50	48 h		109		
		LC50	72 h		94		
		LC50	96 h		78		
		NOEC	96 h		5,2		
		NOEC	96 h		2,04^c		
Alger	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC	28 dagar	mg/l	>2,04 ^a		Use with care (saltvattenlevande)
		NOEC	28 dagar		>4,4 ^d		
		EC50	72 h		33,85		
		NOEC	72 h		16		
Mikroorganismer		NOEC		mg/l	2		Omräknat eftersom tester gjorts med 50 % akrylamidlösning
	<i>Escherichia coli</i>	EC100	16 h	g/l	20		Baserat på test av biologisk nedbrytbarhet, OECD 301D. cell division test
	<i>Photobacterium phosphoreum</i>	EC50	?	mg/l	13 500		photoluminescence test

Typ	Art	Endpoint	Varaktighet	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
^aMortalitet ^bImmobilisering ^cMortalitet i generation F1 ^dReproduktion							

Data för riktvärden för yt- och grundvatten

Parameter	Enhet	Värde	Källa	Kommentar
C _{crit-sw}	µg/l	20	EU RAR	PNEC
C _{crit-gw}	mg/l	0,00005	Beräknad utifrån SLVFS 2001:30	Gränsvärde för otjänligt dricks- vatten är 0,10 µg/l

Sökta datakällor

Källa (databas, sökmotor etc) namn och länk	Datum för sökning	Kommentarer (sökord, resultat m.m.)
HSDB, http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB	2016-02-04	Sökord: "79-06-1"
e-chemportal, http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request_locale=en	2016-02-04	Sökord: "79-06-1" Länkar till flera andra datakällor, som anges separat.
ChemIDplus, http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp	2016-02-04	Sökord: "akrylamid"
Integrated Risk Information System (IRIS), http://www.epa.gov/IRIS/	2016-02-04	Sökord: "79-06-1"
Kemiska ämnen	2016-02-04	Sökord: "79-06-1"

Referenser

HSDB: Hazardous Substances Data Bank, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>,
besökt 2016-02-04

IRISa, Acrylamide Quickview (CASRN 79-06-1),
http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showQuickView&substance_nmbn=0286,
besökt 2016-02-04

EnviChem:
http://www.ymparisto.fi/scripts/Kemrek/Kemrek_uk.asp?Method=MAKECHEMdetailsform&txtCtxtCh=317. Besökt 2016-02-05.

EU RAR:

European Union Risk Assessment Report acrylamide. 1st Priority List, Volume 24. European Communities, 2002.

<http://echa.europa.eu/documents/10162/50218bf9-ba0f-4254-a0d9-d577a5504ca7>.

Hämtad 2016-02-05

van Vlaardingen P.L.A. och Verbruggen, E.M.J., 2007:

Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS), Revision 2007. RIVM report 601782001.

Verbruggen E.M.J., Posthumus R. och van Wezel A.P., 2001:

Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701 020. Bilthoven, april 2001.