

SPI REKOMMENDATION

Efterbehandling av
förorenade bensinstationer
och dieselanläggningar



Rekommendationerna är fastställda av SPIs styrelse i december 2010

SPI och SPIMFAB har lagt ned mycket arbete på att informationen i denna publikation skall vara korrekt. SPI och SPIMFAB kan dock inte hållas ansvariga om nyttjandet av informationen lett till skada av vad slag den vara må.

LÄSINSTRUKTION

För att på ett optimalt sätt kunna ta till sig innehållet i dessa SPI-Branschrekommendationer krävs förståelse för hur materialet är uppbyggt. Studera därför denna läsinstruktion före användning av rekommendationerna.

ANVÄNDNING: Flera avsnitt i rekommendationerna bör läsas för att säkerställa att de branschspecifika riktvärdena kan användas som åtgärds mål för specifikt objekt.

Nedanstående punkter är till hjälp för att guida Dig i dokumentet.

1. Först bör full förståelse av den **allmänna arbetsprocessen** (avsnitt C.3) vara uppnådd. Följ med i den allmänna arbetsprocessen enligt Naturvårdsverket (figur 3.1) samtidigt som underavsnitten i C.3 läses.
2. Läs därefter den **branschspecifika arbetsprocessen för bensinstationer** i figur 4.1, parallellt med motsvarande textmaterial i avsnitt C.4. Vilken metod/väg som väljs i arbetsprocessen beror på vilket scenario som gäller för marken vid den aktuella bensinstationen eller dieselanläggningen.
3. **Branschspecifika riktvärden** (C.5): För korrekt användning av riktvärdena skall ni först utföra arbetsprocessen enligt punkt 1 och 2 ovan (avsnitt C.3 och C.4). Välj därefter, ur dessa rekommendationers innehållsförteckning, ut de avsnitt som överensstämmer med faktiskt scenario för marken vid den aktuella bensinstationen eller dieselanläggningen. Riktvärdena för olika scenarion i avsnitt C5 bygger på de antaganden samt den branschspecifika arbetsprocessen som förklaras i avsnitt C4. Figur 5.1 skall ses som en schematisk översikt till hjälp för att välja rätt riktvärdestabell.

Rekommendationerna följer den traditionella kapitelmodellen för SPI-Branschrekommendationer (A, B, C) kombinerat med upplägget i Naturvårdsverkets nya vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden (Naturvårdsverket 2009a; Naturvårdsverket 2009b; Naturvårdsverket 2009c). Se kapitelsammanfattningen i tabellen på nästa sida.

Tips: Skriv gärna ut denna läsinstruktion, samt även figur 4.1 (överblick av den branschspecifika arbetsprocessen) och figur 5.1 (schematisk översikt för hjälp med att välja rätt riktvärdestabell), och ha dem tillgängliga som lösblad vid sidan av, så fungerar de som ett extra stöd under användningens gång.

Dessa SPI-Branschrekommendationers upplägg:

	Förord	Bakgrunden till rekommendationerna, presentation av författarna
	Innehållsförteckning	
A	Syftet med branschens rekommendationer	Denna utgåvas syfte, information om målgruppen, information om upplägget av rekommendationerna
B	Lagenliga krav	Övergripande beskrivning av de lagar som i första hand är tillämpliga vid hantering av förorenade områden vid bensinstationer och dieselanläggningar
C	SPIs rekommendationer	Huvudtexten i detta material , inleds med bakgrundsinformation om SPIMFAB

Huvudtextens indelning:

C.1	Inledning	Teknisk beskrivning av stationers konstruktion, och presentation av petroleumkolväten
C.2	Produktinformation	Ämnen och produkter på bensinstationer och dieselanläggningar
C.3	Arbetsprocess - Allmän modell	Sammanfattning av Naturvårdsverkets vägledning, se även den allmänna arbetsprocessen enligt Naturvårdsverket i figur 3.1
C.4	Arbetsprocess - Branschspecifik modell för bensinstationer och dieselanläggningar	För bensinstationer finns några olika varianter på processen, som helt/delvis baseras på Naturvårdsverkets process, se den branschspecifika arbetsprocessen för bensinstationer och dieselanläggningar i figur 4.1
C.5	Riktvärden specifika för bensinstationer och dieselanläggningar	Avsnittet inleds med en riktvärdestabellöversikt, figur 5.1. Grundmodellen till dessa riktvärden är Naturvårdsverkets generella modell, som här anpassats för olika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar
C.6- C.10	Avslutande avsnitt	Terminologi, önskemål, referenser, lästips och bilagor

Bilagor:

1	Sammansättning av blyad äldre svensk bensin	
2	Övriga ämnen på bensinstationer	
3	Blystatistik inom SPIMFABs åtgärdsprogram	
4	Bakgrundshalter av petroleumkolväten och bly	
5	Provhantering och analysmetoder	
6	Underlag för beräkning av branschspecifika riktvärden	<ul style="list-style-type: none">Användning av Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningarMetod för beräkning av haltnivåer för risk för fri fasMetod för justering av riktvärden för flyktiga ämnenMetod för beräkning av riktvärden för ämnen i grundvatten

Beräkningsprogram i elektroniskt format:

Excelverktyg med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar	Programmet används för att ta fram platsspecifika riktvärden vid bensinstationer och dieselanläggningar, och är modifierat efter Naturvårdsverkets beräkningsprogram. Programmet nedladdas från http://www.spimfab.se/ undersida Miljö/Regelverk, Riktvärden.
---	--

Förord

Arbetet med SPI-Branschrekommendationerna om *efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar* påbörjades under våren 2009, och är fastställda av SPIs (Svenska Petroleum Institutet) styrelse den 7 december 2010.

Dessa rekommendationer ersätter Naturvårdsverkets och Svenska Petroleum Institutets rapport *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer* (Naturvårdsverkets rapport nr 4889) från 1998 som nu är inaktuell och har utgått ur Naturvårdsverkets bibliotek i samband med publikationen av dessa SPI-Branschrekommendationer. De huvudsakliga motiven till att de har tagits fram är att det har skett en stor utveckling inom området, bland annat med nya vägledningar från Naturvårdsverket, reviderade generella riktvärden och utvecklade analysmetoder avseende:

- » Naturvårdsverkets nya generella riktvärden för mark, oktober 2008.
- » Naturvårdsverkets nya vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden, hösten 2009.
- » riktvärdena i Naturvårdsverkets rapport nr 4889 är inaktuella
- » analysmetoderna i Naturvårdsverkets rapport nr 4889 har blivit delvis inaktuella, eftersom följande publikationer ersätter vissa av metoderna:
 - 2006, Nya analysmetoder och riktvärden för petroleumämnen i grundvatten (*Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer*, Kemakta AR 2005-31).
 - 2008, Förbättrade analysmetoder för aromatiska ämnen i jord och vatten (*Förslag på analyser av aromatiska ämnen i jord och grundvatten vid bensinstationer*, Kemakta AR 2008-05).
 - SPIMFABs tilläggsinstruktioner till Naturvårdsverkets rapport nr 4889, för att styra upp analysmetoderna bättre så att analysresultaten mellan olika laboratorier blir jämförbara med varandra (se Bilaga 5 i dessa rekommendationer).
- » att det under åren har uppstått ett behov av att samla och integrera relevanta publikationer inom området (exempelvis Kemakta AR 2005-31).
- » att SPIMFAB därtill erhållit stor erfarenhet från arbetet med att sanera nedlagda bensinstationer inom sitt åtgärdsprogram, med drygt 1200 bensinstationer som har sanerats inom åtgärdsprogrammet mellan åren 1997-2010.

Rekommendationerna har tagits fram genom samarbete mellan SPI Miljösaneringsfond AB, SPIMFAB, och oljebolagen i Sverige. Processen har drivits genom en styr- och arbetsgrupp med projektledning från SPIMFAB (Magdalena Gleisner) och representanter från de olika oljebolagen (Bo Albinsson, Lars-Ove Andersson, Annette Dahlbeck, Johan Haglund, Anders Kihl och Jesper Mårtensson).

Delar av innehållet i denna rapport har skrivits av Kemakta Konsult AB (Mark Elert, Celia Jones och Sara Södergren Riggare) och av SPIMFABs erfarna avtalskonsulter. Leif Ljung (fd VD på SPIMFAB) har bidragit med sina erfarenheter om det kemiska innehållet i drivmedel genom tiderna. En referensgrupp har fungerat som expertpanel, där deltagare med särskilda kunskaper inom ämnesområdet förorenade områden/bensinstationer har fått en möjlighet att påverka innehållet. Deltagarna i referensgruppen bestod av Naturvårdsverket (Helena Furst och Kristina Sjödin), Länsstyrelsen i Västra Götaland (Therése Ahlin), SPIMFAB (Rolf Randborg), Hifab – Envipro Miljökonsult (Tom Lundgren), Ramböll Sverige AB (Mats Astner och Tobias Sjöstrand), Svenska Geotekniska Föreningen/Statens geotekniska institut (Mikael Stark och Yvonne Ohls-

son) och ALcontrol Laboratories AB (Anna Wastesson och Ann-Christine Enqvist). Ebba Tamm (produkt- och miljöinformationsansvarig på SPI) har granskat innehållet med avseende på produkter. Tomas Alsberg (ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet) har granskat innehållet med avseende på laboratorieanalytiska metoder. Materialet är språkgranskat av Structor AB (Emma Hilmersson och Jenny Lindgren). Magdalena Ericsson (Kemakta Konsult AB) och Carina Nyberg har designat flera av figurerna och tabellerna.

SPI/SPIMFAB, 12 april 2011

Innehållsförteckning

	Förord	5
A	Syftet med branschens rekommendationer	10
B	Lagenliga krav	11
B.1	Miljö kvalitetsmålen	11
B.2	Förorenade områden i Miljö kvalitetsmålet Gifrfri miljö	11
B.3	Miljöbalken	11
B.4	Upplysningsskyldighet	12
B.5	Ansvar för avhjälpande	12
B.6	Anmälan till tillsynsmyndighet	13
B.7	Tillstånd för vattenverksamhet	13
B.8	Avfall och farligt avfall	14
B.9	Arbetsmiljölagstiftningen	15
C	SPIs rekommendationer	16
C.1	Inledning	17
C.1.1	Bensinstationen genom tiderna – konstruktion, drift och efterbehandlingsåtgärder	17
C.1.1.1	Historisk utveckling av olika installationer på en station	17
C.1.1.2	Sandfyllning av cisterner som "efterbehandlingsåtgärd"	20
C.1.1.3	Föroreningsplatser – äldre stationer	20
C.1.1.4	Tekniska förbättringar på moderna stationer	21
C.1.1.5	Egenkontroll	22
C.1.2	Förekommande ämnen på bensinstationer och dieselanläggningar	22
C.1.2.1	Ämnen som är styrande för riskbedömning och åtgärder	25
C.2	Produktinformation	25
C.2.1	Bensin	25
C.2.1.1	Bly i bensin	26
C.2.1.2	Egenskaper hos dihaloetaner	27
C.2.1.3	Bensen i bensin	27
C.2.1.4	Oxygenater i bensin	28
C.2.1.4.1	MTBE	28
C.2.1.4.2	ETBE	29
C.2.1.4.3	Alkoholer	29
C.2.2	Dieselbränsle	29
C.2.2.1	Eldningsolja 1 (Eo1)	30
C.2.2.2	Komponenter: FAME i dieselbränsle	30

C.2.3	Fotogen	30
C.2.4	Etanol (E85)	31
C.2.4.1	Denaturerande komponenter i E85: MTBE, isobutanol och röd färg	31
C.2.5	Svavelhalt i olika produkter	31
C.3	Allmän arbetsprocess vid efterbehandling av förorenade områden enligt Naturvårdsverkets vägledning	31
C.3.1	Övergripande åtgärds mål	33
C.3.2	Undersökningar och utredningar - projekthantering	33
C.3.3	Riskbedömning	33
C.3.3.1	Innehållet i en riskbedömning	33
C.3.3.2	Hur en riskbedömning tas fram	34
C.3.3.3	Olika nivåer på riskbedömningen	34
C.3.4	Åtgärdsutredning	35
C.3.5	Riskvärdering	35
C.3.6	Förslag till mätbara åtgärds mål	35
C.3.7	Åtgärdsförberedelser och åtgärds krav	36
C.3.8	Genomförandet av åtgärds fasen	36
C.3.9	Uppföljning och dokumentation	36
C.4	Branschspecifik arbetsprocess för bensinstationer och dieselanläggningar	36
C.4.1	Övergripande åtgärds mål	38
C.4.2	Projekthantering: Undersökningar och utredningar	38
C.4.2.1	Projekthantering – Normalmetod, enligt SPIMFAB	38
C.4.2.2	Projekthantering – Direktgrävningsprojekt / Cisternupptagningsprojekt	40
C.4.2.3	Projekthantering - Specialfall – förorening på station i drift	40
C.4.3	Riskbedömning av bensinstationer och dieselanläggningar	41
C.4.3.1	Innehåll i förenklad respektive fördjupad riskbedömning	42
C.4.3.2	Problemsbeskrivning - Konceptuell modell för bensinstationer och dieselanläggningar	42
C.4.3.2.1	<i>Avgränsningar</i>	43
C.4.3.2.2	<i>Föroreningar</i>	43
C.4.3.2.3	<i>Spridningsförutsättningar</i>	43
C.4.3.2.4	<i>Humantoxicitet</i>	44
C.4.3.2.5	<i>Ekotoxicitet</i>	44
C.4.3.2.6	<i>Tolerabel risk</i>	45
C.4.3.2.7	<i>Exponeringsvägar för förorenad mark</i>	46
C.4.3.2.8	<i>Exponeringsvägar för grundvatten</i>	47
C.4.3.3	Förenklad riskbedömning	47
C.4.3.4	Förutsättningar och antaganden för branschspecifika riktvärden för förorenad mark	49
C.4.3.4.1	<i>Förutsättningar och antaganden för riktvärden för de två specialfallen av markanvändningar: Strövområden och Vägmark</i>	51
C.4.3.4.2	<i>Förutsättningar och antaganden för riktvärden anpassade till andra jordarter och jorddjup</i>	51
C.4.3.5	Förutsättningar och antaganden för branschspecifika riktvärden för grundvatten	52
C.4.3.5.1	<i>Användning av grundvatten som dricksvatten</i>	53
C.4.3.5.2	<i>Inandning av ångor från grundvatten</i>	53
C.4.3.5.3	<i>Användning av grundvatten för bevattning</i>	54
C.4.3.5.4	<i>Miljörisker i ytvatten på grund av utströmmande grundvatten</i>	54
C.4.3.5.5	<i>Miljörisker i våtmarker på grund av utströmmande grundvatten</i>	54
C.4.3.6	Tillämpning av branschspecifika riktvärden vid riskbedömning	54
C.4.3.6.1	<i>Föroreningar i mark – representativ halt</i>	55
C.4.3.6.2	<i>Föroreningar i grundvatten</i>	55

C.4.3.7	Riskbedömning för stationer i drift - specialfall	56
C.4.3.8	Platsspecifika riktvärden för bensinstationer och dieselanläggningar – aspekter att beakta	57
C.4.3.8.1	<i>Hälsoriskbaserade riktvärden</i>	57
C.4.3.8.2	<i>Fördelning och transport av föroreningar</i>	58
C.4.3.8.3	<i>Skydd av markmiljön</i>	58
C.4.3.8.4	<i>Skydd av grundvatten och ytvatten</i>	59
C.4.4	Från åtgärdsutredning till beslut om åtgärdsbehov	60
C.4.4.1	Åtgärdsutredning, förslag på lämpliga åtgärdsmetoder	60
C.4.4.2	Riskvärdering	61
C.4.4.3	Förslag till mätbara åtgärds mål	61
C.4.4.4	Kommunikation med berörda – Beslut om genomförande	61
C.4.5	Åtgärdsförberedelser och åtgärdskrav	62
C.4.6	Genomförandet av åtgärdsfasen	62
C.4.6.1	Genomförande – Normalmetod enligt SPIMFAB	62
C.4.6.2	Genomförande - Direktgrävning i anslutning till nedläggning av station	63
C.4.6.2.1	<i>Tillvägagångssätt</i>	64
C.4.6.3	Genomförande - Cisternupptagningsprojekt inom SPIMFAB-projektet	65
C.4.6.4	Genomförande - Specialfall – Förorening på station i drift	65
C.4.7	Uppföljning och dokumentation	66
C.5	Branschspecifika riktvärden för mark och grundvatten på bensinstationer och dieselanläggningar	66
C.5.1	Branschspecifika riktvärden för mark vid nedlagda stationer	68
C.5.1.1	Branschspecifika riktvärdestabeller för mark	68
C.5.2	Riktvärden för förorening i olika jordarter och på olika jorddjup	71
C.5.3	Specialfall – Riktvärden för föroreningar på stationer i drift	72
C.5.3.1	Checklista för stationer i drift	75
C.5.3.2	Riktvärdestabeller för föroreningar på stationer i drift	75
C.5.4	Branschspecifika riktvärden för grundvatten vid bensinstationer och dieselanläggningar	79
C.5.4.1	Branschspecifik riktvärdestabell för grundvatten	79
C.5.4.2	Tillämpning av de branschspecifika riktvärdena för grundvatten	80
C.5.5	Bedömning av risk för fri fas vid bensinstationer och dieselanläggningar	80
C.5.5.1	Bedömning av risk för fri fas - halter i grundvatten	80
C.5.5.2	Bedömning av risk för fri fas - halter i mark	81
C.6	Terminologi och variabelförklaring	82
C.7	Framtida önskemål	82
C.8	Referenser	82
C.9	Rapporter utgivna av Naturvårdsverket	84
C.9.1	Naturvårdsverkets aktuella rapporter inom efterbehandlingsområdet	84
C.9.2	Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering	84
C.10	Bilageförteckning	84
	<i>Bilaga 1: Sammansättning av blyad äldre svensk bensin</i>	
	<i>Bilaga 2: Övriga ämnen på bensinstationer</i>	
	<i>Bilaga 3: Blystatistik inom SPIMFABs åtgärdsprogram</i>	
	<i>Bilaga 4: Bakgrundshalter av petroleumkolväten och bly</i>	
	<i>Bilaga 5: Provhantering och Analysmetoder</i>	
	<i>Bilaga 6: Underlag för beräkning av branschspecifika riktvärden</i>	

Syftet med branschens rekommendationer

A

Syftet med de branschrekommendationer som återfinns i denna SPI-utgåva, är att de ska fungera som ett tydligt och användbart stöd i samband med planering, undersökning, riskbedömning och efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar. De ersätter Naturvårdsverkets och Svenska Petroleum Institutets rapport nr 4889 *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer* från 1998¹.

Rekommendationerna följer Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling av förorenade områden, där syftet är att långsiktigt minska risken för skada eller olägenheter för människors hälsa och/eller miljön samt att minska mängderna och halterna av metaller och naturfrämmande ämnen i miljön.

Målgruppen är främst miljökonsulter, oljebranschen och ackrediterade miljölaboratorier. Rekommendationerna kan även vara ett stöd för miljömyndigheterna.

I första hand är metodiken och de branschspecifika riktvärdena i dessa rekommendationer avsedda för förorenade bensinstationer och dieselanläggningar. Förutsättningarna för att dessa riktvärden kan användas är att beskrivna antaganden i dessa rekommendationer stämmer överens med det faktiska förhållandet för det aktuella objektet. Detta innebär att metodiken och de branschspecifika riktvärdena även kan appliceras på andra petroleumförorenade områden. De är dock inte avsedda för akuta situationer som exempelvis olyckor med tankbilar.

Notera att riktvärdena är ett av flera verktyg i en riskbedömning, men är nödvändigtvis inte desamma som åtgärds mål vid en efterbehandling.

Upplägg och läsinstruktion

Rapporten följer den traditionella modellen för SPI-rekommendationer kombinerat med upplägget i Naturvårdsverkets nya vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden (hösten 2009). För att göra innehållet så tydligt och lättförståeligt som möjligt hänvisas användaren att följa *Läsinstruktionen*, som återfinns på sidan 3. Därtill är även figur 4.1 (schematisk översikt av den branschspecifika arbetsprocessen) och figur 5.1 (schematisk översikt för hjälp med att välja rätt riktvärdestabell) avsedda att användas som ett extra stöd.

¹ Naturvårdsverkets rapport 4889 Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer (Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998) är nu inaktuell och har utgått ur Naturvårdsverkets bibliotek i samband med publikationen av dessa SPI-Branschrekommendationer.

Lagenliga krav

Nedan följer en övergripande beskrivning av de lagar som i första hand är tillämpliga vid hantering av förorenade områden vid bensinstationer och dieselanläggningar. Beskrivningen är översiktlig och förenklad och är inte en fullständig beskrivning av gällande regler i det enskilda fallet.

B

B.1 Miljökvalitetsmålen

Vid sidan av miljöbalkens mål har riksdagen år 1999, utan några formella kopplingar till miljöbalken eller andra miljölagar, formulerat 16 övergripande mål för den svenska miljöpolitiken, Miljökvalitetsmålen. Dessa beskriver det tillstånd i den svenska miljön som miljöarbetet ska leda till. Målen ska nås inom en generation, d v s till 2020 (2050 då det gäller klimatmålet).

Miljökvalitetsmålen ger uttryck för den politiska viljan, är riktmärken för hela det svenska miljöarbetet och inverkar på miljömyndigheternas övergripande arbete, men är inte rättsligt bindande. Miljöbalken är däremot ett styrmedel, som bland annat är avsett för att nå balkens mål och riksdagens Miljökvalitetsmål, och kan förbättra förståelsen av miljöbalkens mål. När tveksamhet råder om vad som bör beslutas eller göras ska Miljökvalitetsmålen vara vägledande och det som mest sannolikt gynnar uthållig utveckling väljas. Naturvårdsverket har det övergripande ansvaret i arbetet med att nå Miljökvalitetsmålen.

B.2 Förorenade områden i Miljökvalitetsmålet Gifrfri miljö

Förorenade områden är ett gammalt problemområde, som har uppmärksammats först under 1990-talets senare hälft. Förorenade områden ingår i två (av nio) olika delmål under Miljökvalitetsmålet Gifrfri miljö, som lyder ”Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrunds nivåerna”. Delmålen är antagna av riksdagen för att konkretisera miljöarbetet på vägen mot Miljökvalitetsmålen. Delmålen anger inriktning och tidsperspektiv. Några utgör en del av hela Miljökvalitetsmålet, andra utgör ett steg på vägen. Ansvarig myndighet för Miljökvalitetsmålet Gifrfri miljö är Kemikalieinspektionen.

B.3 Miljöbalken

Miljöbalken (1998:808) trädde i kraft den 1 januari 1999, samtidigt som 16 tidigare lagar (bland annat miljöskyddslagen, naturresurslagen, lagen om kemiska produkter) upphävdes och istället införlivades i miljöbalken i ett mer genomtänkt miljörettssystem. Miljöbalken är en samordnad, breddad och skärpt miljölagstiftning med det övergripande målet som syftar till att (enligt kapitel 1; Miljöbalkens mål och tillämpningsområde) främja en *hållbar utveckling*, som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. Uttryckligen anges att miljöbalken skall tillämpas så att människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägen-

heter, att värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas, att den biologiska mångfalden bevaras, att mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas, samt att olika kretsloppbefrämjande åtgärder vidtas. Samtliga bestämmelser i miljöbalken ska tillämpas så att balkens mål och syfte på bästa sätt tillgodoses.

De allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken (kapitel 2) skall alltid tillämpas på alla verksamheter och åtgärder, som inte är av försumbar betydelse i det enskilda fallet. Hänsynsreglerna avser verksamhetsutövarens kunskap, förebyggande skyddsåtgärder och försiktighetsmått, verksamhetens lokalisering, hushållningen med råvaror och energi, användningen av farliga kemikalier och biotekniska organismer, samt åtgärder för att avhjälpa uppkomna skador och olägenheter.

Bensinstationer och dieselanläggningar berörs främst av miljöbalkens kapitel 9 (Miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd), kapitel 10 (Verksamheter som orsakar miljöskador) och kapitel 24 (Tillståndsgiltighet, omprövning m.m.).

En föroreningskada, enligt kap 10 MB, definieras enligt lagtexten som en miljöskada som genom förorening av ett mark- eller vattenområde, grundvatten, en byggnad eller en anläggning kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

B.4 Upplýsningsskyldighet

Föroreningar som påträffas skall genast anmälas till tillsynsmyndigheten om föroreningen kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön, oavsett om området tidigare ansetts förorenat, enligt miljöbalkens 10 kap 11 §. Detta kallas för *Upplýsningsskyldigheten*, och gäller både fastighetsägare och brukare av en fastighet. Tillsynsmyndigheten är vanligen miljökontoret i kommunen.

B.5 Ansvar för avhjälpande

Vad gäller ansvar för avhjälpande gäller i huvudsak följande:

Från 1 augusti 2007. I övergångsbestämmelserna till Lag (SFS 2007:660) om ändring av miljöbalken, som trädde i kraft 1 augusti 2007, lyder enligt: Äldre bestämmelser gäller fortfarande i fråga om miljöskador som orsakats av utsläpp, händelser eller tillbud som har ägt rum före den 1 augusti 2007, eller som ägt rum senare men härrör från verksamhet eller åtgärd som avslutats före den 1 augusti 2007. Den begränsning av ansvar som följer av 10 kap. 3 § fjärde stycket skall dock beträffande förvärv som sker efter den 31 juli 2007 gälla även i fråga om sådana miljöskador som avses i denna punkt.

Från och med 1 januari 1999 (miljöbalkens ikraftträdande): En verksamhetsutövare eller den som vidtagit en åtgärd som bidragit till föroreningar har ansvar för att i skälig omfattning utföra eller bekosta det avhjälpande som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljö, exempelvis undersöka och efterbehandla det förorenade området. Ansvar för avhjälpande kan även bli aktuellt för fastighetsägare, bolag som övertagit en tidigare verksamhet som förorsakat förorening etc.

Verksamhetsutövare är, enligt miljöbalken 10 kap, den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en föroreningskada eller allvarlig miljöskada. I

praxis anses verksamhetsutövaren vara den som har rättslig och faktisk kontroll över verksamheten eller åtgärden d v s har rådighet, makt och möjlighet att kontrollera verksamheten och störningar kopplade till denna. Vem som är att anse som verksamhetsutövare samt till vilken omfattning avhjälpande åtgärder skall vidtas får avgöras från fall till fall. Det är inte alltid entydigt och har överlämnats till praxis för närmare avgränsning.

1 juli 1969 - 1998: Införandelagen (1998:811) reglerar miljöbalkens förhållande till tidigare lagar och föreskriver övergångsregler. Enligt denna är det möjligt att tillämpa miljöbalkens regler på verksamhet vars faktiska drift har pågått efter den 30 juni 1969 och vars verkningar pågår vid miljöbalkens ikraftträdande. Den som förvärvat en fastighet före miljöbalkens ikraftträdande kan, med vissa undantag, inte bli ansvarig att vidta avhjälpandeåtgärder, såvida fastighetsägaren inte bidragit till att förorena den.

Före 1 juli 1969: Om verksamhetens faktiska drift upphörde före 1 juli 1969, och ingen ansvarig kan ställas till svars, kan dessa äldre objekt istället åtgärdas med hjälp av statliga bidrag. Dessa avhjälpandeåtgärder sköts av kommunen, oftast den tekniska förvaltningen, som ansöker om bidrag hos Länsstyrelsen som i sin tur prioriterar ansökningarna och ansöker om bidrag hos Naturvårdsverket. Bidrag lämnas dock endast till de mest förorenade områdena, och bensinstationer räknas vanligtvis inte dit.

B.6 Anmälan till tillsynsmyndighet

I Förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd 28 § föreskrivs att avhjälpandeåtgärder, som kan medföra en ökad risk, som ej är ringa, för spridning eller exponering av föroreningar, får vidtas först efter anmälan till tillsynsmyndighet.

Avhjälpandeåtgärder såsom exempelvis markundersökningar, sanering, markarbeten, schaktning eller dylikt som ska vidtas i ett förorenat område, får inte påbörjas förrän efter att 6 veckor har flutit efter anmälan därom eller att tillsynsmyndighet meddelat annat. I normalfallet utgör dock markundersökningar endast en ringa risk och är därmed inte anmälningspliktiga.

Via anmälan till tillsynsmyndighet (se förordningens bilaga) kan det vara tillåtet att utföra behandling av uppgrävda förorenad massor på den plats där de uppkommit. Behandlingen får då pågå under maximalt ett år, och får inte innebära någon form av deponering på platsen.

Vid efterbehandlingsarbeten uppstår ofta behov av att pumpa schaktvatten eller grundvatten, vilket skall tas med i anmälan om avhjälpandeåtgärder. Om pumpning av sådant vatten blir aktuellt i samband med efterbehandlingen måste man samråda med tillsynsmyndigheten om hur vatten ska omhändertas. Vattnet kan behöva behandlas om det är förorenat. Utsläpp av sådant vatten till dagvatten-, avloppssystem eller till recipienter kan vara vidare reglerat i miljöbalken och anslutande förordningar, föreskrifter och vattenleverantörs avtalsvillkor etc.

Viktigt att notera är, att inför pumpning av schakt- eller grundvatten ska det göras en bedömning om tillstånd för vattenverksamhet, enligt MB 11 kap, ska sökas eller inte. Det är den som ska vidta åtgärden som själv har ansvaret att göra en sådan bedömning.

B.7 Tillstånd för vattenverksamhet

Reglerna kring vattenverksamhet finns i miljöbalkens kapitel 11, och avser aktiviteter som på olika sätt innebär nyttjande av eller byggnad i vatten. I MB 11:2 *definieras* Vattenverksamhet som,

1. uppförande, ändring, lagning och utrivning av dammar eller andra anläggningar i vattenområden, fyllning och pålning i vattenområden, bortledande av vatten från eller grävning, sprängning och rensning i vattenområden samt andra åtgärder i vattenområden om åtgärden syftar till att förändra vattnets djup eller läge,
2. bortledande av grundvatten och utförande av anläggningar för detta,
3. tillförsel av vatten för att öka grundvattenmängden samt utförande av anläggningar och åtgärder för detta, och
4. åtgärder som utförs för att avvattna mark, när det inte är fråga om avledande av avloppsvatten, eller som utförs för att sänka eller tappa ur ett vattenområde eller för att skydda mot vatten, när syftet med åtgärden är att varaktigt öka en fastighets lämplighet för något visst ändamål (markavvattning).

Utgångspunkten är att det alltid krävs tillstånd för vattenverksamheter (MB 11:9). I lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet, d v s ”Restvattenlagen”, finns kompletterande regler om vattenverksamhet.

Om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen skadas genom vattenverksamhetens inverkan på vattenförhållandena behövs inget tillstånd enligt miljöbalkens 11 kap 12 § eller anmälan enligt miljöbalkens 11 kap 9 a §.

Om åtgärden bedöms vara vattenverksamhet och att vattendom krävs innebär det att tillstånd från miljödomstolen krävs. I en vattendom fastställs bl a hur mycket vatten som får eller måste tappas ur en sjö, genom en damm eller vattenkraftverk och inom vilka gränser dessa vattenstånd måste ligga och under vilken tid dessa värden gäller. En vattendom kan också fastställa det maximala djupet på diken och kanaler.

De främsta riskerna vid till exempel pumpning och rening av grundvattnet i samband med en sanering är att få en okontrollerad spridning av föroreningen och därmed öka risken för exponering. Ytterligare risker kan vara att rubba grundvattennivåer och strömningar och därmed påverka skyddsobjekt i närområdet.

B.8 Avfall och farligt avfall

Avfall definieras enligt MB 15 kap 1 § Avfall och producentansvar, : ”Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med”. Definition av olika kategorier av avfall och farligt avfall finns i Avfallsförordningen (2001:1063), som även reglerar hanteringen av det.

Den 20 oktober 2008 antogs EUs nya ramdirektiv för avfall (*Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv*), och direktivet gäller numera. Inom kort ska det nya direktivet vara införlivat i svensk lag. Det nya direktivet ersätter ramdirektivet (2006/12/EG) om avfall, direktiv (91/689/EEG) om farligt avfall och direktiv (75/439) om spillolja. Det innebär flera viktiga förändringar som får stor betydelse för de svenska avfallsbestämmelserna då ramdirektivet styr stora delar av miljöbalkens kapitel 15 och avfallsförordningen.

Avseende bensinstationer och dieselanläggningar är avfallsreglerna bland annat tillämpliga vid klassificering av uppgrävda förorenade massor vid avhjälpandeåtgärder så att dessa transporteras och be-

handlas enligt de krav som gäller. Bedömningsgrunden för förorenade massor finns i Avfall Sverige (2007).

B.9 Arbetsmiljölagstiftningen

Lagstiftningen om arbetsmiljön regleras i *Arbetsmiljölagen* (1977:1160), AML, som började gälla 1 juli 1978, och har därefter ändrats flera gånger. Syftet med denna lag är att förebygga ohälsa och olycksfall i arbetet, samt att även i övrigt uppnå en god arbetsmiljö.

Regeringen har utfärdat en *Arbetsmiljöförordning* (SFS 1977:1166) med vissa kompletterande regler och Arbetsmiljöverket har utfärdat föreskrifter, som mer detaljerat anger krav och skyldigheter beträffande arbetsmiljön. Verkets föreskrifter kan till exempel gälla vissa slag av risker, psykisk påfrestning, fysiska belastningar, farliga ämnen eller maskiner. Föreskriften *Systematiskt Arbetsmiljöarbete* (AFS 2001:1) gäller däremot alltid, på alla arbetsplatser.

Det finns flera föreskrifter som reglerar arbetsmiljön i samband med undersökning och efterbehandling av bensinstationer och förorenade områden. Föreskriften *Kemiska arbetsmiljörisker* (AFS 2000:4) gäller åtgärder för att förebygga att farliga kemiska ämnen medför ohälsa eller olycksfall. I föreskriften *Byggnads- och anläggningsarbete* (AFS 1999:3) finns regler om byggnadsarbete, vägarbete och takarbete, som ursprungligen grundar sig på EU:s byggplatsdirektiv. AFS 1999:3 riktar sig till alla som har ansvar för byggnads- och anläggningsarbete, även byggherrar. Nya ändringar i AFS 1999:3 har införts och börjat gälla den 1 januari 2009, och dessa innebär att bland annat reglerna för byggherrens ansvar har utökats.

Andra viktiga föreskrifter är *Manhåll på vissa behållare* (AFS 1985:10), *Arbete i slutet utrymme* (AFS 1993:3) och *Arbete i explosionsfarlig miljö* (AFS 2003:3).

Angående hantering av brandfarliga och explosiva varor så gäller *Lag* (SFS 2010:1011) *om brandfarliga och explosiva varor* med anslutande förordning och föreskrifter.

Mer information om säkerheten i arbetsmiljön på förorenade områden finns i *Marksanering – om hälso- och säkerhetsrisker vid arbete i förorenade områden* (Arbetsmiljöverket, 2002) och *Schakta säkert – säkerhet vid schaktning i jord* (Arbetsmiljöverket, 2007).

SPIs rekommendationer

C

Detta kapitel, C, utgör huvudkapitlet i dessa SPI-Branschrekommendationer. Naturvårdsverkets nya vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden ligger till grund för rekommendationerna. Tanken är att de nya branschrekommendationerna ska skapa förståelse för förhållandena vid bensinstationer och dieselanläggningar. För fördjupning hänvisas vidare till Naturvårdsverkets nya vägledning (Naturvårdsverket, 2009a-c).

Först inleds rekommendationerna med en bakgrundsinformation om SPIMFABs åtgärdsprogram för att sanera nedlagda bensinstationer. Avsnitt C.1 nedan omfattar en beskrivning över hur bensinstationer tekniskt är konstruerade, och en lista på de ämnen som kan påträffas på bensinstationer. I avsnitt C.2 återfinns information om de produkter som förekommer på bensinstationer och dieselanläggningar. Avsnitt C.3 beskriver utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden och följer, för att underlätta för miljömyndigheterna, samma indelning som Naturvårdsverkets nya vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden. I avsnitt C.4 beskrivs den branschspecifika arbetsprocessen för bensinstationer och dieselanläggningar, och där finns även en beskrivning av hur undersökningen och åtgärdsfasen vanligtvis går till. Vidare återfinns branschspecifika riktvärden för mark och grundvatten på bensinstationer och dieselanläggningar i avsnitt C.5. Avsnitt C.6-C.10 innehåller information kring terminologi, framtida önskemål, referenser och bilagor.

Om SPIMFABs åtgärdsprogram

1997 bildades SPIMFAB - SPI Miljösaneringsfond AB av oljebolagen i Sverige. Ett syfte med företaget var att undvika kostsamma och svåra juridiska utredningar om vem som är ansvarig för eventuell nedsmutsning av fastigheter där bensinförsäljning kan ha pågått av flera olika verksamhetsutövare under flera decennier. Samtidigt med SPIMFABs bildande träffade oljebolagen i Sverige, Naturvårdsverket och Sveriges Kommuner och Landsting en överenskommelse om ett åtgärdsprogram för att undersöka och vid behov sanera marken vid bensinstationer, och bildade ett Saneringsråd. Hos Saneringsrådet förankras rekommendationer för hur åtgärdsarbetet ska genomföras och prioriteringen av vilka platser som ska undersökas under respektive verksamhetsår. SPIMFAB genomför sedan det praktiska arbetet.

SPIMFABs mångåriga arbete har lett till ett vedertaget tillvägagångssätt beträffande undersökning och sanering av bensinstationer. Detta beprövade tillvägagångssätt ligger till grund för dessa nya SPI-Branschrekommendationer.

Syftet med SPIMFABs åtgärdsprogram har varit att identifiera, inventera, riskkategorisera, markundersöka och vid behov sanera nedlagda bensinstationsfastigheter, oavsett vem som har ägt fastigheten eller vem som bedrivit försäljning på fastigheten. På fastigheterna ska detaljistförsäljning av motorbensin till vägtrafikfordon ha bedrivits och verksamheten ska ha upphört mellan den 1 juli 1969 och den 31 december 1994. Försäljningsstället ska ha varit tillgängligt för allmänheten.

Åtgärdsprogrammet är ett frivilligt initiativ från oljebranschens sida och gagnar fastighetsägarna, oljebolagen, myndigheterna och samhället. Ett samlat genomförande leder till kostnadseffektiv sanering. SPIMFABs arbete omfattar cirka 5000 objekt, och kommer att pågå till cirka år 2014. Den årliga kostnaden uppgår till knappt 100 miljoner kronor.

Majoriteten av Sveriges bensinstationsfastigheter är inte förorenade på ett sådant sätt att de utgör en risk för miljö och hälsa. Av de cirka 3300 bensinstationsprojekt som hittills (t o m april 2011) genomförts inom SPIMEABs åtgärdsprogram har knappt en tredjedel rört fastigheter som varit så pass förorenade att sanering ansetts vara motiverad. Från 1995 har säkerhetskraven för bensinstationer höjts, bland annat genom krav på spillzoner och andra försiktighetsåtgärder. Detta innebär att de yngre bensinstationerna sällan är förorenade.

C.1 Inledning

I detta avsnitt läggs stor vikt vid att beskriva de särskilda förhållanden som råder vid bensinstationer och dieselanläggningar, eftersom dessa avgör hur åtgärdsarbetet bör utföras. Här beskrivs även hur den tekniska utformningen av stationerna varierat genom tiderna. Olika skyddsåtgärder och egenkontroll beskrivs också. Avsnittet omfattar även information om vilka ämnen och produkter som genom tiderna har funnits tillgängliga på bensinstationer vilket är av betydelse vid eventuellt åtgärdsarbete.

C.1.1 Bensinstationen genom tiderna – konstruktion, drift och efterbehandlingsåtgärder

Bensinstationer har funnits sedan slutet av 1890-talet. Många av de stationer som är i drift idag har också varit i drift under lång tid. Stationerna har etablerats och utrustats i enlighet med de regler som då gällt och verksamheten har där- efter länge bedrivits utan anmärkning. Vart- efter nya miljökrav har trätt i kraft har de äldre anläggningarna anpassats genom successiva åtgärder. Ibland kan dock omfattande ombyggnationer vara svåra på grund av omkringliggande bebyggelse.

Fastställda rekommendationer för bensinstationer som är i drift idag finns i SPIs Branschrekommendation Bensinstationer utgåva 2 (SPI, 2009). Därtill finns i Räddningsverkets handbok Hantering av brandfarliga gaser och vätskor på bensinstationer (Räddningsverket, 2008) rekommendationer om avstånd till installationer och byggnader.

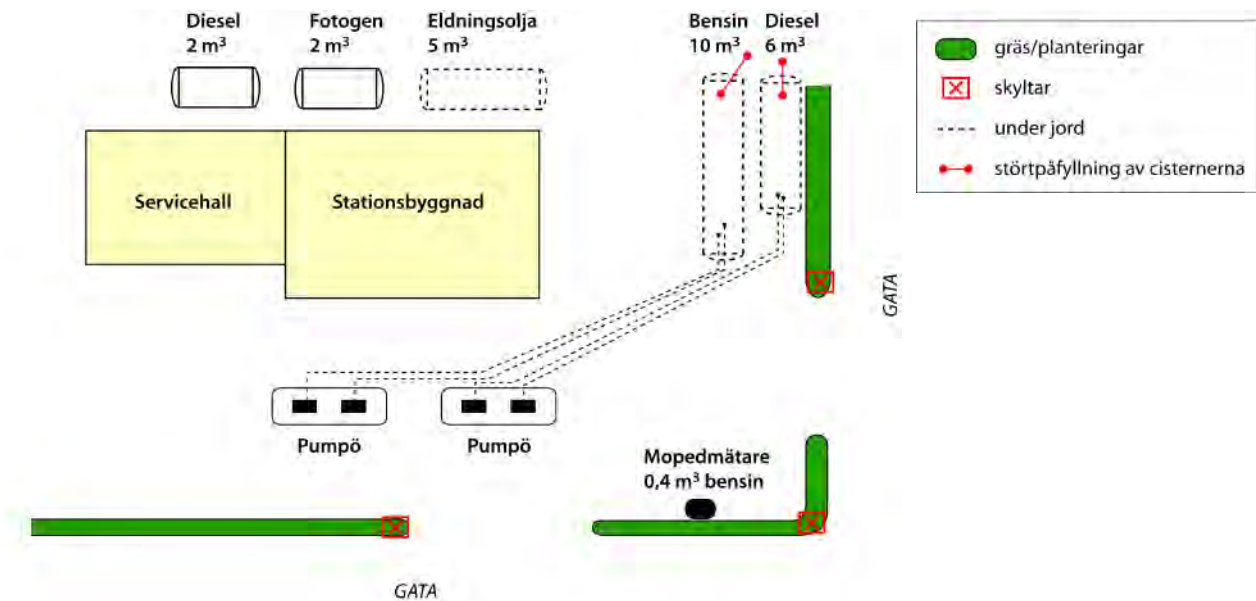
C.1.1.1 Historisk utveckling av olika installationer på en station

Den tekniska utvecklingen av de olika installationer som förekommer på en bensinstation har lett till att spill från dem idag minimeras och förorening av mark och grundvatten förhindras. En äldre typstation från cirka 1960-1970-tal illustreras i figur 1.1 och en modern (1990-tal till nutid) typstation i figur 1.2.

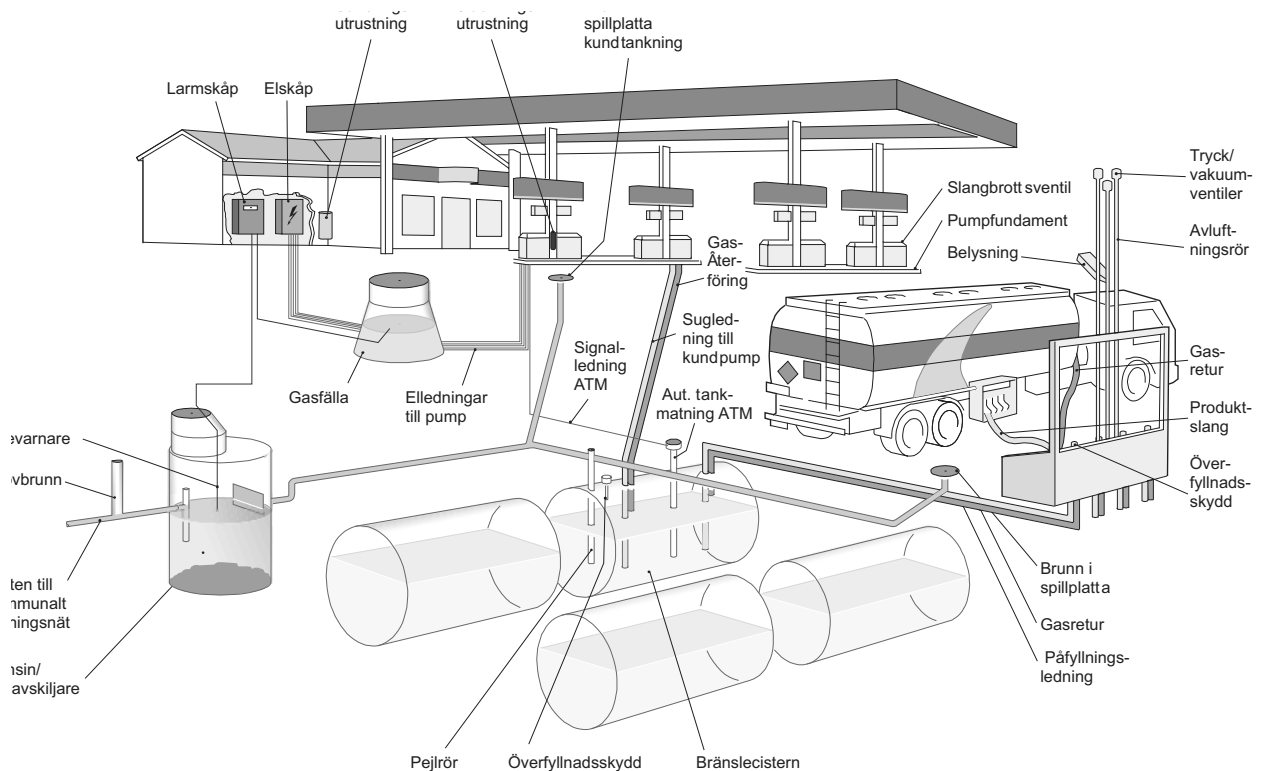
Cisterner

Ursprungligen förvarades bensinen i fat ovan jord. År 1961 kom förordningen om brandfarliga varor vilket innebar att säkerhetskraven ökade och att cisternerna istället grävdes ned.

En nedgrävd cistern är förankrad med spännband i en gjuten bottenplatta. Plattan agerar motvikt och hindrar att cisternen lyfts upp av omkringliggande grundvatten. Bottenplattan ligger på cirka 3 meters djup. Djupet kan variera något beroende på cisternens diameter. Mellan plattan och cisternen finns en 20 cm tjock sandbädd och runt omkring cisternen en fyllning med fint grus. Ovanför cisternen är det cirka 1 meter till markytan. I figur 1.3 visas en principskiss över en typcistern konstruerad under 1960- och 1970-talet.

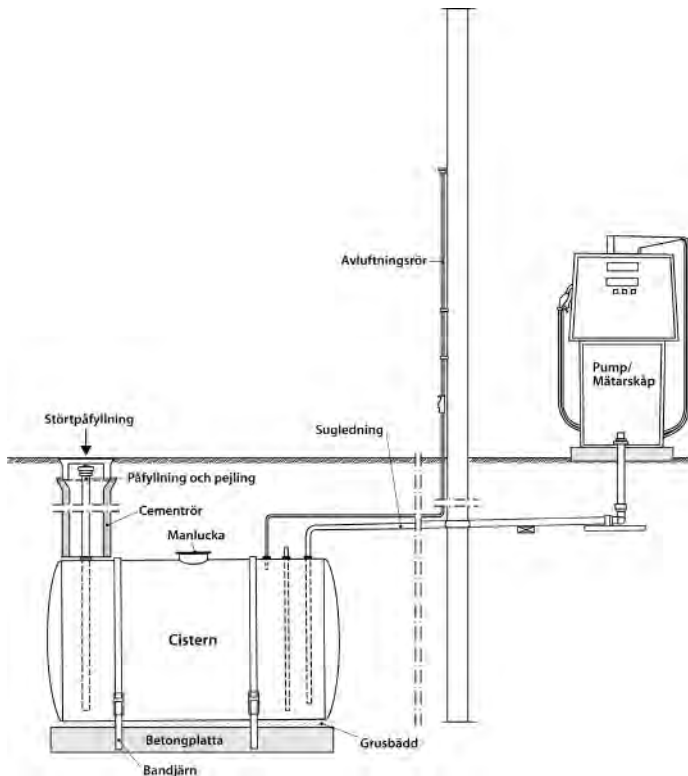


Figur 1.1. Principskiss över hur bensinstationer var konstruerade under 1960- och 1970-talet, d v s äldre stationer. Det var vanligt med många små cisterner som innehåller olika typer av produkter. Cisternerna under jord hade störlpåfyllning².



Figur 1.2. Principskiss över en modern fullständigt utrustad bensinstation. Dagens cisterner centralpåfylls.

² Störlpåfyllning innebär att påfyllnaden gjordes rakt ovanför cisternerna genom ett påfyllningsrör, som från varje cistern gick rakt upp till markytan.



Figur 1.3. Principskiss över en cistern under jord konstruerad under 1970-talet. Cisternerna hade störlpåfyllning.

Tidigare var de nedgrävda cisternerna relativt små med en *voly*m på cirka 6-15 m³. Idag rymmer en modern normalstor cistern cirka 30-50 m³. På cisternens ovansida finns en så kallad *manlucka* som används vid *besiktning* av cisternen. Vid besiktningen töms först cisternen varpå den grävs fram för att en besiktningskontrollant ska kunna inspektera den från insidan med avseende på olika typer av skador. För att kontrollera att hela systemet är tätt provtrycks också cisternen i samband med besiktningen. Äldre typer av cisterner (S-cisterner) besiktas var sjätte år (tidigare var femte år) och modernare typer av cisterner (K-cisterner) besiktas var tolfte år (tidigare var tionde år).

Under åren har även cisternens invändiga och utvändiga *ytskikt* utvecklats. Fram till mitten av cirka 1970-talet användes *S-cisterner*, stålcisterner, som tjärades på utsidan. Tjären var till för att skydda cisternen mot korrosionsskador på grund av nötning från grus i det omgivande jordlagret. Om besiktning påvisade skador på S-cisternens insida täcktes hela insidan av en 3 mm tjock glasfiberduk som fungerade som läckage- och korrosionsskydd. *K-cisterner*, som började användas på 1970-talet, har istället ett korrosionsskydd bestående av glasfiberduk på utsidan. För invändigt korrosionsskydd täcktes till en början nedre halvan av K-cisternens insida med ett epoxylager (plastlager), senare täcktes hela cisternens insida i förebyggande syfte.

Påfyllning

- » På *äldre stationer* gick ett påfyllnadsrör från varje cistern rakt upp till markytan och påfyllnaden gjordes rakt ovanför cisternerna, så kallad störlpåfyllning (se figur 1.1 och 1.3). Något överfyllnadsskydd fanns inte. Eftersom cisternvolymen dessutom var förhållandevis liten fick cisternerna på de mest välfrekventerade bensinstationerna fyllas på flera gånger i veckan.
- » På *moderna stationer* finns istället, en bit från cistern och pumpområdet, en centralpåfyllningsplats till vilken all påfyllning är centrerad (se figur 1.2). För att förhindra spill finns idag även ett sekundärt skydd i form av *överfyllnadsskydd* vid centralpåfyllningen (överfyllnadsskyddet ska emellertid aldrig behöva användas). Primärt gäller att redan innan tankbilen kommer till bensinstationen ska det finnas information om hur mycket bränsle som ska fyllas på. Cisternerna får aldrig fyllas helt. Dagens cisterner är förhållandevis stora vilket gör att påfyllning kan göras mer sällan.

Mätarskåp/pump - pistolventil

Pistolventilen på slangen från själva mätarskåpet³ har också utvecklats tekniskt. Idag är den till skillnad från tidigare självstängande när maxnivån i bilens bensintank har nåtts.

Oljeavskiljare

Avskiljare som kan påträffas på äldre bensinstationer finns i många olika modeller och utföranden. Det kan ha förekommit läckage eftersom dessa är mindre säkra än dagens konstruktioner. Exempelvis kan in- och utläckage ha skett i skarvarna då avskiljaren ofta var uppbyggd av runda betongringar staplade på varandra. Dessa typer av konstruktioner var avsedda att separera bort lätta vätskor, d v s mineralbaserade oljeprodukter, däremot separerades inte tungmetaller och stabila organiska föreningar.

Dagens avskiljarmodeller är tekniskt förbättrade och avskiljer även tungmetaller. De består av slamavskiljare, oljeavskiljare och provtagningsbrunn. Viktigt är att dimensionera avskiljaranläggningen utifrån rätt förutsättningar och att sköta drift och underhåll.

Smörjgrop

En smörjgrop är en nedsänkt plats i en verkstadshall i vilken underhållsarbeten på bilens underrede kan utföras, exempelvis urtappning av olja och glykol. Med tanke på eventuella nödsituationer är smörjgropen utformad så att det går att ta sig ur den även om det står en bil över själva gropen. Smörjgropar tillhör dåtidens verkstadshallar. Idag används istället liftar som lyfter bilen till en nivå som gör att det går att stå upprätt vid arbete med bilens underrede.

C.1.1.2 Sandfyllning av cisterner som "efterbehandlingsåtgärd"

Fram till 1990-talets mitt var det vid nedläggning av bensinstationer relativt vanligt att efterbehandling utfördes genom att ett ackrediterat företag rengjorde och sandfylld cisternerna. En sandfylld cistern tål belastning ovanifrån och ligger kvar i marken även då den utsätts för lyftkraft från grundvattnet. Vid sandfyllning utfördes inte någon markundersökning.

Idag tillämpas rengöring och sandfyllning av cisterner fortfarande i vissa särskilda fall, vanligen när cisternerna är belägna under en byggnad. Sandfyllning utförs då det inte är möjligt att avlägsna cisternen utan att samtidigt riskera sättningsskador på byggnaden ovanför.

C.1.1.3 Föroreningsplatser – äldre stationer

Mätarskåp, cisterner och påfyllning

Föroreningar i mark påträffas vanligen i anslutning till området under mätarskåp, vid påfyllningsområden och runt om cisternerna.

- » Tidigare fanns inga krav på tät yta under *mätarskåpet* och vid eventuella läckage rann spillet rakt ner i underliggande mark. Från och med 1970-talets början installerades tätande plåtar under mätarskåpen för att förhindra att eventuella föroreningar trängde ned i marken.
- » De föroreningar som påträffas *runt om cisternerna* härrör från *störtpåfyllnaden*. Avsaknad av överfyllnadsskydd eller dåligt fungerande skydd gjorde att spillet från påfyllningen rann rakt ned på den underliggande cisternen. Spillet fungerade som lösningsmedel och frigjorde PAH-er ur tjäran på S-cisternernas utsida. Den underliggande bottenplattan var i vissa fall försedd med invallande kanter. Vid förhöjd grundvattennivå, exempelvis vid snösmältning, kunde föroreningarna ibland ändå transporteras vidare trots dessa skyddsåtgärder, främst i grundvattnets rörelseriktning.

³ Mätarskåp är det som i dagligt tal kallas för pump, se figur 1.3.

Det är, i och med de regelbundna besiktningarna, mycket ovanligt att förorening av mark och/eller grundvatten beror på att en cistern sprungit läck.

Anslutningsledningar i marken

De långa *anslutningsledningarna* som går i marken mellan påfyllnad, cisterner och mätarskåp är känsliga. Ibland har de brutit och orsakat läckage till omgivande mark. När *centralpåfyllning infördes* användes till en början tryckimpregnerat virke för att staga upp under anslutningsledningarna så att dessa fick lagom lutning. Tryckimpregnering innehåller koppar och eftersom ledningarna var galvaniserade har ibland korrosionsskador och läckage uppstått där virke haft kontakt med ledningarna.

Biltvätt och verkstad

- » *Oljeavskiljaren* som hör ihop med den eventuella tvätt- och eller verkstadshallen är till för att förhindra att oljeförorenat avloppsvatten når dagvatten eller avloppsreningsverk. Föroreningar kring oljeavskiljaren kan förekomma och beror oftast på att tätningarna varit otäta eller på spill i anslutning till avskiljaren.
- » I anslutning till *smörjgropan* i verkstadshallen kan föroreningar, exempelvis spillolja och glykol från underhållsarbete på bilar, påträffas.
- » Tidigare användes *spolplattor* utomhus istället för tvätthallar. I anslutning till gamla spolplattor kan föroreningar som härrör från biltvättning påträffas. Sådana föroreningar består ofta av saltrester, avfettningssmedel, oljor eller andra kemikalier.

C.1.1.4 Tekniska förbättringar på moderna stationer

Tekniken och säkerhetskraven har utvecklats mycket genom åren för att förhindra att eventuellt spill tränger ned i marken. Skyddsåtgärderna delas in i primära och sekundära skydd.

Primära skydd

- » *Oljebeständiga tätskikt* inom de olika spillzonerna (runt "pumpöarna" och centralpåfyllningsplatsen) samt under mätarskåpen.
- » K-cisternerna är *glasfibertäckta på in- och utsida*, vilket förhindrar korrosion.
- » *Dubbelmantlade cisterner* kan förekomma när det är skäligt med ytterligare skyddsåtgärder vid till exempel installation i ett vattenskyddsområde.
- » *Gasåterföring* genom att gasen i bensincisternerna tas om hand i tankbilen och återförs till oljedepån (gasåterföring steg 1).
- » Påfyllningsledningar (från centralpåfyllning till cistern) samt sugledningar (från cistern till mätare) är vanligen av *petroleumbeständig plast* och läggs på en *sandbädd*.

Sekundära skydd

- » *Pejlutrustning* för cisterner (manuell eller elektronisk)
- » *Besiktning* av cisterner, kontroll och kröning av mätare
- » *Egenkontrollprogram* där verksamhetsutövaren utför okulär besiktning av bensinstationens utrustning.
- » Oljeavskiljarna är utrustade med *larm* som larmar när oljeskiktet har nått en viss tjocklek. Oljeavskiljaren behöver då rengöras för att funktionen ska kunna säkerställas.

Mer information finns i SPI (2009).

C.1.1.5 Egenkontroll

För att förebygga läckage och spill av produkter skall varje bensinstation, utöver att de rekommendationer angående teknisk utrustning som finns uppfylls, ha ett program för utbildning av personalen och ett internt kontrollsystem för anläggningen.

Kontrollprogrammet bör dokumenteras i en kontrollplan. Detta kan till exempel göras med checklistor för daglig kontroll, veckokontroll och månatlig kontroll. Genom användning av checklistor skapas en dokumentation av genomförda kontroller. Kontrollprogrammet ska även omfatta ett system för avvikelserapportering och åtgärdande av felaktigheter.

Utbildningsprogrammet bör anpassas till personalens olika ansvarsområden och kan omfatta exempelvis:

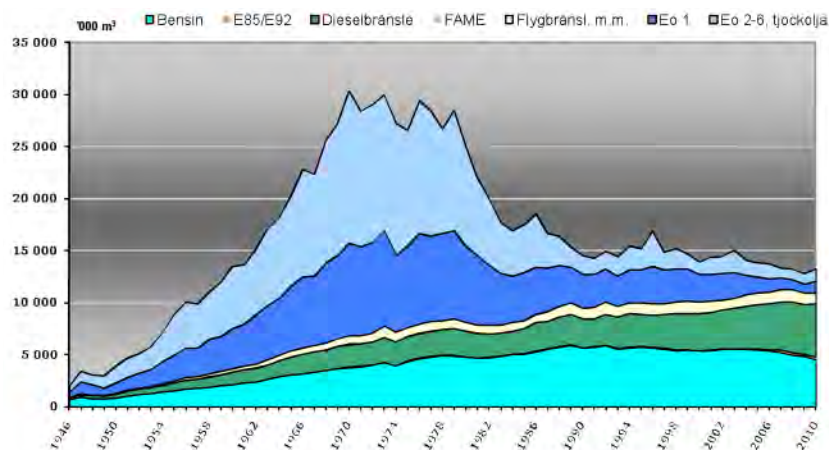
- » gällande lagar, förordningar och föreskrifter.
- » produktkunskap.
- » hälso-, miljö- och säkerhetsfrågor.
- » spill- och läckagebekämpning.
- » brandutbildning.

Mer information
finns i SPI (2009).

C.1.2 Förekommande ämnen på bensinstationer och dieselanläggningar

Drivmedlens kemiska sammansättning och egenskaper förändras vartefter nya regler träder i kraft och den tekniska utvecklingen går framåt. De nya reglerna syftar till att höja miljöskyddet samt möjliggöra att ny teknik kan användas i fordon och deras avgasreningsutrustningar. Nära förestående i tid är EUs nya bränsle kvalitetsdirektiv (2009/30/EG), som den 1 maj 2011 implementeras i svensk lag, vilket då medför en del förändringar. Exempelvis kommer motorbensin att få innehålla upp till 10 volymprocent etanol mot dagens 5 volymprocent i blyfri 95. Alla bilar i den befintliga fordonsflottan kan dock inte köra på bensin med upp till 10 volymprocent etanol, och för dem måste en kvalitet med maximalt 5 volymprocent etanol tillhandahållas.

Idag⁴ är *bensin (95-oktanig och 98-oktanig)* och *dieselbränsle (Miljöklass 1 dieselbränsle, MK1 dieselbränsle)* de vanligaste petroleumprodukterna som finns tillgängliga på en bensinstation. Tidigare var även *eldningsolja (Eo1)* vanligt förekommande, men Eo1 var dock ej till försäljning utan endast till för egen uppvärmning av stationsbyggnaderna. Tillgängligheten av olika petroleumprodukter har förändrats med tiden beroende på skiftande politik och ekonomi. I figur 1.4 illustreras volymutvecklingen av olika petroleumprodukter och förnybara drivmedel i Sverige från 1940-tal till 2009.



Figur 1.4. Leveranser av petroleumprodukter och förnybara drivmedel i Sverige 1946-2010, så kallad volymutveckling.

⁴ I avsnitt C.1.2 och C.2 nämns ordet *idag* på flera ställen. I detta sammanhang avses en viss tidpunkt som är kopplad till sammansättningen av kemiska komponenter som beror av gällande lagstiftning. I skrivande stund motsvarar idag = april 2011.

Sammanställningen av en färsk petroleumprodukt varierar och är anpassad för att uppnå bästa funktionalitet inom respektive användningsområde. Under olika tidsperioder har sammansättningen dock varierat i viss mån. Sammansättningen beror även av nedbrytningsgraden av produkten, om produkten är av äldre datum. De ingående kemiska komponenterna i dagens produkter redovisas i tabell 1.1. Innehållet av olika kolvätefraktioner och kokpunktsintervall i bensin, dieselbränsle och eldningsolja så som det ser ut idag framgår av tabell 1.2.

Tabell 1.1. De vanligaste kemiska komponenterna i bensin (95 och 98) och MK1 dieselbränsle på den svenska marknaden idag.

Alifatiska kolväten:	
Paraffiner/Alkaner (= mättade raka kolkedjor)	
Naftener/Cykloalkaner (=mättad ringstruktur av kolatomer)	
Olefiner/Alkener (= omättade raka kolkedjor)	
Aromatiska kolväten:	
"BTEX"	
- Bensen (=6 kolatomer sammanbundna i en omättad ring)	
- Toluen	} Besläktade med bensen
- Etylbensen	
- Summa Xylen	
>C8-C10	
>C10-C16	
Polycykliska aromatiska kolväten, PAH (= flera sammansatta bensenringar):	
- PAH-L ^a (C10-C12)	
- PAH-M ^b (C13-C16)	
Komponenter:	
Oxygenater (enligt EUs nya bränslekvalitetsdirektiv 2009/30/EG):	
- Metanol	
- Etanol	
- Isopropylalkohol	
- Tertiär-butylalkohol	
- Isobutylalkohol	
- Etrar som innehåller fem eller flera kolatomer per molekyl, exempelvis	
<i>Etylteriärbutyleter, ETBE (används sedan 2008, förnybar komponent)</i>	
<i>Metylteriärbutyleter, MTBE (används sedan 1980, fossilt ursprung)</i>	
- Andra oxygenater	
Olika sorters fettsyrametylestrar (FAME), till exempel:	
- Rapsmetylester, RME	
- Hydrogenated Vegetable Oil, HVO	

a. PAH-L; PAH med låg molekylvikt: Naftalen, Acenaften, Acenaftalen

b. PAH-M; PAH med medelhög molekylvikt: Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren

Tabell 1.1

Tabell 1.2

Tabell 1.2. Innehållet av olika kolvätefraktioner (i volymprocent), och kokpunktsintervall, i bensen (95 och 98), MK1 dieselbränsle och eldningsolja (Eo1) på den svenska marknaden idag.

KEMISKA KOMPONENTER	Bensin 95 och 98	MK1 dieselbränsle	Eo1
Kolvätekedjans längd	C4-C12	(C10-C17) ^a	(C10-C26)
Kokpunktsintervall °C	25-205	180-320	180-340
Alifatiska kolväten			
Paraffiner/Alkaner	30-60	50-70	40-60
Naftener/Cykloalkaner	0-5	30-45	20-35
Olefiner/Alkener	0-13	-	-
Aromatiska kolväten			
Komponenter			
Oxygenater ^b	0-15	-	-
MTBE/ETBE ^c	0-13	-	-
Etanol ^d	0-5	-	-
FAME ^e	-	0-5	-

a. Petroleumkolvätena innehåller C10-C16. FAME innehåller <C18.

b. Totala oxygenhalten styrs av hur mycket syre som varje enskild oxygenat har upp till den maximala syrehalten, som regleras enligt den tabell över miljöklassning av bensen som finns för nedladdning på SPI's hemsida www.spi.se, sök på Miljöklassning av bensen.

Idag är maximala syrehalten i bensen 2,7 viktprocent, vilket gör att maximala totalhalten oxygenater i bensen vanligen är cirka 15 volymprocent. Dock är den enskilda mängden MTBE-innehåll i bensen idag satt till maximalt 15 volymprocent. När EUs nya bränsle kvalitetsdirektiv (2009/30/EG) har implementerats i svensk lag 1 maj 2011 höjs maximala syrehalten i bensen till 3,7 viktprocent, vilket gör att maximala totalhalten i oxygenater i bensen då blir cirka 22 volymprocent.

c. MTBE-halt idag i bensen 98-oktan är vanligen ca 13 volymprocent, och i 95-oktan ca 2 volymprocent, men höjs när EUs nya bränsle kvalitetsdirektiv (2009/30/EG) har implementerats i svensk lag 1 maj 2011.

d. Max tillåten halt etanol i bensen höjs till 10 volymprocent när 2009/30/EG har implementerats i svensk lag 1 maj 2011.

e. Max tillåten halt FAME i dieselbränsle höjs till 7 volymprocent när 2009/30/EG har implementerats i svensk lag 1 maj 2011.

Som framgår av tabell 1.2 varierar halten av olika kolvätegrupper i produkterna inom ett relativt stort område. I samband med spill och föroreningar i mark och vatten är det möjligt att avgöra vilken produkt som avses genom att analysera längden på ingående kolkedjor. Att använda uppdelningen av olika typer av kolväten för att härleda produktens ursprung är däremot svårt. Sammansättningen av ingående kolväten varierar beroende på vilka råoljor som använts vid framställningen av respektive produkt samt beroende på respektive raffinaderis konfiguration, vilken också kan variera över tiden.

Tillsättning av olika typer av tillsatser som till exempel bly i bensen och färgämne i Eo1 skiljer också produkterna. Halten av beståndsdelar som svavel, bensen och bly har av hälso-, arbetsmiljö- och miljöskäl reglerats i svensk lag och EU-direktiv.

Detaljerad information om kemiska komponenter och tillsatser som finns och har funnits i de olika petroleumprodukterna redovisas i avsnitt C.2 - Produktinformation. Den kemiska sammansättningen av en typisk svensk bensen från 1960-talet redovisas i Bilaga 1.

Utöver petroleumprodukterna finns idag även det *förnybara drivmedlet E85* (etanol), som är förnybart till 75-85 volymprocent (sommarkvaliteten innehåller 15 volymprocent bensin och vinterkvaliteten 25 volymprocent).

Övriga potentiella föroreningskällor som också kan påträffas på en bensinstation redovisas i Bilaga 2.

C.1.2.1 Ämnen som är styrande för riskbedömning och åtgärder

Flera av de ämnen som ingår i petroleumprodukter kan ha negativa effekter på människors hälsa och på miljön om de förekommer på sådant sätt att de exponeras för omgivningen. Vilka ämnen som är styrande för riskerna varierar från fall till fall. Ofta är det ämnen som lätt förångas och därmed kan tränga in i byggnader och påverka inomhusluften, såsom bensen, toluen, etylbensen, summa xylenor (BTEX) och lättare fraktioner av alifatiska kolväten. Det kan också vara ämnen som lätt sprids i vatten och därmed kan förorena grundvattnet, exempelvis MTBE och BTEX-ämnena. I vissa fall kan även förekomsten av tyngre aromatiska kolväten och PAH påverka behovet av sanering.

C.2 Produktinformation

I detta avsnitt beskrivs egenskaperna hos de olika produkterna bensin, dieselbränsle, eldningsolja och fotogen, som finns på den svenska marknaden. Produkternas innehåll och eventuella tillsatser samt deras egenskaper och användning beskrivs också. Användningen av vissa tillsatsämnen så som bly och bensen har upphört till följd av att konstaterade negativa miljö- och hälsoeffekter har medfört nya lagkrav gällande produkterna. Dock kan ämnena eller deras nedbrytningsprodukter finnas kvar i mark och grundvatten trots att användningen sedan länge upphört varför det är viktigt att ha kunskap om dessa ämnen. Andra tillsatsämnen så som MTBE, alkoholer och fett-syrametylestrar används fortfarande varför det även är viktigt att ha kunskap om dessa ämnens egenskaper.

C.2.1 Bensin

Bensin är ett petroleumbaserat drivmedel som används i förbränningsmotorer med elektrisk tändning. De fundamentala egenskaperna hos bensin är att den ska förgasas och med luft bilda en brännbar gasblandning. Blandningen ska, efter antändning i cylindern i motorn, brinna jämnt och utan att detonera.

En viktig parameter för att bestämma kvaliteten hos bensin är *oktantalet*⁵, där ett högre oktantal innebär högre knockningsresistens för motorn. *Aromatiska kolväten*, inklusive bensen, har ett högt oktantal, och andelen aromatiska kolväten i bensin har därför varit hög. Fram till år 2000 låg aromathalten vanligen på 40-60%. Sverige började dock redan under 1990-talet att begränsa aromathalten (på grund av att det vid förbränning bildas en del hälsoskadliga emissioner) genom användning av ett så kallat *aromatindex*⁶. Inom EU infördes begränsningar av aromathalten (via bränslekvalitetsdirektivet), först till max 42 % och från och med den 1 januari 2005 till max 35 %.

Bensin har innehållit och innehåller fortfarande ett antal olika komponenter vars egenskaper är att höja oktantalet och tidigare även smörja motorer med mjuka ventilsäten. Nedan presenteras dessa mer detaljerat.

5 **Oktantal** definierar knockningsresistensen, d v s det är ett mått på motorbensins förmåga att motstå självantändning, "knackning". Högre oktantal medger högre kompression och mindre risk för självantändning.

6 **Aromatindex** beräknades genom att dela halten aromatiska kolväten (volymprocent) med 13 och därefter addera bensenhalten (3 volymprocent). Aromatindexet låg på 5,5 (miljöklass 2a, d v s grön 95/98) respektive 6 (miljöklass 2b, d v s regulär 96/98).

C.2.1.1 Bly i bensin

På 1920-talet upptäcktes att låga tillsatser av organiskt bly, höjer oktantalet och smörjer ventilsläta i motorn. Tillsatt bly föreligger vanligen i form av tetraetylblead (TEL, Tetra Ethyl Lead) men även som tetrametylblead (TML, Tetra Methyl Lead). För att undvika blyoxidbeläggningar i motorn blandades TEL/TML i stökiometriskt korrekta proportioner med *dihaloetaner*⁷.

De miljöproblem som följer av blyutsläpp har inneburit att blyhalten i bensin har reglerats i lagstiftningen och att en utfasning av bly som oktantalshöjande och smörjande komponent har skett. Redan 1985 infördes blyfri bensin på marknaden för att möjliggöra införandet av katalysatorrening på fordon. Från 1989 blev det obligatoriskt med katalysator på bensinbilar, och eftersom bly är ett känt katalysatorgift var det nödvändigt att ha blyfri bensin tillgängligt. 1994 var bly i bensin helt utfasat på den svenska marknaden. Under en övergångsperiod tillsattes kaliumbaserat blyersättningsmedel i bensinen för att skydda mjuka ventilsläta. När antalet bilar, som behövde detta, antogs vara lågt togs blyersättningsmedlet bort, och idag säljs det som ett tillsatsmedel, som kunden själv får dosera om det behövs för motorn. I tabell 2.1 redovisas användningen av bly i bensin genom tiderna i Sverige.

Tabell 2.1. Innehåll av bly i bensin i Sverige genom tiderna.

Tidsperiod	Max tillåten blyhalt (g/lit)	Blyhalt Typdata	Kommentar
Före 1970	0,85	0,6 g/lit	
1970	0,7	0,5 g/lit	
1973	0,4	0,3-0,4 g/lit	
1998/1999	0,15	0,15 g/lit	
1986		<0,01 g/kg	Blyfri bensin införs
1998/1999		<0,01 g/kg	All bensin blyfri
1995	Blytillsatser i bensin förbjuds	<0,01 g/kg	Förbudet gäller ej flygbensin ^a

a. Bensin avsedd för flygplan med kolmotorer har ett högt krav på oktantal. Förbrukningen av flygbensin är marginell i Sverige, och är i Sverige i storleksordningen 5000-10000 m³.

På grund av tidigare användning kan spill av blyad bensin ha förekommit på äldre bensinstationer. De organiska blyföreningar som spillts ut har med tiden omvandlats till oorganiskt bly. På 3-6 månader bryts cirka 90 % av det organiska blyet i en sådan förening ned. Detta innebär att blyhalten i ett bensinspill snabbt bryts ned till oorganiskt bly. Halttillskottet på de äldre stationerna är litet i förhållande till bakgrundshalten⁸ av bly i svensk morän, dvs långt under riktvärdet för bly. Generella riktvärdet för bly i mark med känslig markanvändning (KM) är 50 mg/kg TS, och i mark med mindre känslig markanvändning (MKM) 400 mg/kg TS⁹.

SPIMFAB har sammanställt statistik över analysresultaten för alla 8208 blyprover tagna i mark på bensinstationer i undersökningsfasen inom SPIMFABs åtgärdsprogram under åren 1997-2008 (se Bilaga 3). Proven har tagits över hela landet och visar att blyhalterna i marken på bensinstationer generellt är mycket låga. Medianhalten av bly över hela landet är 10 mg/kg TS vilket motsvarar en femtedel av det generella riktvärdet för bly i mark med känslig markanvändning, och den 90:e percentilen¹⁰ är på 32 mg/kg TS.

7 *Dihaloetaner*, så kallade blyspolare (lead scavengers), är antingen 1,2-dikloretan (etylendiklorid) eller 1,2-dibrometan (etylendibromid), och har till uppgift att föra blyet i form av blyklorid eller blybromid ut ur motorn via avgaserna (Kemakta, 2004).

8 Med **bakgrundshalt** avses den halt som idag råder i mark som inte har påverkats av lokala punktkällor, med andra ord summan av den naturliga halten och det diffusa antropogena tillskottet. Med naturlig halt avses den halt som skulle råda om ett område överhuvudtaget inte hade utsatts för antropogen påverkan (Naturvårdsverket 1997a, Norman 1995).

9 I Sverige har riktvärden för skydd av markmiljön tagits fram för två skyddsnivåer motsvarande **känslig markanvändning (KM)**, till exempel bostäder, respektive **mindre känslig markanvändning (MKM)**, till exempel industrier. För känslig markanvändning (KM) är riktvärdena för skydd av markmiljön satta för att motsvara skydd av 75 % av marklevande arter. För **mindre känslig markanvändning (MKM)** motsvarar riktvärdena skydd av 50 % av de marklevande arterna. (Naturvårdsverket, 2009b)

10 **90:e percentilen** innebär den halt som 90% av proverna understiger.

Tabell 2.1

En jämförelse (på 90:e percentilen) mellan blyhalter på bensinstationer och bakgrundshalterna av bly (se tabell 4 i Bilaga 4) visar att:

- » blyhalterna på bensinstationer ofta är en tiondel av blyhalter i storstads- och tätortsmark
- » blyhalterna på bensinstationer ligger i nivå med bakgrundshalter av bly i jordbruksmark

Det oorganiska bly som påträffas i marken på bensinstationer härrör ofta från en annan källa än bensin. Många gånger är ursprunget blyhaltiga fyllnadsmassor som forslats till platsen vilket gör att blyhalterna därmed inte har sitt ursprung från den egentliga bensinstationsverksamheten. Förhöjda blyhalter kan ibland också bero på att blästersand från cisternbesiktningar har tippats kring cisternerna.

Slutsatserna om att oorganiskt bly inte härrör från bensin har dragits även i Danmark. Där har SPIMFABs danska motsvarighet Oljebranchens Miljøpulje (OM)¹¹ bestämt att inte inkludera analys av organiskt bly i sina standardprover för jord från bensinstationer. Detta baserat på att tillsatsen av organiskt bly i bensin var låg, och att nedbrytning och omvandling nu hunnit ske sedan tillsatserna fasats ur.

Enligt Kemakta (2008b) är det inte möjligt att genom analys av oorganiskt bly identifiera om blyet har sitt ursprung i just bensinspill eller ej. Bly i bensin ses inte heller som någon styrande faktor för SPIMFABs arbete (se Bilaga 4). SPI, SPIMFAB och arbetsgruppen som tagit fram dessa nya branschrekommendationer bedömer att det inte är relevant att utföra rutinmässiga analyser av oorganiskt bly.

C.2.1.2 Egenskaper hos dihaloetaner

Tillsatserna av dihaloetaner¹², som gjordes till blyad bensin, har hälso- och miljöfarliga egenskaper. Dock var halterna av dessa ämnen i bensinen låga. Utfasning av dihaloetanerna följde utfasningen av bly i bensin och försvann från den svenska marknaden 1994. Sedan dess har nedbrytning och omvandling av dihaloetaner i eventuella markföroreningar kunnat ske naturligt. Detta innebär att den relativa risken för negativ miljöpåverkan från dihaloetaner i förhållande till andra hälso- och miljöfarliga ämnen som ingår i bensin, exempelvis bensen, är liten (Kemakta, 2004).

Baserat på argumenten ovan har danska OM¹³ beslutat att ej analysera dihaloetaner. Inga studier har påträffats där höga halter av dessa ämnen kan härröras till spill av blyad bensin vid bensinstationer (Kemakta, 2004). Därför har även SPIMFAB nu bedömt det som ej relevant att utföra rutinmässiga analyser av dihaloetaner.

C.2.1.3 Bensen i bensin

Bensen finns som en komponent i råolja. Bensen är cancerogent och halten av bensen i bensin har därför av arbetsmiljö- och hälsoskäl begränsats genom lagstiftningen och den maximalt tillåtna halten är idag 1 volymprocent. I tabell 2.2 redovisas reglerna för innehållet av bensen i bensin i Sverige.

¹¹ **Oljebranchens Miljøpulje (OM)** i Danmark är SPIMFABs förebild. OM började sitt arbete med undersökning och sanering av bensinstationer redan 1992. OMs arbete var anledningen till att man i Sverige under 1995 tog upp diskussion om att göra ett liknande åtgärdsprogram. SPIMFAB bildades sedan 1997.

¹² Se fotnot nr 7.

¹³ Se fotnot nr 11.

Undersökningar gjorda 1985 visar att bensenhalten i den bensin som salufördes i Sverige var 3-4 %. Motsvarande mätningar genomförda 1987 visade att bensenhalten var 1,5–2,5 %. Idag kontrolleras halten av bensen i bensin noga och redovisade resultat rapporteras årligen till EU.

Rutinmässiga analyser av bensen bör utföras på jord- och vattenprover.

Tabell 2.2. Reglerna för innehållet av bensen i bensin i Sverige genom tiderna.

Tabell 2.2

Tidsperiod	Max tillåten halt	Kommentar
1970-tal	5 %	Det första gränsvärdet för bensen infördes på 70-talet
1994	3 %	Maxhalten av bensen begränsades till 3 %
1998	2 %	Maximal bensenhalt sänktes till 2 %
2000	1 %	Maximal halt av bensen begränsas till 1 %

C.2.1.4 Oxygenater i bensin

I takt med att innehållet av bly, aromater och bensen i bensin reducerats har användningen av oxygenater (kolväteföreningar som innehåller syre) ökat. Introduktionen av dessa har gjort det möjligt att framställa bensin med högt oktantal i enlighet med motorfabrikanternas specifikationer.

Före 1980 förekom inblandning av oxygenater i bensin sporadiskt, bland annat användes TBA (tertiär-butyl-alkohol). Användningen stimulerades av att oxygenater var befriade från energiskatt under denna period. I samband med att skattebefrielsen för TBA och MTBE togs bort i början av 1980-talet blev MTBE (metyl-tertiär-butyl-eter) den dominerande oxygenaten. Användningen av MTBE styrs numera av behovet av att producera bensin med ett korrekt oktantal och andra egenskaper.

Rutinmässiga analyser av MTBE bör utföras, främst i vattenprover, då MTBE har hög löslighet.

C.2.1.4.1 MTBE

MTBE används som tillsatsmedel i bensin för att reducera aromatinnehållet. Användningen av MTBE i bensin var sparsam fram till och med år 2004, framförallt eftersom det inte fanns några ekonomiska incitament till ökad användning. SPI genomförde 2001 en sammanställning av kvaliteten på bensin i Sverige som visar att inblandningen av MTBE i 98-oktanig bensin var i snitt 3-4 volymprocent och cirka 0,5 volymprocent i 95-oktanig bensin. När den maximala halten av aromater i bensin begränsades till max 35 volymprocent ökade användningen av MTBE och den lagliga gränsen på 15 volymprocent utnyttjades ofta. När etanol började tillsättas i 95-oktanig blyfri bensin (se även avsnitt C.2.1.4.3 nedan) minskades samtidigt MTBE-halten i denna. Idag innehåller 98-oktanig bensin cirka 13 volymprocent MTBE och 95-oktanig bensin cirka 2 volymprocent. I och med EUs nya bränslekvalitetsdirektiv (2009/30/EG), som nu är nära förestående att implementeras i svensk lag 1 maj 2011, kommer maxhalten för eterinnehållet i bensin att höjas till 22 volymprocent.

Dagens MTBE har fossilt ursprung, och bryts ned mycket långsamt. För att nedbrytning ska ske måste syre finnas tillgänglig, d v s gynnsamma förhållanden är en förutsättning för nedbrytning. MTBE har hög vattenlöslighet jämfört med övriga petroleumkolväten vilket kan leda till problem då ämnet mycket lätt sprids i grundvattnet över större områden och kan förekomma i höga halter i löst form.

MTBE är ett av de ämnen som via det finska miljöinstitutet (European Commission, 2002), har genomgått en riskbedömning inom det existerande kemikaliegranskningsprogrammet i EU. MTBE kan vara irriterande för hud, ögon och luftvägar vid höga halter i luft. Vid kronisk exponering är skador på njurarna och levern de kritiska effekterna. Dock har ämnet inte bedömts vara cancerogent. MTBE smakar och luktar mycket illa. Eftersom lukt- och smakgränsen är lägre än de halter då MTBE är hälsofarligt är risken för exponering liten. Största risken med MTBE är att det kan förstöra dricksvattentäkter. MTBE-föreningar i grundvatten kan avskiljas med kolfilter men processen kan ta mycket lång tid och vara komplicerad. Det är mycket viktigt att i riskbedömningen ta hänsyn till om MTBE påträffas i vatten.

MTBE kan även förekomma i stor omfattning i ångfas. Förekomst av adsorberat till jord är däremot mycket ovanligt. Följaktligen bör alltså markluft/inomhusluft analyseras och ingå i riskbedömningen om MTBE påträffas i markprov (Naturvårdsverket, 2009b).

MTBE kommer fortsättningsvis att användas som tillsatsmedel i bensin (se avsnitt C.2.1.4 ovan). Fördelarna med reduktion av aromatinnehållet väger i dagsläget upp nackdelarna.

C.2.1.4.2 ETBE

Från och med 2008 används även ETBE (etyl-tertiär-butyl-eter) i 98-oktanig bensin. ETBE är en motsvarighet till MTBE, och kan användas istället för MTBE. ETBE är till skillnad från MTBE till 47 % en förnybar komponent men har i övrigt samma egenskaper.

För närvarande är förbrukningsvolymerna av ETBE mycket låga¹⁴, men de kommer dock troligen att öka vartefter. Framöver är det relevant att riktvärden för ETBE i vatten och jord tas fram, och att analyslaboratorierna börjar analysera ETBE tillsammans med de övriga flyktiga föreningarna.

C.2.1.4.3 Alkoholer

En annan oxygenat som fått en allt större betydelse är etanol. Etanol som blandningskomponent i bensin användes redan på 1940-talet då bristen på drivmedel var akut. Från och med 2001 började etanol användas för så kallad låginblandning i bensin. Agroetanols anläggning för produktion av etanol i Norrköping togs i drift 2001 och den 95-oktaniga bensinen som levererades i östra Svealand innehöll från och med 2001 5 volymprocent etanol. Successivt utökades området och från och med 2003 innehåller i stort sett all 95-oktanig bensin som levereras i landet 5 volymprocent etanol. När EUs nya bränsle kvalitetsdirektiv (2009/30/EG) implementeras i svensk lag 1 maj 2011 kommer maximal tillåten halt för etanol i motorbensin att höjas till 10 volymprocent.

Då etanol är en helt vattenlöslig och lätt biologiskt nedbrytbar komponent är det inte sannolikt att etanol kan detekteras i spill av bensin. Dock finns det undersökningar i USA (National Center For Environmental Research) som indikerar att BTX-fraktionen (bensen, toluen, xylener) till viss del kan lösas i etanol. Det innebär att löst i etanol kan BTX överföras till vattenfasen.

Andra oxygenater som också tillsätts i bensin (dock ej i svensk bensin) är isobutylalkohol och metanol.

C.2.2 Dieselbränsle

Fram till 1991 var dieselbränsle och Eldningsolja 1 (Eo1) i princip samma produkt vad avser kolvätesammansättningen med kolkedjor mellan C10 och C26. Funktionellt var produkterna helt utbyt-

¹⁴ Idag levereras ETBE i 98-oktanig bensin endast på 0,5% av de stationer som tillhandahåller 98-oktanig bensin. Övriga 99,5% levererar fortfarande MTBE i den 98-oktaniga bensinen. Denna siffra kommer dock att förändras framöver.

bara med varandra. 1991 infördes ett miljöklassificeringssystem för dieseloljor genom vilket dessa fick olika beskattning beroende på miljöklass. Samtidigt introducerades det svavelfria dieselbränslet, Miljöklass 1 dieselbränsle (MK1 dieselbränsle), med en svavelhalt på max 0,001 viktprocent, kolväten i intervallet C10 till C17 och med bra koldgenskaper. Skattedifferentieringen innebär att i stort sett allt dieselbränsle som används för motorfordon från och med 2001 är MK1 dieselbränsle.

C.2.2.1 Eldningsolja 1 (Eo1)

Eo1 var tidigare vanligt förekommande på bensinstationer, men det var dock ej till försäljning utan endast till för egen uppvärmning av stationsbyggnaderna på fastigheten. Eo1 förvarades i underjordscisterner.

Fram till 1991 då miljöklassningssystemet för dieselbränsle och MK1 dieselbränsle infördes hade Eo1 och dieselbränsle likartad kolvätesammansättning. I samband med avskaffandet av kilometer-skatten för dieselfordon och ökad beskattning av dieselbränsle infördes år 1993 krav på grönfärgning av Eo1 vid leverans till kunder. Färgningen görs på oljedepåerna vid lastning av tankbilar. Den gröna färgen framställs genom att en gul kemisk substans (en EU-marker som kallas Solvent Yellow) färgas med ett blått färgämne.

I den norra delen av Sverige förekommer även rödfärgad eldningsolja som har förts in via Finland. Även vid rödfärgning används Solvent Yellow. Den rödfärgade eldningsoljan används som uppvärmningsbränsle, och får inte användas av fordon på väg.

C.2.2.2 Komponenter: FAME i dieselbränsle

Fettsyrametylestrar, FAME, är en förnybar komponent som nu tillsätts MK1 dieselbränsle. FAME baseras på olika oljeväxter och kan förestas ur cirka 200 olika råvaror så som till exempel rapsolja, palmolja, kokosfetter och sojabaserade växter. De flesta råvarorna har dock dåliga koldgenskaper vilket gör att endast rapsolja (som förestas till rapsmetylester, RME) används i Sverige.

FAME är biologiskt nedbrytbart och icke-toxiskt samt tillgängliga för vissa sorters mikroorganismer, särskilt i närvaro av vatten. Vissa vattenlevande mikroorganismer använder kolet i bränslet som näring. Sedan 1 augusti 2006 tillsätts upp till 5 volymprocent FAME i MK1 dieselbränsle. När EUs nya bränsle kvalitetsdirektiv (2009/30/EG) implementerats i svensk lag 1 maj 2011 blir det tillåtet att blanda i upp till 7 volymprocent FAME.

C.2.3 Fotogen

Fotogen används idag nästan uteslutande som flygbränsle, Jet A1 Flygfotogen. Kokpunkt och kolvätesammansättning hos fotogen¹⁵ ligger mellan den för bensin och diesel (jämför med tabell 1.2).

Fram till mitten av 1970-talet användes ovanstående typ av fotogen även som uppvärmningsbränsle. Det fanns på 1980-talet dessutom en typ av motorfotogen, så kallad specialdiesel (även kallad tunneldiesel), som i princip var en lågsavlig fotogen med tillsats av smörjande additiv. Den användes som drivmedel i vissa arbetsfordon, exempelvis traktorer, och användes särskilt då det behövdes goda koldgenskaper, till exempel när det var riktigt kallt i norra Sverige. Specialdiesel användes också om det fanns krav via arbetsmiljöskäl att erhålla bättre emissioner.

15 Fotogen har kokpunktsintervall 160-300°C, och längden på kolvätekedjan är C8-C16.

C.2.4 Etanol (E85)

Utöver petroleumprodukterna finns idag även Etanol (E85) som är ett *förnybart drivmedel* tillgängligt på bensinstationerna. E85 innehåller sommartid 85 volymprocent denaturerad etanol och 15 volymprocent bensin. Vintertid innehåller E85 mer bensin (25 volymprocent) för att förbättra kallstartsegenskaperna och emissionerna från fordonet. E85 ska endast användas i motorer som är anpassade för det.

E85 har i liten skala funnits tillgängligt på vissa bensinstationer sedan 1995. Under 2000-talets början ökade användningen av E85 markant, främst beroende på behovet att uppfylla kraven i ”pumplagen” (dvs Lag om skyldighet att tillhandahålla förnybara drivmedel, SFS 2005:1248). Då skapades även ekonomiska incitament till att köpa fordon som kan drivas på alla etanol- och bensinblandningar, så kallade FFV-fordon (Flexi Fuel Vehicles). En annan grund för ökningen är Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/30/EG från den 8 maj 2003 om främjandet av användningen av biodrivmedel eller andra förnybara drivmedel, det så kallade biodrivmedelsdirektivet.

C.2.4.1 Denaturerande komponenter i E85: MTBE, isobutanol och röd färg

Läkemedelsverket¹⁶ kräver att tre denaturerande komponenter ska tillsättas till E85 för att det ska betraktas som fullständigt denaturerat: MTBE (2,1 volymprocent), isobutanol (0,4 volymprocent) och röd färg. MTBE tillsätts eftersom det smakar mycket illa (se även avsnitt C.2.1.4 ovan).

C.2.5 Svavelhalt i olika produkter

Råolja och raffinerade oljeprodukter innehåller svavel i varierande grad. Ju tyngre produkter, desto högre är svavelhalten. Svavelhalten i olika produkter har reglerats av miljöskäl sedan 1968.

Innan miljöklassning av bensin infördes var svavelhalten oreglerad och kunde vara <0,03-0,04 viktprocent, beroende på vilken råolja eller vilket raffinaderi som användes. Miljöklassad bensin av miljöklass 1 infördes sedan i två steg under åren 1998 till 2000. Steg 1 (1998-2000) hade krav på max 0,01 viktprocent svavel. Från år 2000 infördes nya krav på bensin i hela EU och samtidigt infördes Steg 2 för miljöklass 1 bensin i Sverige. Från 1 januari 2005 är all bensin i Sverige svavelfri (<0,001 viktprocent).

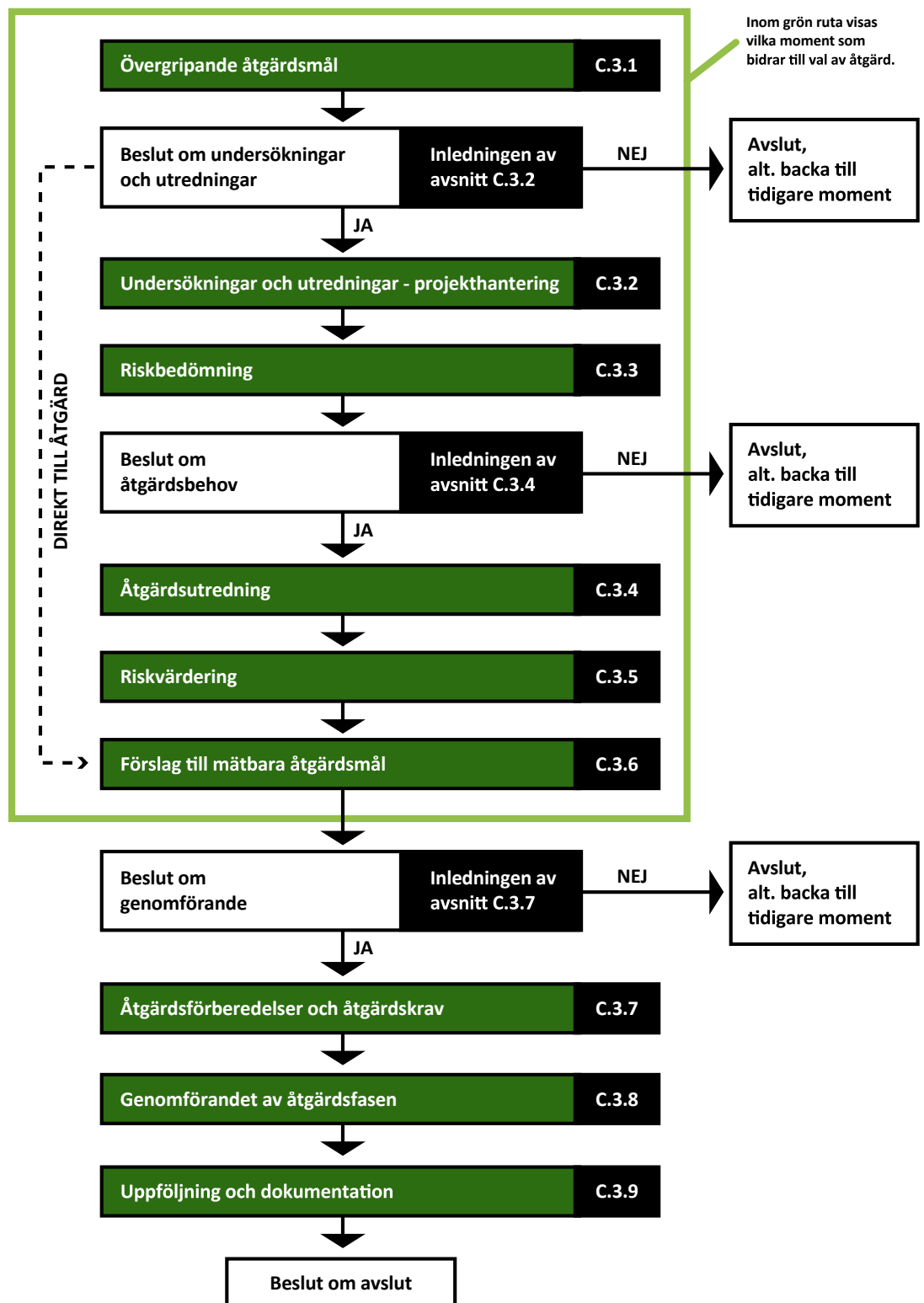
MK1 dieselbränsle är svavelfri (<0,001 viktprocent) sedan 1996. Svavelhalterna i uppvärmningsbränslen begränsades genom införandet av en progressiv svavelskatt 1 januari 1990.

C.3 Allmän arbetsprocess vid efterbehandling av förorenade områden enligt Naturvårdsverkets vägledning

I detta avsnitt beskrivs kortfattat den allmänna arbetsprocessen enligt Naturvårdsverkets vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden, se figur 3.1. Arbetsprocessen, som börjar med att övergripande åtgärds mål definieras inför kommande utredningar och riskbedömning innehåller parallella moment och återkopplingar. Åtgärdsutredning, riskvärdering och formulering av mätbara åtgärds mål ingår också. Ambitionsnivå och omfattning av arbetet anpassas till objektets storlek och komplexitet samt till risknivån.

I avsnitt C.4 redovisas den branschspecifika arbetsprocessen för bensinstationer och dieselanläggningar.

16 Under 2011 (datum är osäkert) går tillsynen över till Folkhälsainstitutet, och det kan innebära nya denatureringsregler framöver.



Figur 3.1. Den allmänna arbetsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden, bilden är modifierad efter figur 1.1 i Naturvårdsverkets rapport nr 5978 (2009a).

C.3.1 Övergripande åtgärds mål

Åtgärds mål kan delas upp i *övergripande åtgärds mål* och *mätbara åtgärds mål* (se avsnitt C.3.6).

Övergripande åtgärds mål formuleras tidigt i processen och anger i första hand vad ett område ska användas till efter genomförd efterbehandling och i andra hand vilken påverkan/störning som kan accepteras i omgivningen. Övergripande *åtgärds mål* utgår från olika typer av övergripande *målsättningar* (exempelvis miljömål, platsspecifika förutsättningar, projektets ekonomiska förutsättningar) och gränsdragningen mellan *målsättningar* och *mål* kan därför vara något diffus. Grundläggande krav på övergripande åtgärds mål är ett långsiktigt tänkande vid val av åtgärd.

C.3.2 Undersökningar och utredningar - projekthantering

Efter att de övergripande åtgärds målen har formulerats tas beslut om undersökningar och utredningar ska genomföras eller ej. Om projektet inte ska drivas vidare avslutas arbetet i och med detta steg. Om projektet ska drivas vidare fortsätter arbetet med att undersökningar och utredningar genomförs.

Utredningar och markundersökningar ger ett faktaunderlag som sedan bearbetas och utvärderas i riskbedömningen, i åtgärdsutredningen och i riskvärderingen samt vid formuleringen av de mätbara åtgärds målen. Utredningarna och markundersökningarna omfattar främst insamling av uppgifter om platsen, dess omgivning och föroreningsituation, samt parametrar som är specifika för olika åtgärds metoder.

C.3.3 Riskbedömning

Förorenade områden kan innebära risker för människors hälsa och för miljön. En riskbedömning görs för att ta reda på hur stora dessa risker är och om det finns ett behov av att åtgärda dem. Därremot ger en riskbedömningen inte hela svaret på frågan om huruvida åtgärder ska vidtas och i så fall vilka åtgärder som är lämpliga. Riskbedömningen utgör en del av underlaget. Beslut om eventuella åtgärder och deras omfattning görs efter en *riskvärdering*. I riskvärderingen vägs resultat av riskbedömningen och åtgärdsutredningen samman med en utvärdering av ekonomiska förutsättningar, åtgärdens inverkan på andra intressen och övriga krav.

Riskbedömningar kan göras på flera olika sätt och den metodik som väljs bör anpassas till föroreningsituationen och till rådande förutsättningar. Den allmänna metodiken för riskbedömningen och vad den innehåller finns beskriven i sin helhet i Naturvårdsverkets rapport *Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning* (Naturvårdsverket, 2009c). I avsnitten C.3.3.1–C.3.3.3 nedan redovisas en kort sammanfattning av detta.

C.3.3.1 Innehållet i en riskbedömning

Riskbedömningen beskriver vilka risker en föroreningsituation innebär idag och i framtiden, samt hur mycket riskerna behöver reduceras på kort och lång sikt för att det inte ska uppstå oacceptabla effekter på miljö, hälsa och naturresurser. Den beskriver även om åtgärds valet bör inriktas på föroreningskällor, transport- och exponeringsvägar eller skyddsobjekt samt vilken riskminskning som de olika åtgärds alternativen kan åstadkomma.

C.3.3.2 Hur en riskbedömning tas fram

Riskbedömningen tas fram genom en särskild metodik, den så kallade *riskbedömningsprocessen*, som omfattar problembeskrivning, exponeringsanalys, effektanalys och riskkaraktärisering. I metodiken ingår flera utredningssteg med frågor och svar om föroreningskälla, spridning, skyddsobjekt, föroreningsmängd och belastning, förändring över tid samt behov av riskreduktion.

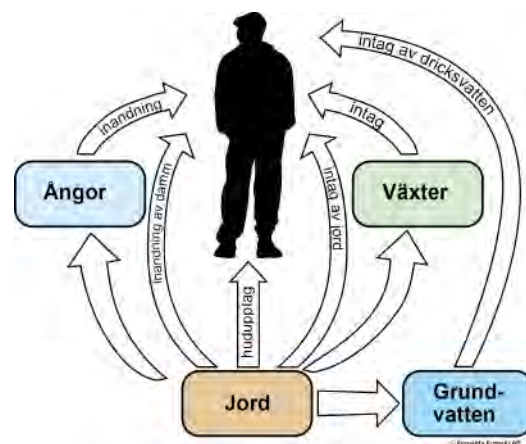
Metodvalet baseras på rådande förutsättningar och förekommande skyddsvärden så som naturliga jordlager, eventuella utfyllnader och möjlighet till uttag av grundvatten. Valet beror även på hur allvarlig föroreningsituationen är och med vilken noggrannhet som risken måste bestämmas. Fokus ligger på bedömning av miljö- och hälsorisker kopplade till förorenad mark, yt- och grundvatten samt sediment.

I större projekt kan de olika stegen innebära ett omfattande arbete. I mindre projekt kan ofta arbetet förenklas, dock innehåller processen i princip samma steg. Den stegvisa metodiken ger ett underlag för bedömning av om riskbedömningsprocessen ska fortsätta, avslutas med anledning av låg risk eller om kompletterande undersökningar och fördjupad riskbedömning behövs för att bedöma riskerna med rimlig säkerhet.

Problembeskrivningen är en viktig grund för en ändamålsenlig riskbedömning och ger förståelse för förhållandena på platsen och de risker som föroreningen kan orsaka. Detta innebär att en uppfattning skaffas om:

- » föroreningsituationen (föroreningskällor, typ av förorening, ungefärliga halter och föroreningsmängder i olika media).
- » markanvändning (nuvarande och framtida).
- » exponeringsvägar (olika sätt på vilket människor kan exponeras), se figur 3.2.
- » spridningsvägar (hur föroreningar spridas till omgivningen).
- » skyddsobjekt (vilka eller vad är det som påverkas och vad är det som ska skyddas).

En beskrivning av dessa punkter, oftast i kvalitativa termer, brukar kallas för en *konceptuell modell*¹⁷, se figur 3.2. De olika undersökningar och utredningar som görs vid ett förorenat område innebär att kunskapen om platsen ökar. Detta kan i vissa fall leda till att den konceptuella modellen behöver revideras, exempelvis om nya föroreningskällor upptäcks.



Figur 3.2. Konceptuell modell av de exponeringsvägar som beaktas i Naturvårdsverkets modell för riktvärden i mark.

C.3.3.3 Olika nivåer på riskbedömningen

Förenklad riskbedömning innebär i korthet vanligen en avstämning av föroreningshalter i kontaktmedier (främst jord och grundvatten men ibland även luft, ytvatten och sediment) mot riskbaserade haltkriterier som exempelvis riktvärden, gränsvärden eller miljö kvalitetsnormer. Rikt- eller gränsvärdena kan vara generella eller platsspecifika.

Fördjupad riskbedömning kan omfatta en direkt skattning av hälsorisker, spridningsrisker eller risker för miljön och används ofta för fall med komplicerade spridningsförhållanden, då det råder stora osäkerheter avseende miljörisker eller om det finns ett stort behov av att bedöma hälsoriskerna.

¹⁷ En **konceptuell modell** visar en förenklad bild av hur man tror att ett verkligt system beter sig, baserat på kvalitativa bedömningar av information om ett område, eller en spridnings- eller exponeringssituation (Definition enligt Naturvårdsverket).

Omfattning och ambitionsnivå kan skilja sig mellan en *förenklad* och en *fördjupad riskbedömning*, dock ligger samma generella riskbedömningsprocess till grund för dem båda.

C.3.4 Åtgärdsutredning

Om ett åtgärdsbehov identifieras är nästa steg en åtgärdsutredning. I en åtgärdsutredning identifieras möjliga åtgärdsmetoder och dessa vägs mot varandra. De olika metoderna kan avse minskning av föroreningskällan, begränsning av spridning och exponering eller administrativa åtgärder. Alternativ som inte uppfyller de övergripande åtgärdsmålen, huvudmannens och andra intressenters grundförutsättningar, inte är tekniskt genomförbara eller ger acceptabla resultat sällas efter hand bort. I slutet av åtgärdsutredningen görs även kostnadsuppskattningar för de åtgärdsalternativ som inte har sällats bort.

C.3.5 Riskvärdering

En riskvärdering som ligger till grund för beslut om åtgärdernas inriktning och omfattning utförs alltid för alla efterbehandlingsprojekt. Riskvärderingen utgör även grunden för formulering av mätbara åtgärds mål. Riskvärderingen görs dels genom en avvägning mellan de ekonomiska kostnaderna för de olika åtgärdsalternativen och deras miljömässiga konsekvenser och tekniska risker, dels genom en avvägning av alternativens för- och nackdelar.

Beroende på projektets storlek, komplexitet och antalet möjliga åtgärdsalternativ kan olika verktyg användas för riskvärdering. I samtliga fall görs någon form av gradering eller värdering mot en uppsättning kriterier som speglar måluppfyllelse, tekniska och ekonomiska aspekter samt allmänna och enskilda intressen. Hänsyn tas även till eventuella osäkerheter och tidsaspekter samt till mjuka parametrar såsom oro, rekreativvärde och skönhet. Oftast finns behov av att väga kriterierna mot varandra. I slutet av riskvärderingen bör ett ”bästa” åtgärdsalternativ ha framkommit.

C.3.6 Förslag till mätbara åtgärds mål

Mätbara åtgärds mål är till för att vägleda genomförandet av efterbehandlingsåtgärder och används för att verifiera att de övergripande åtgärds målen uppfylls. För varje projekt som åtgärdas bör minst ett, men helst flera, mätbara åtgärds mål formuleras. Målen formuleras utifrån vad som framkommit av riskvärderingsprocessen och kan delas in i flera delmål som beskriver vad som ska uppnås på kort, medellång och lång sikt.

Åtgärds målen ska alltid utgå ifrån huruvida det föreligger miljö- och hälsorisk eller ej samt om det finns behov av att reducera föroreningsnivån i området utifrån pågående eller planerad markanvändning. Ett kortsiktigt åtgärds mål kan vara att eliminera omedelbara risker för exponering och spridning från ett källområde. Ett långsiktigt mål kan vara att en viss haltreduktion i en punkt nedströms i efterbehandlingsområdet ska uppnås efter en bestämd tid.

De mätbara åtgärds målen kan avse riskreduktion (minskning av föroreningskällan, spridningen eller exponeringen) eller andra intressen (exempelvis politiska eller ekonomiska aspekter, effekter på kulturmiljö). Efter genomförd åtgärd ska de mätbara åtgärds målen mätas/kontrolleras för att möjliggöra utvärdering av resultatet av åtgärden. Detta görs med hjälp av kontrollprogram för funktionskontroll och omgivningskontroll. Det är viktigt att kontrollprogrammet är kopplat till åtgärdena.

Åtgärds mål är ej desamma som riktvärden, som utgör ett av flera verktyg i riskbedömningen.

Mer om mätbara åtgärds mål finns beskrivet i Naturvårdsverket vägledning om övergripande till mätbara åtgärds mål (2009a), och även i Svenska Geotekniska Föreningens nya rapport om Åtgärds mål vid in situ-sanering (2009).

C.3.7 Åtgärdsförberedelser och åtgärdskrav

Då beslut om efterbehandlingsåtgärd har tagits görs åtgärdsförberedelser och åtgärdskraven preciserar. Syftet med dessa är att vägleda entreprenörens utförande av efterbehandlingsåtgärder och därmed säkerställa att de övergripande och mätbara åtgärdsmålen uppfylls.

Åtgärdskraven formuleras av projektets huvudman i form av funktionskrav eller egenskapskrav. De är åtgärdssteknikspecifika och preciserar i detalj vad som krävs för att uppnå de mätbara åtgärdsmålen. De bör omfatta alla medier eller typer av massor som ska åtgärdas eller hanteras. Dessutom måste kraven vara kalkylerbara, vilket innebär att åtgärdskravens engångs- och driftskostnader måste kunna beräknas.

Naturvårdsverkets vägledning om Åtgärdskrav vid efterbehandling (1997b) har fokus på schaktsanering och kan också vara ett hjälpmedel vid formulering av åtgärdskrav. Se även Naturvårdsverkets vägledning om övergripande till mätbara åtgärds mål (2009a).

C.3.8 Genomförandet av åtgärdsfasen

Då ovanstående åtgärdsförberedelser och upprättande av åtgärdskrav är utförda genomförs själva åtgärdsfasen. Momenten inom genomförandet av åtgärdsfasen innefattar, förutom själva efterbehandlingen, även upphandling av entreprenad.

C.3.9 Uppföljning och dokumentation

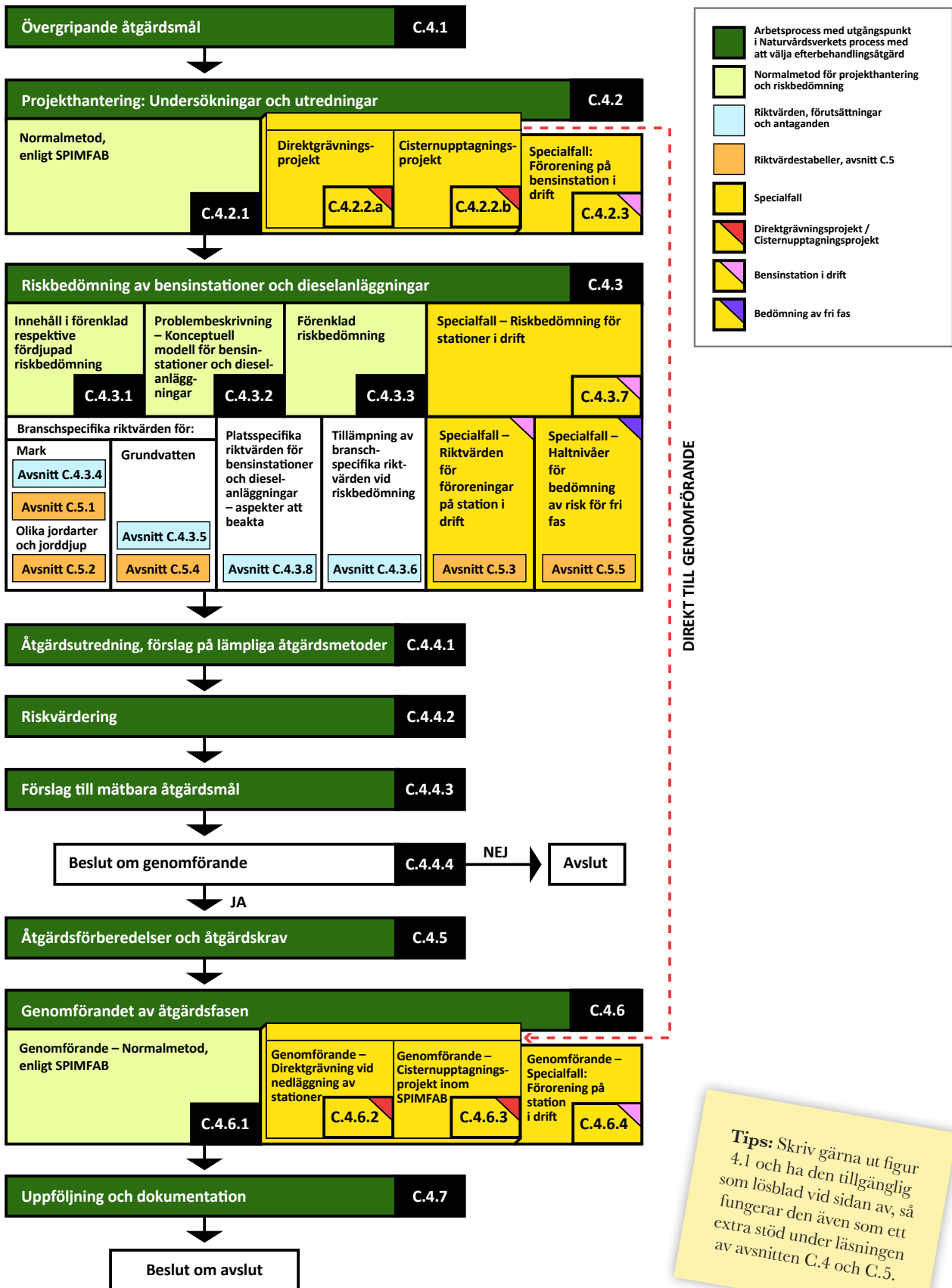
För att underlätta för framtiden bör uppföljning och utvärdering utföras avseende såväl tekniska och naturvetenskapliga aspekter som ekonomiska aspekter av projektet. Den tekniska och naturvetenskapliga uppföljningen omfattar bland annat:

- » hur väl föroreningsituationen och områdets övriga förutsättningar motsvarade det som framgick av de föregående utredningarna.
- » hur väl entreprenören har uppfyllt uppställda åtgärdskrav.
- » resultatet av slutbesiktningen respektive garantibesiktningen samt åtgärdande och godkännande av eventuella besiktningssanmärkningar.
- » hur väl de utförda åtgärderna har uppfyllt angivna mätbara åtgärds mål.

Det är viktigt att hela åtgärdsvals- och åtgärdsprocessen dokumenteras. Allt från upprättande av åtgärds mål, riskbedömning, åtgärdsutredning, riskvärdering och val av åtgärd till genomförande och uppföljning. Dokumentationen omfattar tekniska och naturvetenskapliga aspekter såväl som ekonomi.

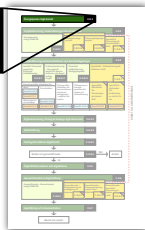
C.4 Branschspecifik arbetsprocess för bensinstationer och dieselanläggningar

I detta avsnitt beskrivs den branschspecifika arbetsprocessen med åtgärds mål, undersökning och riskbedömning för bensinstationer och dieselanläggningar inför framtagande av lämplig efterbehandlingsåtgärd, se figur 4.1. Genomförande av åtgärder redovisas också. Arbetsprocessen tar hänsyn till de specifika förutsättningar som råder vid bensinstationer och dieselanläggningar, exempelvis att det förorenade området ofta är litet och väl avgränsat samt att föroreningstyperna och föroreningskällorna oftast är kända. Inom ramen för bland annat SPIMFABs åtgärdsprogram finns stor kunskap, bland annat om vilka åtgärds metoder som är lämpligast. Detta innebär att de olika stegen i processen som helhet oftast inte blir alltför komplicerade. Hela processen har sin utgångspunkt i Naturvårdsverkets vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden.



Figur 4.1. Branschspecifik arbetsprocess för bensinstationer och dieselanläggningar, som har sin utgångspunkt i Naturvårdsverkets process för att välja efterbehandlingsåtgärd, se avsnitt C.3.

C.4.1

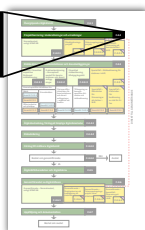


C.4.1 Övergripande åtgärds mål

Innan undersökningar och utredningar påbörjas tas de övergripande åtgärds målen fram. Detta görs med ett långsiktigt tänkande genom att följande frågor besvaras:

- » *vilken användning* fastigheten ska ha efter att den sanerats från bensinstationsverksamheten?
 - Exempelvis: ska det byggas bostäder eller en förskola på fastigheten, eller ska fastigheten vara klassad som industriområde fortsättningsvis?
- » *vilken påverkan accepteras i omgivningen* kring den tidigare bensinstationen?
 - Exempelvis: ligger fastigheten invid ett skyddsobjekt, som exempelvis vattendrag eller grundvattenskyddsområde?

C.4.2

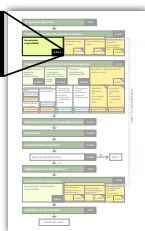


C.4.2 Projekthantering: Undersökningar och utredningar

Projekthanteringen för utförandet av utredning, undersökning och vid behov sanering av bensinstationer följer i huvudsak tre olika sätt:

- » Normalmetod enligt SPIMFAB (se avsnitt C.4.2.1 nedan).
- » Direktgrävning/Cisternupptagningsprojekt (se avsnitt C.4.2.2 nedan).
- » Specialfall – förorening på bensinstation i drift (se avsnitt C.4.2.3 nedan).

C.4.2.1



C.4.2.1 Projekthantering – Normalmetod, enligt SPIMFAB

Normalmetoden utförs vanligen på nedlagda bensinstationer men även av oljebolag/bensinstationsägare när de idag lägger ned en station där placeringen av installationer på fastigheten inte är känd.

SPIMFABs åtgärdsprogram¹⁸ omfattar utredning, undersökning och vid behov sanering av cirka 5000 nedlagda bensinstationer. Det har varit tvunget att följa särskilda rutiner¹⁹ för att detta skulle bli hanterbart. SPIMFABs arbetsgång följer årscykliska rutiner för utredning och undersökning av projekten, enligt:

1. Prioritering av projekt - Projekt i kategorin med högst risk prioriteras för utredning, undersökning och vid behov åtgärder. Projekt med lägre risk utförs senare. Dessa kan då genomföras kommunvis vilket innebär ett mer miljö- och kostnadseffektivt arbetssätt.
2. Omgång/projektlista - Projekten utförs omgångsvis med cirka 300 projekt i varje omgång. En ny omgång med fastigheter väljs ut, fastställs och sätts upp på en ny projektlista varje höst.
3. Fastighetsavtal - I samband med varje ny omgång underrättas fastighetsägarna till de valda projekten om att SPIMFAB har för avsikt att undersöka deras mark och ett fastighetsavtal överlämnas för undertecknande. Avtalet är nödvändigt för att SPIMFAB ska få tillträde till fastigheten och kunna utföra sitt arbete.

¹⁸ Mellan åren 1997 och 2015.

¹⁹ Under SPIMFABs verksamhets tre första år utfördes nedanstående moment: Anmälning – Projekten anmäldes till SPIMFAB på särskilda anmälningsformulär under åren 1997-1999. Anmälningar inkom från oljebolag, miljömyndigheter och fastighetsägare. Registrering – Projekten registrerades löpande i en fastighetsdatabas. Riskkategorisering – Varje projekt riskkategoriserades i samband med registreringen enligt ett särskilt system. Kategoriseringen, som godkännts av Naturvårdsverket, gjordes enligt en femgradig skala avseende anläggningstyp, möjliga föroreningar, markanvändning, eventuella skyddsobjekt och hydrogeologi.

4. Platsbesök – SPIMFABs projektledare besöker varje fastighet efter att avtalet har sänts ut för underskrift till fastighetsägarna. Projektledaren fotograferar och skapar sig en uppfattning om var installationer har funnits. I detta skede beslutas även ifall något projekt istället fortsättningsvis ska hanteras som ett ”Cisternupptagningsprojekt”(se vidare i avsnitt C.4.2.2.b nedan).
5. Tilldelning av projekt till konsulter - När undertecknade fastighetsavtal har inkommit, ett knappt år efter fastställandet, delas projekten ut till olika konsulter för genomförande av markundersökningar. Projekten samlas ihop geografiskt för att genomförandet ska bli så effektivt som möjligt.

Ovanstående punkter (1-5) utförs bara av SPIMFAB. Punkt 6-10 nedan utförs normalt för SPIMFABs räkning av upphandlad konsult. Även vissa oljebolag utför punkt 6-10 när de lägger ned sina stationer. Punkterna nedan kommuniceras även med tillsynsmyndigheten i kommunen:

6. Historisk utredning - Konsulten börjar sitt arbete med att sätta sig in i stationens bakgrund och historia. Tillgängligt material från anmälan kompletteras med ytterligare information om så behövs. Informationskällor kan vara gamla tillståndshandlingar i kommunens arkiv, nuvarande eller tidigare fastighetsägare, ritningar, gamla flygbilder, fotografier, kartor och intervjuer med före detta anställda vid stationen eller personer i grannskapet.
7. Provtagningsplan - Baserat på de fakta som framkommit kring stationen upprättas en provtagningsplan som visar var på fastigheten markprovtagning ska utföras (se figur 4.2). Bensinstationsfastigheter vanligen är små och väl avgränsade. Eventuella föroreningar uppkommer så gott som alltid uppkommer kring cisterner, pumpöar, påfyllningsplats och eventuell smörgrop, och markprovtagningarna utförs vanligen endast på dessa platser. Grundvattenprovtagning görs nedströms i grundvattnets strömningsriktning.
8. Under rättelse - Innan fältarbetet påbörjas underrättas fastighetsägaren och kommunen om tiden för arbetet.

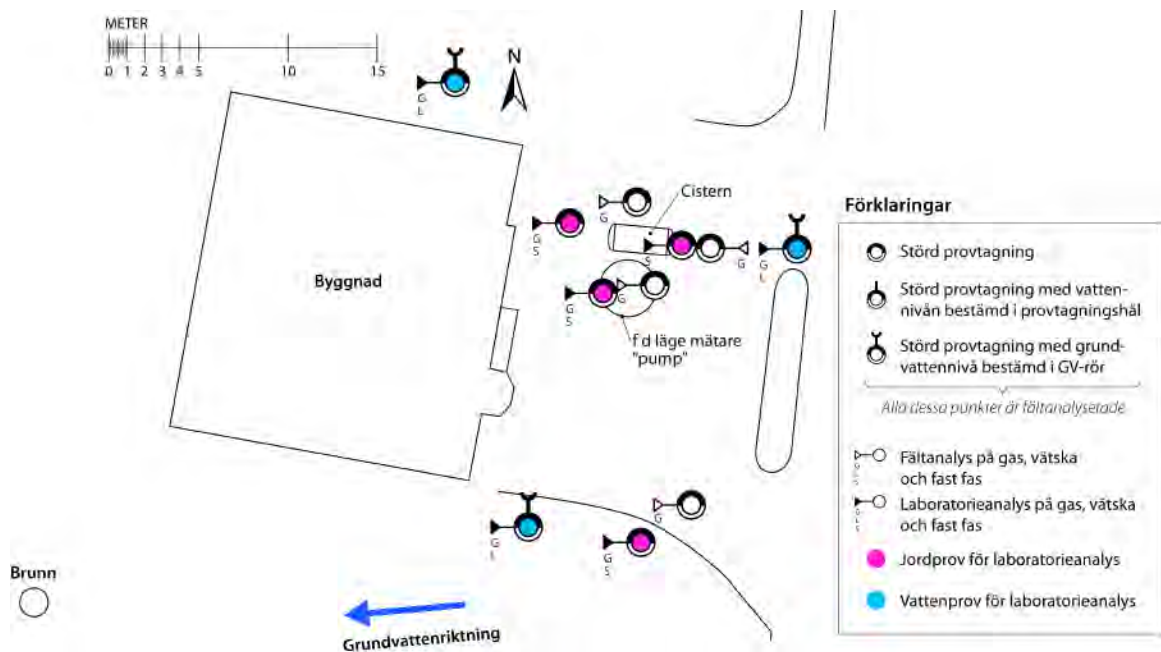
9. Undersökning i fält - Konsulten utför därefter sin markundersökning för att ta reda på om det finns föroreningar i marken. Jord- och grundvattenprover tas enligt provtagningsplanen och mätningar med fältinstrument utförs.

Hur den praktiska provtagningstekniken på bensinstationer bör gå till redovisas i Bilaga 5 - Provhantering och Analys.

I de fall tillgång till bakgrundsmaterial saknas kan geofysikaliska metoder som exempelvis metalldetektor, georadar eller sondering användas för att undersöka var eventuella kvarvarande installationer är belägna.

Information ges även i Svenska Geotekniska Föreningens (SGF) Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar som finns tillgänglig för nedladdning på SGFs hemsida <http://www.sgf.net/>

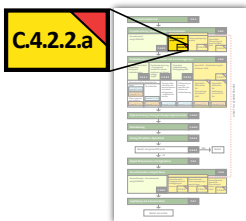
10. Laboratorianalys - Efter utfört fältarbete görs ett urval av jord- och grundvattenprover baserat på syn-/luktintryck och fältanalysresultat. Proverna skickas till ackrediterat laboratorium för kemisk analys.



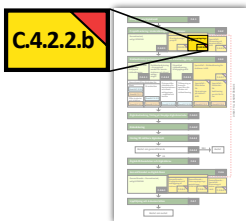
Figur 4.2. Principskiss över en typisk provtagningsplan inom SPIMFAB-projektet.

C.4.2.2 Projekthantering – Direktgrävningsprojekt / Cisternupptagningsprojekt

Denna typ av projekthantering utövas vanligen på projekt där placeringen av installationer är känd redan innan arbetet påbörjas och avser bensinstationer som:

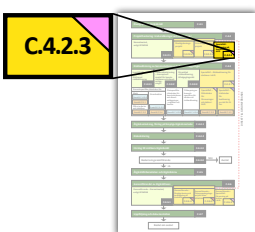


- a. Läggs ned idag, d v s så kallade *Direktgrävningsprojekt*. Detta utförs av oljebolag när de stänger ned sina egna bensinstationer. När stationen har stängts påbörjas omgående avlägsnande av hela distributionsanläggningen inklusive cisterner, pumpöar, drivmedelsanläggningar och centralpåfyllningar samt åtgärd av marken som innebär att identifierade föroreningar grävs bort. Då kunskapen på stationer i drift om placering av befintliga cisterner, och i de flesta fall även äldre, är god behövs inte alltid en historisk utredning och/eller undersökning (se utförligare beskrivning om direktgrävning i avsnitt C.4.6.2 nedan).



- b. Redan lagts ned och vanligen haft bensinförsäljning kopplad till lanthandelsverksamhet med en eller två cisterner. Dessa projekt kallas inom SPIMFABs åtgärdsprogram för *Cisternupptagningsprojekt*. De följer SPIMFABs ordinarie rutiner enligt avsnitt C.4.2.1 ovan t o m punkten 8. I punkten 4 bestäms det att aktuellt projekt framöver ska hanteras som cisternupptagningsprojekt. Därefter går projektet direkt vidare till själva genomförandefasen enligt avsnitt C.4.6.3 nedan.

Anledningen till att denna typ av projekthantering emellanåt utförs på bensinstationer (istället för projekthantering enligt den så kallade "normalmetoden") beror på dess många fördelar. Kostnadsbesparing i initieringsskedet då installationerna ändå ska tas bort, en bra överblick av föroreningens omfattning samt minskade kostnader för provtagning är exempel på sådana fördelar.



C.4.2.3 Projekthantering - Specialfall – förorening på station i drift

I samband med den regelbundna cisternbesiktningen på stationer i drift händer det ibland att föroreningar påträffas. Föroreningen anmäls då till kommunens tillsynsmyndighet, enligt Upplys-

ningsskyldigheten i Miljöbalkens 10 kap 11 § (se kapitel B om Lagenliga krav). I samråd med tillsynsmyndigheten avgörs sedan omfattning och utförande av eventuell åtgärd.

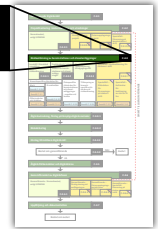
C.4.3 Riskbedömning av bensinstationer och dieselanläggningar

Riskbedömningen av bensinstationer utförs efter att de föregående undersökningsmomenten (enligt avsnitten C.4.2.1–C.4.2.3 ovan) är avslutade.

Detta avsnitt (C.4.3 inklusive underavsnitten C.4.3.1–C.4.3.8) innehåller alla de branschspecifika aspekter som är nödvändiga för att platsspecifika riskbedömningar på bensinstationer ska kunna göras, se även i figur 4.1.

Riktvärdestabeller återfinns i avsnitt C.5.

C.4.3



För förståelsens skull definieras här de olika typerna av riktvärden som återfinns i dessa SPI-Branschrekommendationer. För att ytterligare förtydliga, har de olika typerna även getts unika förkortningar.

- » **G-RV:** Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark
- » **SPI-RV:** Branschspecifika riktvärden för förorenade bensinstationer och dieselanläggningar
- » **Jordart-djup-SPI-RV:** Branschspecifika riktvärden för olika jordarter och olika jorddjup
- » **Drift-SPI-RV:** Specialfall - Branschspecifika riktvärden för förorenad mark vid bensinstationer i drift
- » **Frifas-SPI-HN:** Specialfall - Haltnivåer för att bedöma om det finns risk för fri fas vid bensinstationer
- » **Plats-G-RV:** Platsspecifika riktvärden för förorenad mark beräknade med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsprogram
- » **Plats-SPI-RV:** Platsspecifika riktvärden för förorenade bensinstationer och dieselanläggningar beräknade med hjälp av Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar

Plats-G-RV: Platsspecifika riktvärden för förorenad mark beräknade med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsprogram (nedladdas från <http://www.naturvardsverket.se/>, sök på "Beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark", se även Naturvårdsverkets rapport 5976).

Plats-SPI-RV: Platsspecifika riktvärden för förorenade bensinstationer och dieselanläggningar beräknade med hjälp av Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar (nedladdas från <http://www.spimfab.se/> undersida Miljö/Regelverk, Riktvärden, se även avsnitt C.4.3.8 och Bilaga 6).

C.4.3.1



C.4.3.1 Innehåll i förenklad respektive fördjupad riskbedömning

Riskbedömningen av bensinstationen utförs efter markundersökningen. Syftet med riskbedömningen är att avgöra om ett område är förorenat och om riskreducerande åtgärder behövs. Riskbedömningen är ett viktigt underlag i kommunikationen med myndigheterna. I SPIMFABs projekt redovisas riskbedömningen i undersökningsrapporten.

En utgångspunkt för riskbedömningen är de övergripande åtgärds mål som tagits fram. Dessa bestämmer viktiga förutsättningar för riskbedömningen såsom framtida markanvändning, krav på skydd av omgivningen och andra aspekter som bör tas i beaktande. Riskbedömningen påverkas också av om det rör sig om en bensinstation som är i drift, ska läggas ned eller om det gäller en redan nedlagd station.

Riktvärden är ett av flera verktyg i riskbedömningen.

För de flesta bensinstationer är en avstämning av uppmätta föroreningshalter, i jord och/eller i grundvatten, mot gällande riktvärden en tillräcklig grund för riskbedömningen. Detta brukar betecknas *förenklad riskbedömning* och beskrivs närmare i avsnitt C.4.3.3. Den förenklade riskbedömningen kan antingen utgå från generella riktvärden (SPI-RV) eller platsspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV). I vissa fall kan riskbedömningen behöva kompletteras med mätning av föroreningshalter i andra medier såsom porluft, inomhusluft, ytvatten eller sediment.

I de fall där föroreningar har spridits i stor omfattning, exempelvis till grundvatten, eller riskerar att spridas, kan en *fördjupad riskbedömning* vara motiverad. En fördjupad riskbedömning kan omfatta en direkt skattning av hälsorisker, spridningsrisker och/eller risker för miljön och används ofta för fall med mycket komplicerade spridningsförhållanden, stora osäkerheter avseende miljörisker eller om det finns ett stort behov av att bedöma hälsoriskerna. För bensinstationer är en fördjupad riskbedömning mycket sällsynt.

Vägledning av hur en fördjupad riskbedömning utförs finns i Naturvårdsverkets rapport nr 5977 Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning.

Den information som finns om platsen och dess föroreningar sammanfattas i en *konceptuell modell*²⁰, som är en förenklad bild av hur man tror att ett verkligt system beter sig, baserat på kvalitativa bedömningar av information om ett område, en spridnings- eller exponeringssituation. Den konceptuella modellen kan användas som grund för att bedöma om generella eller branschspecifika riktvärden kan användas eller om platsspecifika riktvärden måste tas fram. Om platsspecifika riktvärden ska tas fram är den konceptuella modellen också ett underlag för att identifiera de platsspecifika förutsättningarna och bestämma lämpliga indata²¹ för beräkningen.

Eftersom det finns många gemensamma faktorer för bensinstationer (typ av förorening, föroreningskällor, exponeringsvägar och spridningsvägar med mera) har en generell konceptuell modell tagits fram för bensinstationer. Det kan dock finnas stora skillnader mellan olika platser vad gäller föroreningens omfattning, markanvändning, hydrogeologiska förhållanden, vilket gör att detaljerna i den konceptuella modellen kan skilja sig åt mellan olika områden.

C.4.3.2

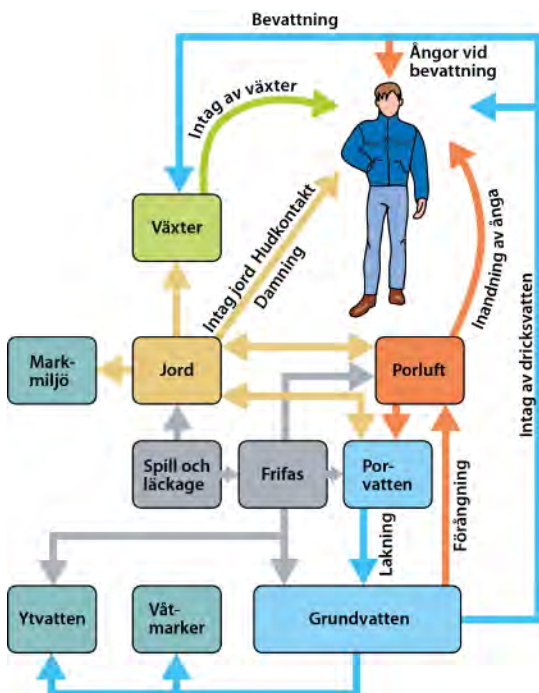


C.4.3.2 Problembeskrivning - Konceptuell modell för bensinstationer och dieselanläggningar

I avsnitt C.4.3.2 beskrivs, som ett specialfall av Naturvårdsverkets modell, en generell konceptuell modell för bensinstationer, se figur 4.3. Denna kan helt eller delvis användas för att beskriva förhållandena vid en bensinstation eller dieselanläggning. Det kan i vissa fall förekomma speciella

²⁰ Se fotnot nr 17.

²¹ Indata är värdet som matas in i modellen.



Figur 4.3. Generell konceptuell modell för bensinstationer av de exponeringsvägar som beaktas.

C.4.3.2.2 Föroreningar

De föroreningar som vanligtvis påträffas vid bensinstationer beskrivs närmare i avsnitt C.1.2 ovan och utgörs av petroleumkolväten så som:

- » alifatiska kolväten i intervallet >C5 – C35
- » bensen, toluen, etylbensen och xylen
- » andra aromatiska kolväten i intervallet >C8 – C16
- » polycykliska aromatiska kolväten (PAH)²²
- » oxygenater som MTBE (metyltertiärbutyleter)

C.4.3.2.3 Spridningsförutsättningar

Hur petroleumkolvätena sprids beror till stor del på deras kemiska och fysikaliska egenskaper. Initialt har ofta produkten spridits i marken som en vätska, så kallad spridning i fri fas. Eftersom bensin och dieselbränsle är lättare än vatten påträffas vanligen spill i anslutning till grundvattenytan men kan även ansamlas där det finns tätare jordarter som hindrar spridningen i djupled. En del av produkten bindes i jordens finare porer och därmed avtar den fria fasens rörlighet när den spridits en viss sträcka. Kvar blir ett område med en resthalt av produkt i marken. I grövre jordarter eller om spillet har varit stort kan mobil fri fas finnas kvar i marken och fortsatta att sprida sig. Om föroreningen är bunden i marken sker den fortsatta spridningen huvudsakligen av ämnen som löses i förbiströmande vatten. Många petroleumkolväten är flyktiga och kan även spridas som ångor i marken och läcka ut i omgivningsluften.

omständigheter som gör att den generella konceptuella modellen kan behöva kompletteras.

C.4.3.2.1 Avgränsningar

Den generella konceptuella modellen utgår från de förutsättningar som tagits fram i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial för riskbedömningar men har anpassats till förutsättningarna som råder vid bensinstationer och dieselanläggningar beträffande områdets storlek och föroreningsituation. Utgångspunkten är de risker som kan uppkomma från ämnen som normalt hanteras, d v s drivmedel (bensin och dieselbränsle) samt ämnen som hanterats i verkstäder såsom motorolja, smörjmedel, avfettningsmedel mm, se Bilaga 2. Föroreningar som uppkommit i andra verksamheter i anslutning till bensinstationen ingår inte i modellen men kan behöva inkluderas i specifika fall.

22 För polycykliska aromatiska kolväten, PAH, indelas de 16 enskilda föreningarna efter molekylvikt i grupperna: PAH med låg molekylvikt, PAH-L (Nafalen, Acenafeten, Acenaftalen); PAH med medelhög molekylvikt, PAH-M (Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren); och PAH med hög molekylvikt, PAH-H (Benso(a)antracen, Chrysen, Benso(b)fluoranten, Benso(k)fluoranten, Benso(a)pyren, Dibenso(a,h)antracen, Benso(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3,c,d)pyren) enligt Naturvårdsverket 2009b.

De lättare fraktionerna av petroleumkolväten är mycket flyktiga och även relativt vattenlösliga. Flyktighet och vattenlöslighet avtar med ökande antal kolatomer, där de tyngsta fraktionerna av alifater, aromater och PAH har mycket låg flyktighet och låg vattenlöslighet. Generellt har de aromatiska kolvätena högre vattenlöslighet än de alifatiska kolvätena. MTBE har mycket hög vattenlöslighet.

Petroleumkolväten som finns i marken fastläggs till det organiska kol som finns i jorden. Fastläggningen av lösta organiska föroreningar är omvänt proportionell mot deras vattenlöslighet och varierar mer än en miljon gånger mellan de mest rörliga ämnena och de som är minst rörliga. De tyngsta petroleumkolvätena rör sig huvudsakligen i marken genom att de binds till löst organiskt kol eller till mycket små partiklar av organiskt material som också de rör sig i marken.

C.4.3.2.4 Humantoxicitet

De ämnen som kan förekomma vid bensinstationer har varierande toxiska egenskaper. Ett ämne som har egenskaper som på något sätt påverkar människor negativt kallas för *humantoxiskt*.

Alifatiska kolväten har låg akuttoxicitet, men kan ge hälsoskador vid långvarig exponering. Lättflyktiga alifatfraktioner såsom hexan är toxiska vid inandning, kan orsaka nervskador och misstänkts vara reproduktionsskadliga. Tyngre alifatfraktioner kan orsaka leverskador vid intag via munnen eller vid inandning.

De aromatiska kolvätena är oftast mer toxiska än de alifatiska. De lättare aromaterna såsom bensen, toluen, etylbensen och xylen påverkar nervsystemet och kan orsaka illamående och i högre halter även synskador och hjärnskador. Bensen är också kraftigt cancerframkallande. För tyngre aromater är skador på vävnad i lever och njure kritiska effekter vid exponering. De medeltunga och tunga polycykliska aromatiska kolvätena PAH är cancerframkallande.

De olika PAH-föreningarna har olika stor förmåga att orsaka cancer. Därför används viktningfaktorer som anger hur stor cancerrisken är relativt risken från den tunga PAH-föreningen benzo(a)pyren. PAH-föreningar förekommer nästan alltid som blandningar som har visats sig ge en kraftigare effekt än summan av effekten från de enskilda föreningar som normalt analyseras. Vid beräkning av riktvärden för gruppen av högmolekylära PAH (PAH-H) har hänsyn tagits till denna synergieffekt.

MTBE kan vara irriterande för hud, ögon och luftvägar vid höga halter i luft. Vid kronisk exponering är skador på njurar och lever de kritiska effekterna. MTBE har mycket kraftig lukt och smak, och dålig smak på vattnet uppkommer vid halter som är lägre än de som ger hälsoeffekter. Främsta risken med MTBE är att det kan förstöra dricksvattentäcker.

C.4.3.2.5 Ekotoxicitet

Ämnen, som påverkar andra biologiska organismer än människor negativt, är så kallade *ekotoxiska*. Petroleumkolväten påverkar markorganismer genom att de tas upp i cellmembranen och har en bedövande inverkan på organismen. Effekten är kraftigast för de lättare alifaterna och avtar med ökande storlek på kolkedjan. De tyngsta alifaterna är mycket svårslösliga och tas inte lätt upp av organismer, däremot kan förekomst av tyngre alifater i höga halter påverka jordens struktur och även förorena organismernas ytor och därmed ge negativa effekter.

Tyngre aromatiska ämnen såsom PAH-föreningar kan anrikas i organismer och bland annat ge negativa effekter på hormonsystemet.

C.4.3.2.6 Tolerabel risk

För att kunna bedöma vilken exponering eller vilka halter som kan accepteras i mark eller grundvatten tas olika former av haltkriterier fram. Dessa bygger på omfattande arbeten som genomförs av internationella organisationer som WHO och EU:s Kemikaliebyrå eller forskningsinstitut såsom IMM i Sverige och RIVM i Nederländerna.

Bedömningen av risken för hälsoeffekter när människor exponeras för föroreningar grundar sig på en uppskattning av vilken effekt en viss dos av ett ämne har på människors hälsa. Detta kallas för dos-responsförhållanden. Dessa används för att ta fram gränsvärden för det högsta dagliga intaget av ett ämne som inte ger upphov till negativa effekter.

För många ämnen uppkommer hälsoeffekter först när en viss dos överskrids, en så kallad tröskeldos. Denna tas fram med hjälp av djurförsök eller undersökningar av befolkningsgrupper som exponerats. Osäkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till de osäkerheter som finns i data, exempelvis på grund av att data för djur används eller på grund av att det finns skillnader i hur känsliga olika individer är. Tröskeldosen anges som ett tolerabelt dagligt intag (TDI) i mg per kg kroppsvikt och dag. För ämnen i luft kan den också anges som en referenskoncentration (RfC) i mg/m³.

Människor exponeras för föroreningar från många andra källor än förorenad mark, exempelvis via livsmedel, dricksvatten eller luft. Eftersom den totala exponeringen inte bör överstiga det tolerabla dagliga intaget anger Naturvårdsverket i sin vägledning att ett förorenat område inte bör ta hela det tolerabla dagliga intaget i anspråk. För beräkning av riktvärden för mark utgår Naturvårdsverket schablonmässigt från att maximalt 50 procent av TDI eller RfC bör komma från det förorenade området. För ämnen där den kända bakgrundsexponeringen är mycket större än 50 procent är andelen som accepteras från det förorenade området lägre, för till exempel bly bör maximalt 20 procent av TDI komma från markföroreningen.

Ämnen som kan skada människors arvs massa, så kallade *genotoxiska cancerogena ämnen*²³, kan även vid en mycket låg exponering innebära en viss risk för uppkomst av cancer. För dessa ämnen kan en tröskeldos inte definieras, risken för att drabbas av cancer är istället proportionell mot dosen. Som en acceptabel risknivå används nivån *ett extra cancerfall per 100 000 personer som exponeras under en livstid*. Denna risknivå gäller för föroreningar från det förorenade området och någon justering görs i detta fall inte för exponering som kommer från andra källor. Utifrån den dos som motsvarar den acceptabla risknivån beräknas sedan ett maximalt dagligt intag i mg per kg kroppsvikt och dag eller en maximal koncentration i mg/m³.

Vissa typer av markföroreningar, till exempel PAH, förekommer nästan alltid i blandningar där flera olika cancerogena PAH-föreningar ingår. Riktvärden har därför tagits fram för grupper av dessa PAH-föreningar. För de två grupper där cancerogena PAH-föreningar²⁴ ingår (PAH-M och PAH-H) har cancer risken för gruppen viktats mot typiska sammansättningar som påträffas i mark. Vid beräkning av generella riktvärden för dessa grupper används risknivån 1 på 100 000. I de fall platsspecifika riktvärden beräknas för enskilda cancerogena PAH-föreningar används *riktvärdesmodellen*²⁵ risknivån 1 på 1 000 000 för att inte den totala risken från samtliga förekommande PAH-föreningar ska överstiga den acceptabla nivån.

23 **Genotoxiska cancerogena ämnen** är ämnen som kan skada människors arvs massa, då de orsakar cancer genom att DNA i cellerna skadas. Andra ämnen kan orsaka cancer utan att skada arvs massan. För dessa andra ämnen finns det ofta en tröskeldos som måste överstigas för att effekten skall uppstå.

24 Se fotnot nr 22.

25 Ordet **riktvärdesmodell** används ofta i dessa SPI-Branschrekommendationer. Beroende på sammanhang används även termerna **modell**, **beräkningsmodell** eller **beräkningsmetodik**. Riktvärdesmodellen finns bara i en version, men byggs upp av ett antal mindre modeller, kallade delmodeller. Med riktvärdesmodell avses hela metodiken för att beräkna riktvärden, och den är likadan för Naturvårdsverkets generella, Naturvårdsverkets platsspecifika eller dessa SPI-Branschrekommendationers branschspecifika riktvärden. NVs beräkningsprogram laddas ned från <http://www.naturvardsverket.se>, sök på "Beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark". Vårt branschspecifikt förinställda beräkningsprogram laddas ned från <http://www.spimfab.se/> undersida Miljö/Regelverk, Riktvärden.

Riktvärden för skydd av markmiljön anges som en föroreningshalt i jorden. Om halten ligger under detta värde förväntas ekosystemet kunna utföra de funktioner som är önskvärda vid den aktuella markanvändningen. Riktvärdena baseras på ekologiska kvalitetskriterier framtagna av myndigheter i flera olika länder.

Två metoder används för att ta fram kvalitetskriterierna. Den första metoden går ut på att påverkan på arter och/eller ekologiska processer beskrivs med en statistisk fördelning framtagen från resultat av ekotoxikologiska tester. Detta förutsätter att det finns god tillgång till data. Om dataunderlaget är begränsat används en annan metod där kvalitetskriteriet beräknas som det lägsta värdet av tillgängliga toxicitetsdata dividerat med en osäkerhetsfaktor. Osäkerhetsfaktorn varierar mellan 10 och 1000 och bestäms utifrån kvalitet och tillgång på data.

Kraven på ekosystemets funktion styrs av markanvändningen; KM eller MKM.²⁶

C.4.3.2.7 Exponeringsvägar för förorenad mark

I Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden (G-RV) i mark beaktas sex vägar²⁷ genom vilka människor kan exponeras för förorenad mark (se figur 3.2, och jämför med den branschspecifika modellen i figur 4.3):

- » intag av jord
- » hudkontakt med jord och damm
- » inandning av damm
- » inandning av ånga
- » intag av dricksvatten
- » intag av växter

För beräkning av det integrerade hälsoriskbaserade riktvärdet tas hänsyn till den sammanslagna exponering som kan ske genom samtliga exponeringsvägar. Ofta är det dock en enskild exponeringsväg som är styrande för riktvärdet. I tabell 4.1 redovisas de tre viktigaste exponeringsvägarna för beräkning av riktvärden för ämnen vid bensinstationer vid Känslig Markanvändning.

Tabell 4.1

Tabell 4.1. Viktiga exponeringsvägar för ämnen vid bensinstationer vid Känslig Markanvändning samt motsvarande nivå på riktvärdet när alla exponeringsvägar beaktas. Tabellen redovisar riktvärden vid förhållanden när den primära exponeringsvägen är borttagen respektive när den primära och sekundära exponeringsvägen är borttagen (mg/kg TS).

	Primärt styrande för riktvärdet		Sekundärt styrande för riktvärdet		Styrande för riktvärdet i tredje hand	
Alifat >C8-C10	Hälsa ångor	20	Markmiljö	100	Hälsa växter	500
Alifat >C10-C12	Markmiljö	100	Hälsa ångor	180	Hälsa växter	800
Alifat >C12-C16	Markmiljö	100	Hälsa ångor	570	Fri fas	1000
Alifat >C16-C35	Markmiljö	100	Fri fas	2500	Hälsa växter	40 000
Bensen	Grundvatten	0,012	Hälsa ångor	0,08	Hälsa växter	1
Xylen	Markmiljö	10	Hälsa ångor	15	Grundvatten	20
Aromat >C8-C10	Markmiljö	10	Hälsa ångor	40	Grundvatten	50
Aromat >C10-C16	Markmiljö	10	Grundvatten	15	Hälsa växter	150
PAH L	Markmiljö	3	Grundvatten	5	Hälsa ångor	25
PAH M	Hälsa ångor	3	Markmiljö	10	Grundvatten	15
PAH H	Hälsa växter	1	Markmiljö	2,5	Hälsa jord	3
MTBE	Grundvatten	0,2	Markmiljö	1	Hälsa växter	20

²⁶ Se fotnot nr 9.

²⁷ Angående **intag av fisk**: Modellen för hälsorisker tar inte hänsyn till exponering av det vid beräkning av riktvärden. Detta beror på att halter i fisk i ytvatten vid förorenade markområden oftast inte direkt kan relateras till föroreningar i marken, utan beror på en rad andra faktorer som exempelvis föroreningshalter i vatten och sediment eller bidrag från andra källor (Naturvårdsverket, 2009b).

C.4.3.2.8 Exponeringsvägar för grundvatten

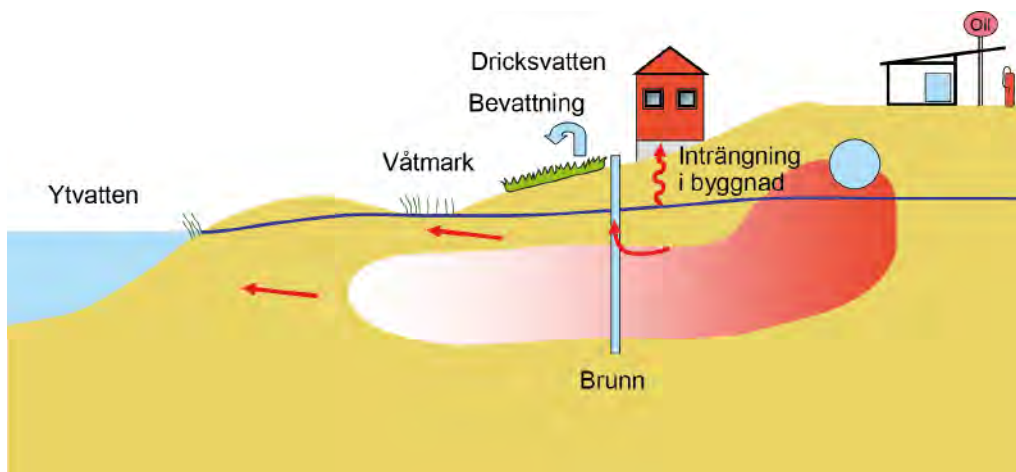
Många av de ämnen som kan förekomma på bensinstationer och dieselanläggningar har hög löslighet och relativt svag bindning till marken och påträffas därför framför allt i grundvatten. Exempel på sådana ämnen är bensen och MTBE. Förorenat grundvatten vid bensinstationer kan på olika sätt innebära risker för hälsa och miljö. I de allra flesta fall är det någon eller några exponeringsvägar som dominerar riskerna och därmed styr riktvärdet. Därför har ett förenklat system som ger ett rimligt skydd för olika typer av standardsituationer satts upp, se figur 4.4.

De exponeringsvägar som beaktas är för hälsorisker och andra effekter:

- » intag av dricksvatten från grundvattenbrunnar (hälsorisker samt smak- och luktproblem)
- » inandning av ångor som avgår från grundvatten och tränger in i byggnader (hälsorisker och luktproblem)
- » inandning av ångor vid bevattning med sprinkler (hälsorisker och luktproblem)
- » intag av växter bevattnade med grundvatten (hälsorisker)

Förorening i grundvattnet kan också ge miljöeffekter genom:

- » förorening av ytvatten (vattenlevande växter och djur)
- » förorening av våtmarker (utströmningsområden)



Figur 4.4. Konceptuell beskrivning av spridnings- och exponeringsvägar för förorening i grundvatten vid bensinstationer.

C.4.3.3 Förenklad riskbedömning

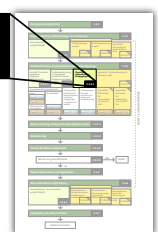
För de flesta bensinstationer är en jämförelse av uppmätta föroreningshalter i jord eller i grundvatten mot riktvärden en tillräcklig grund för riskbedömningen. Detta kallas *förenklad riskbedömning* och görs för att avgöra i vilken grad ett markområde är förorenat samt om det behöver åtgärdas och i så fall till vilken nivå.

Den förenklade riskbedömningen kan antingen utgå från *generella (G-RV)* eller *branschspecifika (SPI-RV) riktvärden för mark eller grundvatten* eller från *platspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV) för mark* som tas fram med Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar, och som finns för nedladdning på <http://www.spimfab.se/> undersida Miljö/Regelverk, Riktvärden.

För förklaring av de olika typerna av riktvärden, se faktaruta i avsnitt C.4.3.

Läs mer om platspecifika riktvärden och Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar i avsnitt C.4.3.8 och Bilaga 6.

C.4.3.3



Följande förutsättningar gäller för Naturvårdsverkets generella riktvärden (G-RV).

Vissa avvikelser gäller dock för de *branschspecifika riktvärdena (SPI-RV)* och dessa beskrivs med *kursiv* stil i högra kolumnen i tabell 4.2 nedan:

Tabell 4.2. De förutsättningar som gäller per parameter för Naturvårdsverkets generella riktvärden (G-RV). I den högra kolumnen redovisas de avvikelser som gäller per parameter för de branschspecifika riktvärdena (SPI-RV).

Tabell 4.2

Parameter	Förutsättningar för Naturvårdsverkets generella riktvärden (G-RV)	Avvikelser för de branschspecifika riktvärdena (SPI-RV)
Mark-användning	G-RV är framtagna för två typer av markanvändning: Känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning.	<i>Bensinstationer ligger vid vägar och trafikleder och kan behöva läggas ned i samband med vägomläggningar. Om den tidigare bensinstationen ligger inom ett vägområde innebär det en framtida låg tillgänglighet, ingen odling eller bebyggelse samt måttliga krav på skydd av markmiljön. Många nedlagda bensinstationer saknar också annan användning än som del av ett strövområde. I avsnittet "Riktvärden för andra markanvändningar (avsnitt C.4.3.4.1)" beskrivs branschspecifika värden för andra typer av markanvändning.</i>
Områdets storlek	G-RV är beräknade för ett område med en storlek på 50 gånger 50 meter.	<i>Vid de flesta bensinstationer är dock det förorenade området mindre; 20 gånger 20 meter. Detta påverkar framförallt beräkningen av de risker som är förknippade med spridning av föroreningar till grundvatten och ytvatten.</i>
Djup	G-RV är inte anpassade för förorening som ligger på olika djup, utan är tänkta att användas i hela jordprofilen.	<i>Vid spill av drivmedel har föroreningen ofta runnit ned mot grundvattenytan och kan därför ligga på stora djup. Detta påverkar sannolikheten för att människor exponeras och markmiljön påverkas. I avsnitt C.4.3.4.2 nedan (Riktvärden anpassade för andra jordarter och jorddjup: Jordart-djup-SPI-RV) diskuteras hur hänsyn kan tas till detta.</i>
Kemisk form	G-RV baserar sig på den kemiska form i vilken ämnena förekommer i mark och som förväntas ge de största riskerna.	<i>Detta gäller framförallt vissa metaller som förekommer i flera kemiska former med stora skillnader i hälso- och miljörisk. De ämnen (petroleumkolväten och bly) som förekommer vid bensinstationer uppträder vanligen endast i en kemisk form och de generella riktvärdena är därmed tillämpliga. Däremot kan vissa petroleumkolväten vara mer eller mindre tillgängliga för upptag av människor eller andra organismer.</i>
Samverknings-effekter	G-RV tar inte hänsyn till samverkans effekter mellan föroreningar.	<i>Många petroleumkolväten har likartade effekter på hälsa och miljö. Detta gäller exempelvis alifatiska kolväten och PAH. För att ta hänsyn till att flera föroreningar förekommer samtidigt i marken har riktvärden satts för summafraktioner av alifatiska kolväten, exempelvis Alifater >C5-C16 och Alifater >C16-C35 samt de tre PAH-grupperna.</i>
Jordart	G-RV baserar sig på normaltäta jordarter.	<i>De kan användas för andra förhållanden om dessa inte nämnvärt påverkar förutsättningarna för spridning eller om riktvärden ska beräknas för ämnen där spridning via ångor eller till vatten är av underordnad betydelse. I vissa fall krävs att den aktuella jordartens betydelse för nivån på riktvärdena utreds. För att underlätta bedömningen av riskerna, när andra jordarter förekommer, har branschspecifika riktvärden tagits fram även för genomsläppliga respektive täta jordarter (Jordart-djup-SPI-RV), se avsnitt C.4.3.4.2 samt C.5.2.</i>
Grundvatten-yta	G-RV är beräknade för föroreningar som ligger i mark ovanför grundvattenytan. I de fall förorening finns under grundvattenytan eller om det finns en risk att grundvatten förorenats bör en bedömning av spridningsrisken göras baserat på föroreningshalterna i grundvattnet och riktvärdena för grundvatten.	

Tabell 4.2 fortsätter på nästa sida.

Tabell 4.2 fortsättning från föregående sida.

Ångfas	Vissa ämnen förekommer i stor utsträckning i ångfas.	<i>För bensinstationer gäller det framförallt alifater i fraktioner <C13 samt aromater som bensen, toluen, etylbensen, xylen och MTBE. Om dessa ämnen förekommer i höga halter och risken för exponering från ångor misstänks vara styrande bör även mätning av markluft samt i vissa fall även inomhusluft genomföras. Resultaten kan då ingå i riskbedömningen. Läs mer om mätning av gas i Bilaga 5, avsnitt 2.4.</i>
Vattenfas	Vissa ämnen förekommer i stor utsträckning i vattenfas och kan ofta vara svåra att detektera i jordprov.	<i>För bensinstationer gäller det framförallt alifater >C5-C8, bensen, toluen, etylbensen, xylen och MTBE. Även grundvatten bör därför analyseras och resultaten jämföras med riktvärden för grundvatten.</i>
Fri fas	Om organiska föroreningar förekommer i fri fas kan de spridas i större omfattning än om de är lösta i grundvattnet. Spridning av föroreningar i fri fas beräknas inte i riktvärdesmodellen. Istället har särskilda gränser tagits fram som anger jordhalter där ämnet riskerar att förekomma som fri fas.	<i>Detta gäller för många petroleumkolväten och därför bör de gränser som tagits fram för risk för förekomst som fri fas beaktas vid framtagning av riktvärdena (läs mer om fri fas i avsnitt C.5.5).</i>

C.4.3.4 Förutsättningar och antaganden för branschspecifika riktvärden för förorenad mark

I detta avsnitt C.4.3.4 och i underavsnitten C.4.3.4.1-C.4.3.4.2 presenteras den bakomliggande teorin för branschspecifika riktvärden (SPI-RV). I avsnitten C.5.1-C.5.2 nedan redovisas de branschspecifika riktvärden som tagits fram för förorenad mark vid bensinstationer och dieselanläggningar.

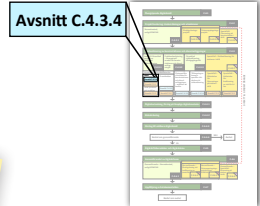
Branschspecifika riktvärden kan enligt Naturvårdsverkets vägledning tas fram inom branscher där det förekommer många förorenade områden med likartade förutsättningar. Dessa är därför framtagna utifrån vissa antagna kriterier²⁸ och gäller endast för väl beskrivna objekt där föroreningarna härstammar från en bestämd typ av verksamhet, till exempel bensinstationer och dieselanläggningar. På en bensinstation eller dieselanläggning råder särskilda förutsättningar. **Branschspecifika riktvärden (SPI-RV) skall därför endast användas då de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen överensstämmer med de antaganden som använts för att ta fram metodiken och dess riktvärden. De branschspecifika förutsättningarna för bensinstationer och dieselanläggningar redovisas i tabell 5.1 (se avsnitt C.5.1.1).**

Om förutsättningarna för det aktuella objektet avviker från de branschspecifika förutsättningarna skall platsspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV) tas fram (se avsnitt C.4.3.8 nedan).

Branschspecifika riktvärden (SPI-RV) för bensinstationer har tagits fram för *fyra typer av markanvändningar: Känslig Markanvändning (KM), Mindre Känslig Markanvändning (MKM), Strövområden och Vägmark*, se faktaruta nedan. Tidigare har riktvärden (G-RV) för skydd av markmiljön tagits fram för två skyddsnivåer motsvarande KM respektive MKM, men här (SPI-RV) har det förorenade områdets storlek anpassats till vanliga förhållanden vid en bensinstation (se detaljerna i kursiv stil i i

Branschspecifika riktvärden tas fram inom branscher där det förekommer många förorenade områden med likartade förutsättningar, t ex bensinstationer och dieselanläggningar. Branschspecifika riktvärden ska därför endast användas då de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen är uppfyllda.

De branschspecifika förutsättningarna för bensinstationer och dieselanläggningar redovisas i tabell 5.1 avsnitt C.5.1.1.



²⁸ Ett visst antaget **kriterie** är ett gränsvärde/riktvärde som tagits fram utanför modellen, men kan användas i modellen som indata. **Förutsättningar** är mer allmänna villkor.

Tabell 4.2). Strövområden och Vägmark är nya, de är specialfall av KM respektive MKM, men med kortare vistelsetid. Anledningen till att två nya markanvändningar har tagits fram är att det på platserna för bensinstationer ofta råder speciella förhållanden, som inte alltid uppfylls av markanvändningarna KM och MKM (se mer nedan och i avsnitt C.4.3.4.1). Vidare har branschspecifika riktvärden även tagits fram *för olika djup till föroreningen och för olika jordarter (Jordart-djup-SPI-RV)*.

Fyra typer av markanvändningar:

- » **Känslig markanvändning, KM.** Bostäder. För känslig markanvändning (KM) är riktvärdena för skydd av markmiljön satta för att motsvara skydd av 75 % av de marklevande arterna. Det förorenade områdets storlek har anpassats till vanliga förhållanden vid en bensinstation.
- » **Mindre känslig markanvändning, MKM.** Industrier, kontor. För mindre känslig markanvändning (MKM) motsvarar riktvärdena skydd av 50 % av de marklevande arterna. Det förorenade områdets storlek har anpassats till vanliga förhållanden vid en bensinstation.
- » **Strövområden.** Områden som används för promenader, rastning av hundar i måttlig omfattning. Ingen bebyggelse finns på området. På området kan det förekomma ätliga växter och svampar som plockas. Kravet på skydd av markmiljön är högt, motsvarande känslig markanvändning (KM). Vistelsetiden är kortare än för KM.
- » **Vägmark.** Områden med låg tillgänglighet för människor, utan bebyggelse och där ingen odling kan förväntas så som mark kring vägar, rondeller. Kravet på skydd av markmiljön är måttligt, motsvarande mindre känslig markanvändning (MKM). Vistelsetiden är kortare än för MKM.

För bensinstationer är viktiga branschspecifika faktorer *de föroreningar* som förekommer och *hur* de sprids och exponeras men även *var* de förorenade områdena förekommer och *i vilken omgivning* de ligger. Nedlagda bensinstationer ligger ofta på platser som endast i begränsad utnyttjas av människor. Det kan vara platser utanför bebyggelse, men som utnyttjas som strövområden eller områden som ligger i anslutning till vägar och trafikleder och har låg tillgänglighet, så kallad vägmark.

I Naturvårdsverkets utgångspunkter för de generella riktvärdena (G-RV) sägs att skilda krav för olika djup bör undvikas så långt det är tekniskt och ekonomiskt möjligt. Motivet för detta är att riskerna med kvarlämnade föroreningar kan vara svåra att bedöma i ett långtidsperspektiv. De föroreningar som påträffas vid bensinstationer är relativt lätt nedbrytbara och halterna kan förväntas avta med tiden. Detta innebär att riskerna i ett långtidsperspektiv vanligen är mindre än för till exempel metallföroreningar. Därför kan det i vissa fall vara motiverat att ta fram riktvärden för specifika *djupintervall* (Jordart-djup-SPI-RV). Det kan exempelvis vara fall där riskerna med djupt liggande förorening skiljer sig väsentligt från riskerna från mer ytlig förorening eller fall då det är svårt att åtgärda en djupt liggande förorening. En viktig förutsättning för att en djupindelning ska kunna göras är att sannolikheten för omblandning av föroreningar i jordprofilen är liten.

Förutsättningarna för spridning av de föroreningar som typiskt förekommer vid bensinstationer varierar kraftigt mellan olika jordarter. Tätare jordar medför en lägre spridning medan mer genomsläppliga jordarter kan medföra en större spridning. Beräkningar av branschspecifika riktvärden har därför gjorts för två ytterligare *jordarter* (Jordart-djup-SPI-RV)²⁹ förutom den normaltäta jord som används för de generella riktvärdena (G-RV).

29 Definition (enligt Naturvårdsverket 2009b) av de tre olika jordarterna: **genomsläppliga** är exempelvis sand, grus, grusig morän, grövre siltjordar; **normaltäta** är exempelvis silt- och sandjordar, sandig-siltig, morän, sandig morän, siltmorän och sandmorän; och **täta** är exempelvis lera och moränlera.

C.4.3.4.1 Förutsättningar och antaganden för riktvärden för de två specialfallen av markanvändningar: Strövområden och Vägmark

Branschspecifika riktvärden (SPI-RV) har tagits fram för två *specialfall* av markanvändning, *Strövområden* och *Vägmark*. Dessa är vanliga i anslutning till bensinstationer, och de har vissa givna förutsättningar, som innebär att flera av de parametrar³⁰ som används i beräkningsmodellen³¹ ändras för dessa markanvändningstyper.

För förklaring av de olika markanvändningarna se faktarutan i avsnitt C.4.3.4 ovan.

För *strövområden* antas att människor vistas på området maximalt 120 dagar per år med kort vistelsetid samt att exponeringen under vistelsetiden är mindre intensiv. Exponering för ångor och damm antas bara ske utomhus. Konsumtionen av växter från området antas vara 1 kg per år. Inget intag av dricksvatten sker på området men grundvatten på ett avstånd av 100 meter skyddas. Detta har antagits vara närmaste avstånd till bebyggelse från en nedlagd bensinstation baserat på Boverkets rekommenderade skyddsavstånd.

Begreppet vägområde (eller synonymen vägmark) är definierat av Trafikverket som "Vägområdet består av mark som tagits i anspråk för väganordning". Fullständig definition av begreppet finns på Trafikverkets hemsida <http://www.trafikverket.se> sök på "Information om vägområdet"

För *vägmark* antas att människor vistas på området i genomsnitt 30 dagar per år, men med kort vistelsetid samt att exponeringen under vistelsetiden är mindre intensiv. Exponering för ångor och damm antas bara ske utomhus. Inga växter från området konsumeras. Inget intag av dricksvatten sker på området, men grundvatten på ett avstånd av 200 meter skyddas vilket motsvarar det avstånd som används för Mindre Känslig Markanvändning.

De branschspecifika riktvärdena (SPI-RV) för dessa markanvändningar samt detaljer om exponerings- och spridningsparametrar redovisas i avsnitt C.5.1.

C.4.3.4.2 Förutsättningar och antaganden för riktvärden anpassade till andra jordarter och jorddjup

De exponeringsvägar som ingår i modellen har olika grad av djupberoende. Generellt gäller att sannolikheten att komma i kontakt med förorenad jord eller förorenat damm minskar med ökande djup. Växters möjlighet att ta upp föroreningar minskar också när föroreningen ligger på större djup. Även spridning av föroreningar till luft och vatten påverkas av djupet. Spridningen från djupare liggande förorening är i vissa fall större och i vissa fall mindre än den som sker från ytligare liggande förorening.

I ett längre tidsperspektiv finns det risk för en omblandning av jorden, vilket gör att föroreningar som ursprungligen ligger djupt, kommer närmare markytan. Detta kan ske både genom naturliga processer och genom mänskliga aktiviteter. Det går inte att exakt kvantifiera hur stor denna omblandning kan vara, men för att inte underskatta riskerna görs följande antaganden.

Som utgångspunkt för de branschspecifika riktvärdena har djupintervall med en mäktighet på minst en meter använts. För lager med mindre mäktighet är det möjligt att det på sikt sker en omblandning mellan lagren. Tre djupintervall har definierats i beräkningsförutsättningarna, 0–1 m, 1–2 m respektive mer än 2 m under markytan. Djupen är valda med anledning av drivmedelinstallationernas konstruktion:

30 **Parameter** är den variabel i beräkningsmodellen som indata ges för.

31 Se fotnot nr 25.

- » På 0-1 meters djup kan förorening härröra från spill på ytan, exempelvis droppspill på otät spillzon, överfyllnad eller slangbrott.
- » På 1-2 meters djup kan förorening härröra från läckage på anslutningsledningen, otäta kopplingar, men även från större läckage på markytan.
- » På >2 meters djup kan föroreningen finnas intill cisternens bottenplatta.

Vidare har exponeringen inte satts till noll för djupare liggande jord utan istället antas att en gradvis minskning av exponeringen sker med djupet. Detta görs för att ta hänsyn till att djupare liggande jord blir åtkomlig vid till exempel grävning på området.

För de flesta ämnen vid bensinstationer är riskerna förknippade med spridning. Även spridning av ångor och spridning till grundvatten påverkas av djupet, dels för att avståndet till markytan ökar och dels beroende på att jordens egenskaper förändras med djupet. De två jordegenskaper som är viktigast för beräkningen av riktvärden är:

- » Lufthalt och vattenhalt i jorden (viktigt för transport av ångor).
- » Halt organiskt kol (viktigt för fastläggning av organiska föroreningar).

Möjligheten att ångor sprids mot markytan minskar med ökande djup, hur stor minskningen är beror på vilken jordart det rör sig om. Minskningen som är relativt liten för genomsläppiga jordar kan dock vara mycket stor för täta jordar.

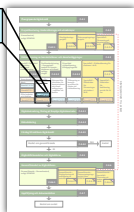
Spridning till grundvatten och ytvatten är ofta djupberoende med anledning av andra förutsättningar för fastläggning och vattenomsättning i djupare liggande jord. Detta gör att spridningen i vissa fall kan förväntas öka med djupet, speciellt om föroreningen ligger under grundvattnenytan. Dock är det värt att notera att petroleumprodukter i form av bensin och dieselbränsle ofta påträffas kring de djup där grundvattnenytan fluktuerar.

Eftersom halten av organiskt kol i marken vanligtvis minskar med djupet ökar också rörligheten av organiska föroreningar med djupet. Detta påverkar både risken för spridning av ångor och risken för spridning med vatten.

I modellen för generella riktvärden (G-RV) används data för en standardjord som motsvarar normaltäta jordarter. Som stöd för framtagning av riktvärden för andra jordarter³² har förslag på lämpliga data för egenskaper för andra jordarter tagits fram.

I avsnitt C.5.2 redovisas de förutsättningar samt branschspecifika riktvärden (Jordart-djup-SPI-RV) som tagits fram som förslag för olika jorddjup och olika jordarter.

Avsnitt C.4.3.5



C.4.3.5 Förutsättningar och antaganden för branschspecifika riktvärden för grundvatten

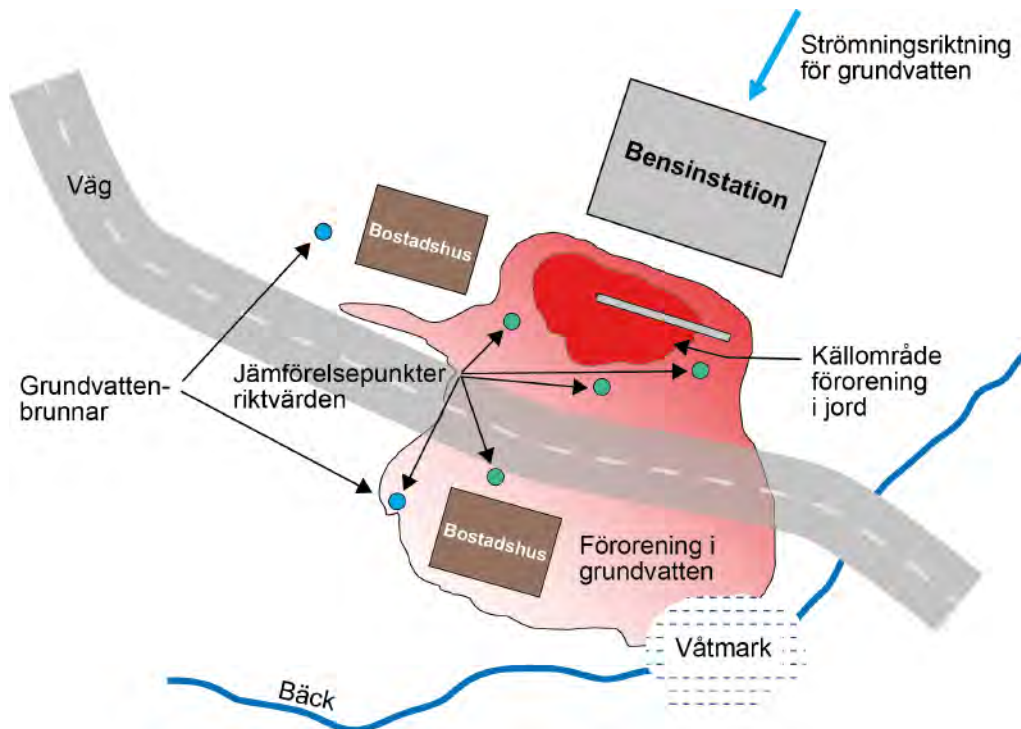
I avsnitt C.5.4 redovisas de branschspecifika riktvärden (SPI-RV) som tagits fram för förorenat grundvatten vid bensinstationer. Värdena bygger på tidigare förslag till riktvärden (Kemakta, 2006), men har uppdaterats enligt de nya data som tagits fram för Naturvårdsverkets modell för riktvärden i mark (G-RV).

En mer utförlig beskrivning av data för framtagning av riktvärdena ges i avsnitt C.5.4 och metodiken beskrivs närmare i Bilaga 6D.

De riktvärden (SPI-RV) som presenteras i avsnitt C.5.4 har beräknats för att gälla i grundvattnet i anslutning till källområdet (se figur 4.5), alltså innan utspädning på väg till skyddsobjektet. Den eventuella utspädning som för vissa exponerings- och spridningsscenarioer kan ske i förorenings-

³² Se fotnot nr 29.

plymen innan den når skyddsobjekten beaktas redan vid beräkning av riktvärdena genom de utspädningsfaktorer som då används.



Figur 4.5. Schematisk beskrivning av källområde och påverkade recipienter.

C.4.3.5.1 Användning av grundvatten som dricksvatten

Riktvärdena (SPI-RV) för användning av grundvatten som dricksvatten utgår från att halten i grundvattnet inte ska överstiga halva dricksvattennormen (enligt samma förutsättningar som i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial) men de tar också hänsyn till vid vilka halter lukt- och smakproblem kan uppkomma.

De riktvärden (SPI-RV) som beräknats för dricksvattenanvändning är satta för att skydda brunnar i omedelbar närhet av källområdet. För denna exponeringsväg tas därför ingen hänsyn till någon ytterligare utspädning av det förorenade grundvattnet mellan källområdet och brunnen. Detta kan dock göras i en platsspecifik analys om så är befogat. I detta fall kan utspädningsfaktorn beräknas i riktvärdesmodellen enligt avsnitt 4.4 i Naturvårdsverket 2009a.

C.4.3.5.2 Inandning av ångor från grundvatten

Riktvärden beräknas så att de jämviktshalter som kan uppkomma i porluft ovanför grundvattenytan inte ska medföra halter i inomhusluft över givna referenskoncentrationer. Beräkningen bygger på de data och metoder som används för beräkning av utspädningsfaktorer som används för förorenad jord (Naturvårdsverket, 2009b), men modellen har utvecklats för att även ta hänsyn till motståndet för transport av ångor över den vattenmättade zonen kring grundvattenytan.

Eftersom teoretiskt beräknade utspädningsfaktorer är relativt osäkra kan mätning av halter i markluft samt i vissa fall även inomhusluft vara motiverad att genomföra för fall där risken för expo-

nering från ångor kan vara styrande. Detta gäller främst ämnen som alifater <C13, bensen, toluen, etylbensen, xylener och MTBE som alla i stor utsträckning förekommer i ångfas.

Angående teknik för mätning av gas se Bilaga 5, avsnitt 2.4.

C.4.3.5.3 Användning av grundvatten för bevattning

Även om grundvatten inte används som dricksvatten eller för matlagning på grund av att kommunalt vatten finns förekommer ändå att enskilda grundvattenbrunnar används för bevattning. Detta kan medföra att risk för exponering uppkommer genom:

- » Förångning av flyktiga föroreningar vid vattenutspredning.
- » Upptag av förorenat vatten i växter som kan leda till hälsoskadliga halter eller halter som kan ge smakproblem.

C.4.3.5.4 Miljörisker i ytvatten på grund av utströmmande grundvatten

Grundvatten strömmar förr eller senare in i en bäck, å, älv, sjö eller kustvatten. Eventuell förorening i grundvattnet späds ut i ytvattnet men kan vid höga föroreningshalter ge negativ påverkan på vattenmiljön. De riktvärden (SPI-RV) som tagits fram för grundvatten bygger på att grundvattnet i källområdet efter utspädning i ytvatten inte ska överstiga halter som kan orsaka skador i vattenmiljön. Samma ytvattenkriterier används som i Naturvårdsverkets modell för riktvärden i mark (G-RV) (Naturvårdsverket, 2009b).

C.4.3.5.5 Miljörisker i våtmarker på grund av utströmmande grundvatten

Utströmningsområden för grundvatten kan vara olika typer av ytvatten samt även våtmarker. I detta fall beaktas risken för ansamling av föroreningar i sediment eller jord i våtmarken. Utspädningen i en våtmark varierar mycket över året. För beräkning av riktvärden (SPI-RV) har en utspädningsfaktor på 1/10 använts för att ta hänsyn till den utspädning som kan förväntas med grundvatten från andra, icke förorenade, områden. Utspädningsfaktorn baserar sig på ett antaget fall där grundvattnet från det förorenade området blandas upp med grundvatten från ett tio gånger större område och därefter strömmar ut i en våtmark.

Beräkningar av riktvärden (SPI-RV) för grundvatten bygger på att de halter som kan uppkomma i våtmarken inte överskrider halter som kan innebära negativa miljöeffekter för sedimenten, se Bilaga 6D. I beräkningen antas att halterna i sediment är i jämvikt med halterna i det utströmmande grundvattnet. För vissa ämnen gäller att det tar mycket lång tid innan dessa jämviktshalter nås, detta gäller till exempel tyngre alifater och PAH. För att kompensera för detta har ytterligare ett villkor lagts till. Villkoret anger att koncentrationen i grundvattnet inte ska vara så hög att en rimligt stor utströmning (1000 liter per kg TS sediment) ger halter i sediment som är högre än kvalitetskriterierna.

Flera petroleumkolväten har hög potential för att brytas ned i våtmarker. Detta beaktas inte vid beräkning av riktvärdena (SPI-RV).

Avsnitt C.4.3.6



C.4.3.6 Tillämpning av branschspecifika riktvärden vid riskbedömning

En viktig fråga i riskbedömningen är hur de uppmätta halterna ska jämföras med riktvärdena. En *representativ halt*³³ bestäms utifrån tillgänglig analysdata.

Se Bilaga 5 för information om hur själva provtagningsmomentet bör utföras.

³³ Med **representativ halt** menas den halt som bäst beskriver riskerna med det förorenade området. Val av den representativa halten beror bland annat på ämnets egenskaper, vilken säkerhet som önskas i bedömningen samt dataunderlagets storlek och representativitet.

Information om hur själva provtagningsmomentet bör utföras finns även i Svenska Geotekniska Föreningens (SGF) Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar, som finns tillgänglig för nedladdning på SGFs hemsida <http://www.sgf.net/>

C.4.3.6.1 Föroreningar i mark – representativ halt

I ett första skede jämförs oftast analysresultaten för de enskilda proverna med riktvärdena för att möjliggöra en bedömning av föroreningsituationen. För att bedöma *saneringsbehovet* är en *representativ halt* för en större jordvolym oftast önskvärd. Vid sådana tillfällen bör hänsyn tas till eventuell haltvariation av halter inom området samt den osäkerhet som provtagning i ett begränsat antal punkter innebär.

Om en representativ halt för en delvolym bestäms som det aritmetiska medelvärdet av analyserade prover från delvolymen kan detta ge både en underskattning och en överskattning av det verkliga medelvärdet. Vid val av representativ halt bör riskerna inte underskattas. Om endast ett litet antal prover finns kan det högsta uppmätta värdet eller exempelvis 90:e percentilen³⁴ användas. Om fler analyser finns att tillgå bör ett statistiskt mått som till exempel den övre konfidensgränsen för medelvärdet väljas.

Mer information om val av representativa halter ges i Vägledning i riskbedömning av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009c).

C.4.3.6.2 Föroreningar i grundvatten

Riktvärden (SPI-RV) för grundvatten är framtagna för att jämföras med halter som mäts upp i grundvatten vid källområdet. Den eventuella utspädning som för vissa exponerings- och spridningsscenarioer kan ske i föroreningsplymen innan den når skyddsobjekten beaktas redan vid beräkning av riktvärdena.

För exponeringsvägar som intag av grundvatten, inandning av ångor från grundvatten och bevattning antas skyddsobjekten kunna ligga mycket nära källområdet och att ingen utspädning av grundvattnet sker. Således kan dessa riktvärden användas för jämförelse med uppmätta halter på olika avstånd mellan källområdet och skyddsobjektet, se figur 4.5. Riktvärdena för ytvatten och våtmarker tar hänsyn till en viss utspädning och bör jämföras med halter som mäts upp omedelbart nedströms källområdet (inom ett avstånd av cirka 2 – 10 m).

Riktvärdena (SPI-RV) bygger på jämförelse med halter uppmätta i vattenprover där föroreningen är löst i vattnet, som små vätskedroppar eller bundet till partiklar. Beräkningarna förutsätter att även dessa är rörliga i marken vilket de är när det gäller grövre jord och fyllning. Om förorening förekommer i fri fas finns risk för att denna sprids i grundvattnet. Detta kan ge en större spridning än om det sker via lösta föroreningar. Riktvärdena (SPI-RV) är därför inte tillämpliga för situationer där förorening förekommer i fri fas.

I avsnitt C.5.5 redovisas kriterier för att bedöma vid vilka halter i mark och grundvatten det finns risk att förorening i fri fas förekommer.

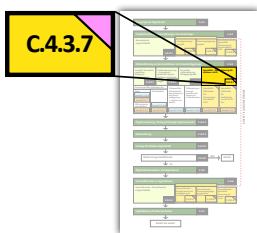
Överskridande av ett riktvärde innebär att risker för lukt och smakproblem, hälsa eller miljö kan uppkomma. För att bedöma åtgärdsbehov och åtgärdsmetod ska andra faktorer såsom avvikande förhållanden också vägas in. Andra faktorer som ska beaktas är i hur

Mer information om fördjupade riskbedömningar finns i Naturvårdsverket 2009c, Hållbar Sanering 2006a, 2007, 2008a, 2008b, 2008c och 2008e.

34 Se fotnot nr 10.

stora områden som höga halter förekommer samt till hur spridningsbenägenheten i grundvattnet är i dessa områden. Eventuellt kan fördjupade riskbedömningar behöva göras.

Riktvärdena (SPI-RV), som är ett av flera verktyg i riskbedömningen, kan användas som underlag för att ta fram åtgärdsåtgärder för sanering men är nödvändigtvis inte desamma som åtgärdsåtgärder. Halter i grundvatten, som överstiger riktvärdena, innebär inte nödvändigtvis att grundvattnet ska saneras. Många föroreningar ligger huvudsakligen bundna i jorden och åtgärden kan behöva inrikta sig på att avlägsna källan, närmare bestämt genom att efterbehandla jorden.



C.4.3.7 Riskbedömning för stationer i drift - specialfall

Föroreningar i marken kan påträffas i samband med cisterninspektioner eller andra grävarbeten som sker vid bensinstationer i drift. Av praktiska och ekonomiska skäl kan det vara motiverat att vänta med en slutlig sanering till dess att stationen läggs ner eller genomgår en större ombyggnad. Om detta sker bör en bedömning av vilka risker som föroreningen innebär för människors hälsa och miljön i omgivningen göras i samråd med tillsynsmyndigheten. Förutsättningarna för denna typ av riskbedömning, exempelvis markanvändning, ytors beskaffenhet, exponeringsrisker och medvetenhet om att risk för markspill föreligger, skiljer sig i flera avseenden ifrån dem som gäller för bedömning av risker vid nedlagda bensinstationer. Dessutom förutsätts en slutlig sanering ske i samband med att stationen läggs ned eller genomgår en större ombyggnad. Detta medför att riktvärdena inte behöver ta hänsyn till risker som uppkommer längre fram i tiden.

Av dessa skäl är de branschspecifika riktvärdena (SPI-RV, tabell 5.2) för mark inte direkt tillämpliga för bedömning av risken med föroreningar som lämnas kvar under tiden en bensinstation är i drift.

Vidare har *branschspecifika riktvärden för förorenad mark vid bensinstationer i drift* (Drift-SPI-RV) tagits fram (de redovisas i avsnitt C.5.3.2). Riktvärdena (Drift-SPI-RV) beräknas med följande förutsättningar:

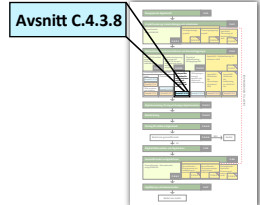
- » Risken för att människor exponeras direkt för föroreningen är liten eftersom den ligger under ett tätskikt, d v s hårdgjord yta, och oftast på större djup. Eftersom stationen är i drift har andra exponeringsvägar som direkt intag, hudkontakt och damning liten inverkan på risken. Det finns även en kontroll över de aktiviteter som sker i området.
- » Exponering kan ske genom att ångor sprids till byggnader. För beräkning av spridningen antas att föroreningen ligger på ett djup större än 1 meter i mark som är grövre än "normaljord". I beräkningen tas hänsyn till en större luftomsättning i byggnaden. Om risk finns att ångor sprids direkt till byggnader eller genom att förorening sprids med grundvattnet till hus i närheten ska detta särskilt beaktas.
- » För beräkning av skyddet mot förorening av grundvatten på bensinstationer i drift antas att markföroreningen finns inom ett begränsat område (10 m x 10 m). Detta motsvarar den yta som kan beröras av spill i samband med påfyllning, tankning eller på grund av mindre läckage. Grundvatten ska skyddas på ett avstånd av 100 m. Detta motsvarar det skyddsavstånd till bostadsbebyggelse som rekommenderas av Boverket.
- » Föroreningen ska inte innebära någon risk för spridning av förorening i fri fas. Detta görs genom att använda de så kallade "Fri fas-gränser" som finns i riktvärdesmodellen.

För att underlätta riskbedömningen av bensinstationer i drift har en checklista tagits fram för att bedöma riskbilden. Checklistan redovisas i avsnitt C.5.3.1.

Branschspecifika riktvärden för förorenad mark vid bensinstationer i drift (Drift-SPI-RV) har tagits fram, se avsnitt C.5.3.2.

- » Beträffande bensinstationer i drift är områden, där risk för läckage förekommer, täckta med asfalt eller betong. Behov av skydd av markmiljön inom dessa områden under tiden bensinstationen är i drift bedöms därför vara litet. Skydd för markmiljön beaktas därför inte specifikt i beräkningen av riktvärdena för bensinstationer i drift.

C.4.3.8 Platsspecifika riktvärden för bensinstationer och dieselanläggningar – aspekter att beakta



Om antagna förutsättningar för de branschspecifika riktvärdena (SPI-RV, se avsnitt C.4.3.4 ovan) ej gäller på den aktuella platsen kan dessa inte användas. Istället tas då platsspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV) fram.

I avsnitten nedan finns en sammanfattning av de aspekter som bör beaktas när platsspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV) tas fram. Särskild hänsyn är tagen till de speciella förhållanden som gäller för bensinstationer.

Till förfogande för att ta fram platsspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV) för mark på bensinstationer används lämpligen Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar, och som tillhör dessa branschrekommendationer. I denna version har förinställda branschspecifika användarscenarier tagits fram, med förinställda ämnesdata för de lättflyktiga alifatfraktionerna >C5-C8 samt >C8-C10 med en justering av flyktigheten. Se mer i Bilaga 6. Programmet finns för nedladdning på <http://www.spimfab.se/> undersida Miljö/Regelverk, Riktvärden.

Fördjupning om de olika aspekterna i samband med framtagning av platsspecifika riktvärden (Plats-G-RV) finns i Naturvårdsverkets vägledning för riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009b).

C.4.3.8.1 Hälsoriskbaserade riktvärden

Vid framtagning av platsspecifika riktvärden görs en genomgång av vilka exponeringsförhållanden som kan förväntas vid den aktuella och den framtida markanvändningen. Detta bör göras med utgångspunkt från de exponeringsscenarier som finns för de generella scenarierna. Dock kan justeringar behöva göras av vilka exponeringsvägar som beaktas eller en justering av parametrarna för de aktuella exponeringsvägarna. Scenarierna syftar inte till att i detalj beskriva den exponering som förekommer i dagsläget utan ska istället definiera de aktiviteter som ska kunna förekomma vid den planerade markanvändningen och då även i ett längre tidsperspektiv. Hänsyn bör tas till människor vars vanor leder till en exponering över genomsnittet.

Det är även viktigt att beakta exponering som kan ske utanför området, exempelvis om flyktiga ämnen transporteras med grundvattnet till närliggande bostadshus. Beslut om att helt utesluta exponeringsvägar bör övervägas noga, i första hand bör exponeringsparametrar så som exempelvis vistelsetider justeras. Andra parametrar såsom jordintag och andningsvolym är satta utifrån miljömedicinska undersökningar och på en nivå som är vald för att även skydda individer som kan få en relativt hög exponering.

Det är också en god idé att redan inledningsvis kontrollera om hälsorisker är styrande för de aktuella ämnena och i så fall vilka exponeringsvägar som dominerar. På så sätt kan arbetet med att ta

fram data för de platsspecifika riktvärdena inriktas på kritiska parametrar.

De flesta föroreningar som förekommer vid bensinstationer har en hög *biotillgänglighet*³⁵ med undantag för tyngre PAH-föreningar som kan förekomma i jämförelsevis otillgänglig form. Biotillgänglighet är dock relativt svårt att bestämma och ännu saknas i stor utsträckning validerade standardmetoder. Justeringar av biotillgängligheten bör därför endast göras om ett tillräckligt bra underlag finns.

Fördjupning i ämnesområdet "hälsoriskbaserade riktvärden" finns i avsnitt 3 i Naturvårdsverket 2009b.

C.4.3.8.2 *Fördelning och transport av föroreningar*

Fördelningen av organiska ämnen mellan jord, luft och vatten beräknas i riktvärdesmodellen utifrån ämnets kemiska och fysikaliska egenskaper, vilket ger en god bild av fördelningen i jorden. För att testa denna fördelning kan lakteter användas. Lakteter fungerar väl för metaller, men eftersom variationen i fördelningen kan förväntas vara mindre när det gäller organiska ämnen är lakteter för de föroreningar som förekommer på bensinstationer förhållandevis mindre användbara. Dessutom är lakteter på organiska föroreningar svåra att genomföra och standardiserade metoder är fortfarande under utveckling. Enklare lakförsök såsom skaktester kan ge kraftigt missvisande resultat eftersom det är svårt att separera partiklar ur lakvätskan.

Det kan därför i vissa fall vara motiverat att genomföra mätningar på porluft och inomhusluft om denna exponeringsväg bedöms vara betydelsefull. Eftersom petroleumkolväten även förekommer som en diffus förorening från andra källor i omgivningen, exempelvis från biltrafik, kan det också vara motiverat att analysera halten i utomhusluften i omgivningen för att kunna särskilja bidraget från olika källor. Olika kemiska produkter som förvaras i byggnaden eller finns i möbler och golvmattor kan också påverka inomhusluften.

Spridning av föroreningar i grundvattnet förekommer ofta vid bensinstationer och omfattningen av spridningen är komplicerad att beräkna. Därför ger provtagning av grundvatten viktig information. Ett mått på risken med grundvattenförorening kan erhållas genom att jämföra med riktvärdena för grundvatten.

Upptag i växter är en viktig exponeringsväg för polycykliska aromatiska kolväten med hög molekylvikt (PAH-H). Dessa ämnen brukar dock sällan dominera riskbilden vid bensinstationer och därför är platsspecifika bedömningar av växtupptag sällan motiverade.

Fördjupning i ämnesområdet "fördelning och transport av föroreningar" finns i avsnitt 4 i Naturvårdsverket 2009b.

C.4.3.8.3 *Skydd av markmiljön*

Metoden som används bygger på antagandet att en viss mängd arter krävs för att upprätthålla ett fungerande ekosystem i marken och därmed markens funktion. Om antalet arter minskar kommer också markens funktion att försämrans. Den halt som motsvarar en given skyddsnivå bestäms genom en statistisk behandling av resultat från ekotoxikologiska tester. Skyddsnivåerna är därmed svåra att anpassa till platsspecifika förhållanden. Dataunderlaget skiftar i kvalitet mellan olika ämnen och är relativt dåligt för bensin- och dieselföroreningar (med mer eller mindre nedbrutna petroleumkolväten).

³⁵ Ett ämnes *biotillgänglighet* (biologiska tillgänglighet) är ett mått på hur mycket av ett oralt intaget ämne som når systemcirkulationen i en organism, ofta underförstått människa.

Kraven på skydd av markmiljön kan vara platsspecifika beroende på dess känslighet och skyddsvärde. Kring vägar och i tätorter är markmiljön oftast redan påverkad av människan genom infiltrationsbegränsningar, dräneringar och markmaterialets sammansättning (grovkorniga material med lågt organiskt innehåll). Bakgrundsniån av föroreningar är också ofta förhöjd på grund av belastning från andra källor. För bensinstationer som ligger i anslutning till vägar, industriområden och affärscentra är det därför inte alltid motiverat med höga skydds krav på markmiljön. För mark som används för bostäder och grönområden bör kraven på skydd av markmiljön dock vara höga. Det är också alltid viktigt att beakta riskerna för spridning och omgivningspåverkan av föroreningar både i ett kort och i ett långt tidsperspektiv.

Speciella krav på skydd av markmiljön gäller föroreningar som är långlivade (persistenta) och har stor förmåga att ackumuleras i biologiskt material (bioackumulerbara) då dessa även kan påverka djur som söker föda på området. De flesta föroreningar som förekommer vid bensinstationer är nedbrytbara och har måttlig förmåga till bioackumulation. Undantaget är tyngre PAH (PAH-M och PAH-H³⁶) som i många miljöer är svårnedbrytbara och kan ackumuleras av organismer.

Eftersom hela markmiljön utgör ett ekologiskt system är det generellt inte lämpligt att definiera olika skydds nivåer för markmiljön på olika djup. Jordens betydelse för markens totala ekologiska funktion avtar dock med djupet. Det djup som är väsentligt för att stödja markens funktion är plats-specifikt.

Om en stor andel av arterna försvinner kan viktiga funktioner i ekosystemet helt försvinna och allvarliga störningar på marksystemet riskeras. Att därför bestämma haltnivåer som motsvarar skyddsnivåer som innebär påverkan på mer än 50% av de arter som lever i marken är inte relevant. Osäkerheten kring vilken effekt så omfattande störningar av marklevande arter får för markens funktion blir då mycket stor.

Fördjupning i ämnesområdet "skydd av markmiljön" finns i avsnitt 5 i Naturvårdsverket 2009b.

C.4.3.8.4 Skydd av grundvatten och ytvatten

Grundvatten är en skyddsvärd resurs även om det i dagsläget inte utnyttjas för vattenuttag. Höga halter av flyktiga ämnen i grundvattnet kan också leda till att ångor tränger in i byggnader utanför det förorenade markområdet. I vissa områden kan dock grundvattnet av andra skäl vara otjänligt som dricksvatten eller för annan användning även efter behandling vilket kan motivera en lägre skyddsnivå. Detta kan tas i beaktande i de platsspecifika riktvärdena. I riskbedömningen bör dock alltid hänsyn tas till den belastning som föroreningen kan orsaka på grundvatten och ytvatten.

I en platsspecifik bedömning, där skydd av grundvatten är en betydelsefull faktor, bör grundvattenprov tas och jämföras med relevanta riktvärden för grundvatten. Halter i grundvatten kan variera på både kort och lång sikt. Många föroreningar transporteras långsamt i grundvatten vilket innebär att föroreningshalterna i grundvatten utanför källområdet kan komma att öka med tiden. En större säkerhet uppnås om halterna i grundvattnet mäts vid flera tillfällen.

Flertalet av de ämnen som förekommer i grundvatten vid bensinstationer kan brytas ned naturligt i vatten vilket medför att föroreningsspridningen begränsas. Utvärdering av grundvattenförorening vid bensinstationer har bekräftat att processer för naturlig självrening kan vara verksamma i svenska jordar (se SGI, 2004 och Hållbar Sanering, 2008e).

Fördjupning i ämnesområdet "skydd av grundvatten och ytvatten" finns i avsnitt 6 i Naturvårdsverket 2009b.

36 Se fotnot nr 22.

C.4.4 Från åtgärdsutredning till beslut om åtgärdsbehov

Efter att riskbedömningen färdigställts görs i normalmetoden enligt SPIMFAB (läs om normalmetoden i avsnitt C.4.2.1) en åtgärdsutredning, en riskvärdering samt framtagande av förslag till mätbara åtgärds mål. Avsnitten nedan beskriver detta arbete. Dessa moment tillsammans med riskbedömningen och resultaten från utredningen och undersökningen sammanställs och redovisas slutligen i en *undersökningsrapport* som presenteras för kommunens tillsynsmyndighet och SPIMFABs projektledare.

C.4.4.1



C.4.4.1 Åtgärdsutredning, förslag på lämpliga åtgärds metoder

Om föroreningar påträffats, och resultaten i utredningen, undersökningen och riskbedömningen ger en rekommendation om att dessa behöver åtgärdas, gör konsulten en åtgärdsutredning. Det innebär att olika åtgärds metoder vägs mot varandra, och att kostnadsuppgifter tas fram för de olika alternativ som kan bli aktuella.

Olika åtgärds metoder som kan vara lämpliga på bensinstationer är:

Bortgrävning/schaktning (utförandeentreprenad som entreprenadform) som är den vanligaste åtgärds metoden. Den underjordiska drivmedelsanläggningen inklusive cisterner och rörledningar) avgasas och rengörs innan de grävs upp och transporteras till mottagningsanläggning för skrotning. I samband med detta arbete kontrolleras jorden med avseende på föroreningar. Påträffade markföroreningar grävs upp och transporteras med godkänd transportör till godkänd behandlingsanläggning. Schaktgroparna fylls sedan med rena massor.

In situ-sanering som innebär att förorenad mark och förorenat grundvatten behandlas på plats. Detta alternativ kan övervägas om föroreningarna är utbredda över ett större område eller har trängt in under byggnader. Olika in situ-metoder som går ut på att avlägsna föroreningen genom ventilation eller pumpning, ofta kombinerat med olika biologiska metoder för att bryta ned föroreningen, förekommer. SPIMFAB har oftast använt totalentreprenad som entreprenadform för denna typ av arbeten.

En svårighet med in situ-sanering är att komma åt föroreningen i jordmatrisen. Om jorden inte är genomsläpplig blir effekten av saneringen sämre och arbetet tar längre tid än vid traditionell sanering där jorden grävs bort och behandlas på annan plats.

Metoderna för in situ-sanering är mindre energikrävande och anses därför vara ett mer miljövänligt alternativ till schaktning och transport av förorenad jord. Exempel på olika in situ-metoder är vakuumenträkning/markventilation, air-sparging, bio-slurping, bio-ventilation, bio-sparging och bakteriebehandling.

Mer om in situ-sanering finns beskrivet i SGFs rapport - Åtgärds mål vid in situ-sanering (2009). För tekniska beskrivningar av de olika in situ-metoderna hänvisas till Hållbar Sanering (2006b).

Cisternkontroll utförs då markundersökning visat att jord och grundvattnet ej är förorenat men att det vid den föregående historiska utredningen ej framkommit något som kan verifiera att cisternerna är rengjorda och sandfyllda i samband med nedläggning av stationen. Vid cisternkontrollen öppnas cisternen och kontrolleras med avseende på renhets- och sandfyllningsstatus. Vanligen avgasas cisternen, rengörs, tas upp och fraktas sedan iväg för skrotning. Den återstående gropan fylls med rena massor.

Övervakad naturlig självrening är en ny åtgärdsmetod i Sverige. Metoden accepterades dock av det amerikanska naturvårdsverket redan under 1990-talet. Syftet är en efterbehandling/självrening av förorenat grundvatten genom huvudprincipen att ”naturen läker sig själv under övervakning”³⁷, efter att den förorenade jorden som är själva föroreningskällan, har grävts bort. SPIMFAB har under åren 2001-2004 deltagit i ett forskningsprojekt tillsammans med Formas och Statens geotekniska institut.

En förutsättning för att kunna utföra övervakad naturlig självrening är att alla relevanta platspecifika faktorer först tas fram och att jordarterna på platsen är lämpliga för ändamålet. Därtill behöver behandlingstester ofta utföras. Dessutom bör experter involveras i det slutliga ställningstagandet kring huruvida metoden är lämplig eller ej.

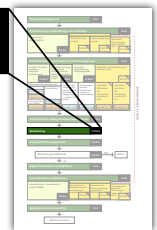
Två pilotprojekt för att undersöka hur naturlig självrening fungerar för svenska markförhållanden (SGI, 2004) har genomförts. Inom ramen för Hållbar Sanering (2008e) visas att metoden kan fungera och det har publicerats en fördjupad rapport i ämnet.

C.4.4.2 Riskvärdering

Eftersom undersökning och sanering av bensinstationer vanligen är små, likartade och enkla projekt och det genom SPIMFABs åtgärdsprogram finns mycket erfarenhet, utgör inte riskvärderingen något komplicerat moment. Med utgångspunkt i de olika åtgärdsalternativ som tagits fram i åtgärdsutredningen vägs dessa mot varandra med avseende på miljömässiga och tekniska konsekvenser, måluppfyllelse, kostnad och övriga intressen som till exempel tidsaspekter och rekreativvärde. Baserat på detta kan slutligen ett *förslag till åtgärdsmetod* tas fram.

I Hållbar Sanering (2008d) beskrivs mer fördjupat hur riskvärdering kan gå till på bensinstationsprojekt och hur aspekter som miljöprestanda och samhällsekonomi kan hanteras systematiskt och kvantitativt.

C.4.4.2

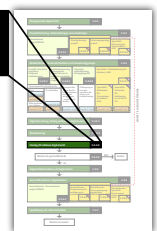


C.4.4.3 Förslag till mätbara åtgärds mål

Konsulten tar fram ett förslag till vilka mätbara åtgärds mål som ska uppnås genom åtgärden på det förorenade området. Vanligen innebär åtgärds målen *haltkrav* (i form av acceptabla resthalter) som syftar till att reducera risker för hälsa och markmiljö och *mängdkrav* (i form av acceptabel restmängd) i syfte att reducera föroreningskällan och att minimera förorenings spridningen. I samband med in situ sanering kan *funktionskrav* (d v s specificerade krav på funktion för området och åtgärden) vara ett alternativ.

Notera att riktvärden är ett av flera verktyg i en riskbedömning, men de är nödvändigtvis inte desamma som åtgärds målen vid en efterbehandling.

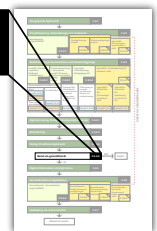
C.4.4.3



C.4.4.4 Kommunikation med berörda – Beslut om genomförande

Resultat från utredning, undersökning och riskbedömning sammanställs i en *undersökningsrapport*. Om området är så förorenat att åtgärds behov finns, redovisas även resultaten från åtgärds utredningen och riskvärderingen samt förslag till mätbara åtgärds mål.

C.4.4.4

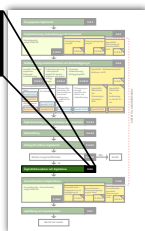


³⁷ **Naturlig självrening** baseras på användandet av naturens egen potential att reducera koncentration och mängd av föroreningar, främst petroleumprodukter, i markområden (SGI, 2004). Naturlig självrening **definieras** som de processer i jord, sediment och grundvatten som utan mänskligt ingripande reducerar massa, toxicitet, mobilitet eller koncentration av föroreningar i dessa matriser. Benämningen **övervakad** naturlig självrening anger således en åtgärds metod där man övervakar dessa naturliga processer för att säkerställa att uppsatta efterbehandlings mål uppnås (Hållbar Sanering, 2008e).

Undersökningsrapporten delges SPIMFABs projektledare och tillsynsmyndigheten så snart den är färdigställd. Därefter hålls sedan ett *möte* mellan konsulten, SPIMFABs projektledare och tillsynsmyndigheten i kommunen. I de fall där åtgärder kan bli nödvändiga närvarar även fastighetsägaren. Dessa möten inleds vanligtvis med allmän information om undersöknings- och saneringsläget i kommunen. Därefter fortsätter diskussionen om aktuellt/aktuella objekt genom att konsulten presenterar innehållet i Undersökningsrapporten, i form av:

- » Genomförande – vad har undersökts och varför, vald markanvändning för objektet.
 - » Resultat.
 - » Värderingar och förslag.
 - » Överenskommelser med kommunen.
- a. *Om föreningar ej påträffats* behöver inga efterbehandlingsåtgärder genomföras. Då fattas istället beslut om att avsluta projektet.
 - b. *Om föreningar påträffats* och bedöms behöver åtgärdas presenterar konsulten även förslag till åtgärdsmetod och mätbara åtgärds mål. *Beslut om åtgärd och val av åtgärd* tas under mötet. Därefter fastställs även en handlingsplan för hur åtgärden ska genomföras och vilka mätbara åtgärds mål som ska uppnås.

C.4.5



C.4.5 Åtgärdsförberedelser och åtgärdskrav

Efter att beslut om åtgärd och val av åtgärdsmetod tagits handlas entreprenad upp. Ett offertförfrågningsformulär färdigställs och skickas ut till lämpliga entreprenörer. Inkomna anbud utvärderas och entreprenören för projektet väljs. Entreprenadkontrakt upprättas i vilket hänsyn tas till de särskilda byggherreansvarsregler som finns i föreskriften *Byggnads- och anläggningsarbete* (AFS 1999:3), se vidare i kapitel B om Lagenliga Krav.

Notera att riktvärden är ett av flera verktyg i en riskbedömning, men de är nödvändigtvis inte desamma som åtgärds målen vid en efterbehandling.

Åtgärdsförberedelserna innebär att konsulten i god tid gör en anmälan till tillsynsmyndigheten om att en efterbehandlingsåtgärd planeras. Konsulten formulerar här även specifika åtgärdskrav för de massor som ska hanteras och åtgärdas. Dessa krav är till för att vägleda entreprenörens arbete så att åtgärds målen uppfylls. Tillsynsmyndigheten ska ge ett svar på anmälan inom sex veckor.

C.4.6



C.4.6 Genomförandet av åtgärdsfasen

Efter att åtgärdsförberedelserna och åtgärdskraven är upprättade kan själva genomförandet av åtgärdsfasen påbörjas. På bensinstationer kan genomförandet ske på olika sätt vilka beskrivs nedan.

Den praktiska provtagningsdelen redovisas i Bilaga 5.

C.4.6.1

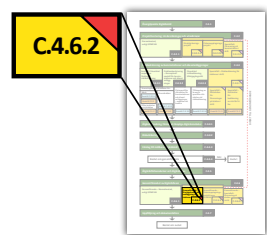


C.4.6.1 Genomförande – Normalmetod enligt SPIMFAB

Inom SPIMFAB-projektet genomförs åtgärdsfasen snarast efter mötet hos tillsynsmyndigheten på följande sätt:

- » Åtgärdsarbetet påbörjas.
- » SPIMFABs konsult bevakar åtgärdsarbetet - Oavsett om det är en utförandeentreprenad eller en totalentreprenad följs arbetet upp av SPIMFABs konsult. Konsulten övervakar genomförandet och tar prover för att verifiera att föroreningarna avlägsnas och att åtgärdsmålen uppfylls. Kontakt med tillsynsmyndigheten och med fastighetsägaren sker regelbundet.
- » Markytor iordningställs - Slutligen nås det åtgärds mål som fastställts i överenskommelse med miljötillsynsenheten inom kommunen. Markytorna iordningställs och därpå utförs en *slutbesiktning* av entreprenaden. Eventuella fel som upptäcks ska rättas till av entreprenören inom några få veckor.
- » Projektavslut – Projektet är avslutat efter att åtgärdsarbetet är fysiskt avslutat och beslut om att godkänna avslut av projektet har fattats av tillsynsmyndigheten.

C.4.6.2 Genomförande - Direktgrävning i anslutning till nedläggning av station



Vid nedläggning av en bensinstation i drift avlägsnas i de allra flesta fall hela distributionsanläggningen med cisterner, pumpöar, drivmedelsledningar och centralpåfyllningar. På stationer som är i drift finns god kunskap om var befintliga cisterner är placerade och i de flesta fall finns även kunskap om var äldre installationer finns. Direktgrävning innebär att en förenklad riskbedömning görs genom att markprov tas i samband med upptagning av utrustning. Provtagning i samband med schaktsanering utförs enligt instruktioner i Bilaga 5, avsnitt 2.3.

I de fall cisterner, ledningar och andra installationer ändå ska tas upp är informationsvärdet av att ha gjort en inledande markundersökning innan grävarbetet påbörjas begränsad. Skälet till detta är följande:

1. Det går av praktiska skäl inte att borra på alla misstänkta platser inom en station på grund av installationer som finns på stationen (drivmedelsledningar, VA-ledningar, elkablar, telekablar, skärmtak med mera).
2. Föroreningen kan ligga så djupt att det är praktiskt omöjligt att nå den via borrhning (det blir borrhstopp på grund av större stenar/moränlager).
3. En borrhundersökning blir av ekonomiska skäl begränsad i sin omfattning. Normalt görs 5-8 borrhål. Informationen från undersökningen blir osäker och många gånger underskattas volymen förorenad jord.

Den samlade bransch erfarenheten säger att det är först när drivmedelsanläggningarna har grävts upp som det går att få en korrekt bild av förorenings situationen. Källan till föroreningen kan också i de allra flesta fall härledas och föroreningen kan följas. Direktgrävning kan med andra ord betraktas som en markundersökning med stora provgröpar.

I situationer då föroreningsområdet är mer omfattande, till exempel om föroreningen har spridits från fastigheten ut under en väg eller byggnad, kan det vara lämpligt att efter hand komplettera med traditionell markundersökning. Vid planering av den kompletterande markundersökningen finns därmed redan vetskap om vilka föroreningar som kan påträffas och hur geologin inom området ser ut. Detta beaktas när undersökningen utformas och styr antal punkter, val av borrh, provtagning av grundvatten med mera.

Ett motiv till att genomföra en markundersökning innan installationerna tas upp är att använda informationen för att välja lämplig efterbehandlingsmetod. I praktiken innebär dock en nedläggning av en bensinstation att den aktuella fastigheten säljs eller att arrendet sägs upp. Den

enda säkra efterbehandlingsmetoden som kan garantera att fastighetsägaren får en ren fastighet vid en given tidpunkt är schaktsanering. I de allra flesta fall förändrar därför en markundersökning ingenting i sak beträffande hur mycket jord som behöver schaktas bort. Mängden blir densamma oavsett om det på förhand finns en bedömning av volymen eller ej.

C.4.6.2.1 Tillvägagångssätt

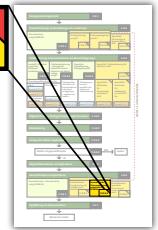
1. Fastställande av markanvändning då bensinstationen har stängts och avetablerats för att möjliggöra beslut om åtgärds mål.
2. Upprättande av anmälan om avhjälpande åtgärder i vilken åtgärds målet fastställs. Om stationen är gammal görs även en historisk genomgång för att säkerställa att ingen gammal nedgrävd utrustning glöms bort. I anmälan regleras även hur uppgrävd förorenad jord ska hanteras om sådan påträffas i samband med upptagning av cisterner samt hur eventuellt förorenat grundvatten ska omhändertas.
3. I vissa kommuner krävs rivningslov för upptagning av underjordsinstallationer och i sådant fall upprättas även ansökan om rivningslov.
4. Efter beslut från tillsynsmyndigheten och då eventuellt rivningslov beviljats påbörjas entreprenaden.
5. Om tillsynsmyndigheten i sitt beslut lämnat sitt godkännande kan cisternupptagningen vid behov övergå i en regelrätt schaktsanering.
6. Vid behov utförs kompletterande markprovtagning.
7. Rapportering. Miljökonsulten sammanställer utfört arbete i en rapport som lämnas till tillsynsmyndigheten. Rapporten innehåller vanligen en redovisning av hur stor volym förorenad jord som har hanterats, var förorenad jord och skrotade cisterner förts samt resultat från provtagning av jord och eventuellt grundvatten.
8. Tillsynsmyndigheten granskar konsultrapporten och ger sitt utlåtande.

En grundläggande förutsättning för att kunna arbeta med direktgrävning är att de entreprenörer och miljökonsulter som utför arbetet har god kunskap om hur drivmedelsanläggningar är uppbyggda och har resurser att hantera problem som kan uppstå vid hantering av exempelvis djupa schakter och förorenat grundvatten. Vidare förutsätter metoden en öppen dialog med tillsynsmyndigheten.

Direktgrävning är en tids- och kostnadseffektiv metod men bör inte användas på fastigheter där det kan finnas föroreningar från annan verksamhet. Skälet till detta är framförallt arbetsmiljörisiker. De entreprenörer som genomför direktgrävning är vanligen samma entreprenörer som installerar och bygger om drivmedelsanläggningar och är därför väl förtrodda med de arbetsmiljörisiker som finns på bensinstationer. På fastigheter där det kan finnas andra föroreningar med annan riskbild, till exempel akuttoxiska eller frätande ämnen, är vanan och beredskapen ofta sämre. I dessa situationer är det därför lämpligt att inleda arbetet med en markundersökning för att kunna identifiera dessa risker.

C.4.6.3 Genomförande - Cisternupptagningsprojekt inom SPIMFAB-projektet

C.4.6.3



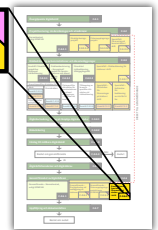
De så kallade Cisternupptagningsprojekten inom SPIMFAB-projektet har en annan projekthantering (se tidigare avsnitt) och efterföljs av nedanstående moment:

- » **Cisternupptagningsåtgärden** - Utförs direkt efter att provtagningsplan har upprättats, fastighetsägaren underrettats och den kommunala tillsynsmyndigheten har medgett tillstånd till åtgärden. Upphandlad entreprenad avlägsnar cisternen/cisternerna och eventuell förorenad jord. Konsulten övervakar arbetet och tar jord- och grundvattenprover (även med fältanalysmetoder) för att verifiera att eventuella föroreningar i marken avlägsnas och att åtgärds mål nås.
- » **Laboratorieanalys** - Ett urval av jord- och grundvattenprover skickas till ackrediterat laboratorium för kemisk analys. Urvalet baseras på syn-/luktintryck och fältanalysresultat.
- » **Utvärdering** – Analysresultaten utvärderas, riskbedöms och används för att verifiera att eventuella föroreningar i marken avlägsnats. Som hjälp används de branschspecifika riktvärdena för bensinstationer (SPI-RV) eller eventuellt platsspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV).
- » **Rapportering** - Konsulten sammanställer sin utvärdering, riskbedömning och resultat av åtgärden i en *cisternupptagningsrapport*.
- » **Möte** - När cisternupptagningsprojektet rapporteras hålls ett möte mellan konsulten, SPIMFABs projektledare, tillsynsmyndigheten i kommunen och fastighetsägaren. Konsulten presenterar resultatet och därefter tas beslut om avslut av projektet.

Provtagning i samband med cisternupptagning utförs enligt instruktioner i Bilaga 5, avsnitt 2.3.

C.4.6.4 Genomförande - Specialfall – Förorening på station i drift

C.4.6.4



Vid alla arbeten på bensinstationer i drift finns särskilda risker som inte ska underskattas. En utförlig beskrivning av olika risker återfinns i SPI & SPT (2008)³⁸. Genomförandet av saneringsåtgärder på bensinstationer i drift kan försvåras av att en modern bensinstation har en stor mängd underjordiska installationer (ledning, kablar, fundament och cisterner). Installationer i marken kan hindra åtkomligheten och möjligheten att på ett säkert sätt undersöka och åtgärda föroreningar. Utöver begränsningar genom underjordiska installationer i mark finns även höjdbegränsningar vid schaktning under skärmtak vilket minskar urvalet av möjliga grävmaskiner och borrhutrusning.

Exempel på riskfyllda situationer är schaktning i eller nära områden med risk för explosiv atmosfär, djupa schakter i närheten av tunga konstruktioner som skärmtak, större ID-master (d v s master eller stolpar med bensinbolagets logotype på) samt byggnader.

Vid genomförande av saneringsarbeten på en station i drift finns vanligen oljebolagets miljökonsult på plats. Konsulten bevakar och tar prover för att verifiera att föroreningarna avlägsnas och att åtgärds målen uppfylls. Kontakt med den kommunala tillsynsmyndigheten sker regelbundet.

Provtagning i samband med schaktsanering utförs enligt instruktioner i Bilaga 5, avsnitt 2.3.

38 SPT (Scandinavian Petroleum Technic Association) är en samlingsorganisation för leverantörer och entreprenörer inom drivmedelsbranschen.

C.4.7



C.4.7 Uppföljning och dokumentation

Varje enskilt bensinstationsprojekt dokumenteras noggrant avseende tekniska, naturvetenskapliga och ekonomiska aspekter. Dokumentationen omfattar hela processen från upprättande av åtgärds mål, riskbedömning, åtgärdsutredning, riskvärdering och val av åtgärd till genomförande och uppföljning enligt:

- » **SPIMFAB-projekten** - *Undersökningsrapport, åtgärdsrapport* om projektet behövt åtgärdas, *mötesprotokoll* och *beslut* från tillsynsmyndigheten om att åtgärds målen uppfyllts för respektive projekt. Dessa dokument finns tillgängliga hos både tillsynsmyndigheten i kommunen och hos SPIMFAB/SPI.
- » **Oljebolagens egna projekt**- För dessa sammanställs en *slutrapport* som omfattar allt som gjorts inom projektet. I slutrapporten finns all dokumentation samlad. Denna delges tillsynsmyndigheten för kommentarer och bekräftelse på att åtgärds målen uppfyllts, även fastighetsägaren får en kopia av slutrapporten.

C.5 Branschspecifika riktvärden för mark och grundvatten på bensinstationer och dieselanläggningar

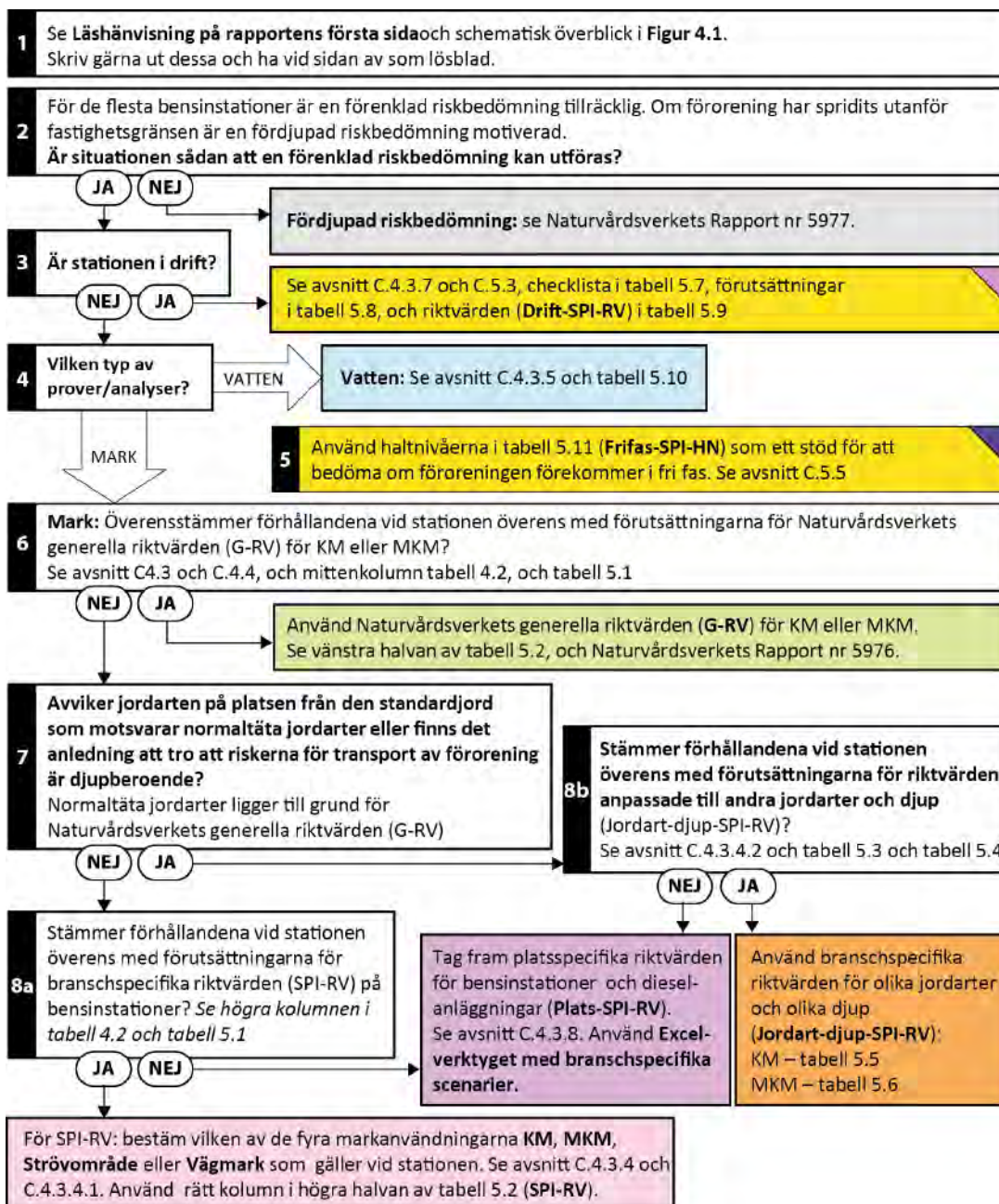
I detta avsnitt redovisas *branschspecifika riktvärden* (SPI-RV) för förorening i mark och grundvatten vid bensinstationer och dieselanläggningar. De förutsättningar som ligger till grund för beräkning av riktvärdena redovisas också. **Riktvärdena (SPI-RV) skall endast användas på villkor att de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen överensstämmer med de förhållanden som använts för att ta fram metodiken och dess riktvärden. Riktvärdena är ett av flera verktyg i en riskbedömning, men är nödvändigtvis inte desamma som åtgärds mål.**

För förklaring av de olika typerna av riktvärden, se faktaruta i avsnitt C.4.3.

Riktvärden för mark och grundvatten på bensinstationer är riskbaserade och kan beroende på i vilken utsträckning hänsyn tagits till specifika förutsättningar klassificeras som *generella*, *branschspecifika* eller *platspecifika*. För förorenade bensinstationer görs oftast en förenklad riskbedömning. Den innebär att uppmätta föroreningshalter i jord eller grundvatten stäms av mot relevanta riktvärden (läs mer om förenklad riskbedömning i avsnitt C.4.3.1 och C.4.3.3). Branschspecifika riktvärden för mark vid *bensinstationer som har eller ska läggas ned* har tagits fram för förhållanden (SPI-RV) som motsvarar känslig markanvändning, förhållanden som motsvarar mindre känslig markanvändning, mark som används som strövområde samt för mark i anslutning till vägar och trafikleder. Vidare har riktvärden tagits fram för tre jordarter (genomsläppliga, normaltäta och täta)³⁹ samt för tre olika djup till föroreningen. I figur 5.1 illustreras en schematisk översikt för hjälp med att välja rätt riktvärdestabell, och den är avsedd att användas som ett extra stöd under läsningen av avsnitt C.5.

Riktvärden har också tagits fram för användning vid *bensinstationer i drift* (Drift-SPI-RV), samt halt-nivåer *för att bedöma om det finns risk för fri fas* (Frifas-SPI-HN) av förorening i marken (se figur 5.1). Halt-nivåerna för att bedöma om det finns risk för fri fas (Frifas-SPI-HN) redovisas för mark respektive grundvatten. Därtill redovisas en uppdatering av *riktvärden för grundvatten vid bensinstationer* (SPI-RV), vilket innebär vissa förändringar jämfört med det förslag som redan tidigare tagits fram (Kemakta, 2006).

³⁹ Se fotnot nr 29.



Figur 5.1. Schematisk översikt för hjälp med att välja rätt riktvärdestabell. Användning: Börja överst i ruta nummer 1, gå därefter till nr 2, svara på frågorna varterfter. När "färgad slutruta" är nådd har man funnit lämplig typ av riktvärde/haltnivå avsedd för den aktuella situationen.

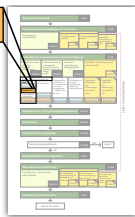
Tips: Skriv gärna ut figur 5.1 och ha den tillgänglig som löslblad vid sidan av, så fungerar den även som ett extra stöd under läsningen av avsnitt C.5.

Följande förutsättningar bör beaktas när de *branschspecifika riktvärdena (SPI-RV)* används i utredningar av föroreningar i mark och grundvatten vid bensinstationer och dieselanläggningar:

- » Riktvärdena anger en föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingsssammanhang. Detta innebär inte nödvändigtvis att ett överskridande av riktvärdena medför negativa effekter.
- » De är framtagna för att gälla för bensinstationer över hela landet och för förhållanden som täcker in ett stort antal platser. Vid vissa platser kan dock förhållandena vara sådana att de branschspecifika riktvärdena inte är tillämpliga. Därför bör man kontrollera att förutsättningarna för spridning och exponering inte väsentligt avviker från de som antagits i riktvärdesmodellen (se avsnitt C.4.3.3 och C.4.3.4).
- » Riktvärdena är rekommendationer och utgör ett av flera verktyg i riskbedömningen. De är inte juridiskt bindande.
- » De anger inte en nivå till vilken det är acceptabelt att förorena.
- » De är inte direkt användbara för andra typer av förorenade medier såsom sediment, byggnadsmaterial, mm.
- » Riktvärdena tar inte hänsyn till samverkans effekter mellan föroreningar eller grupper av föroreningar.
- » De bör inte automatiskt användas som mätbara åtgärds mål. När man formulerar mätbara åtgärds mål för ett efterbehandlingsprojekt, bör hänsyn också tas till teknik, ekonomi samt allmänna och enskilda intressen.

Platsspecifika riktvärden (Plats-SPI-RV) för förorenad mark på bensinstationer (se avsnitt C.4.3.8) tas fram då de branschspecifika förutsättningarna på bensinstationen inte uppfylls varför de branschspecifika riktvärdena därmed ej kan användas. För att ta fram platsspecifika riktvärden för mark på bensinstationer används Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar, och som laddas ned från <http://www.spimfab.se/> undersida Miljö/Regelverk, Riktvärden. Läs även mer i Bilaga 6.

Avsnitt C.5.1



C.5.1 Branschspecifika riktvärden för mark vid nedlagda stationer

I detta avsnitt beskrivs hur de branschspecifika riktvärdena (SPI-RV) för fyra olika branschspecifika markanvändningar har tagits fram. Markanvändningarna är *Känslig Markanvändning (KM)*, *Mindre Känslig Markanvändning (MKM)*, *Strövområde* och *Vägmark*. Notera att dessa endast ska användas då de antagna kriterierna (se tabell 5.1) är uppfyllda på den aktuella platsen. För de branschspecifika riktvärdena för KM och MKM är utgångspunkten för exponeringsparametrar och spridningsparametrar samma som för de generella riktvärdena för KM och MKM, men med en anpassning av det förorenade områdets storlek. De branschspecifika riktvärdena för *Strövområde* respektive *Vägmark* är varianter på KM respektive MKM, dock med kortare vistelsetid på området.

Mer detaljer om de fyra markanvändningarna KM, MKM, Strövområde och Vägmark finns i avsnitt C.4.3.4 ovan.

C.5.1.1 Branschspecifika riktvärdestabeller för mark

I samband med framtagande av branschspecifika riktvärden (SPI-RV) har en förändring jämfört med Naturvårdsverkets generella modell (G-RV) gjorts genom en justering av egenskaperna för de lättflyktiga alifatfraktionerna (alifater >C5-C8). Generella riktvärden (SPI-RV) ges för alifatfraktionen >C5-C8 som i Naturvårdsverkets beräkningar istället delas upp i två delfraktioner (alifater

>C5-C6 och alifater >C6-C8). De generella riktvärdena (G-RV) för hela fraktionen (alifater >C5-C8) har där tagits fram genom en sammanviktnig av de beräknade riktvärdena för de två delfraktionerna (alifater >C5-C6 och alifater >C6-C8). Denna metod har dock visat sig vara besvärlig att använda när platsspecifika riktvärden (Plats-G-RV) tas fram. Därför har ämnesegenskaper nu i de branschspecifika riktvärdena (SPI-RV) tagits fram för summafraktionen alifater >C5-C8⁴⁰.

En ytterligare förändring har nu gjorts för de flyktiga alifaterna i fraktionerna >C5-C8 och >C8-C10. Denna berör ett problem med riktvärdesmodellen som innebär att riktvärden för mycket flyktiga ämnen kan bli orrealistiskt låga. Detta gäller framförallt för genomsläppliga jordar. Riktvärdet kan bli så lågt att mängden förorening i jorden är för liten för att höga koncentrationer ska kunna upprätthållas i inomhusluft någon längre tid utan att föroreningshalten i marken utarmas på grund av förångningen. En beräkning har gjorts av vilken föroreningshalt i jorden som skulle behöva finnas i ett 2 meter mäktigt markskikt för att kunna ge en genomsnittshalt under 1 år i inomhusluften i en ovanliggande byggnad i nivå med referenskoncentrationen, se Bilaga 6C för detaljer. Beräkningen visar att för fraktionen >C5-C8 skulle halten behöva överstiga det beräknade riktvärdet för exponeringsvägen inandning av ångor med cirka 6 gånger och för fraktionen >C8-C10 måste halten överstiga riktvärdet med ca tre gånger. För övriga ämnen är skillnaden mindre än 10 %. För att kompensera detta har ämnesparametern Henrys konstant som styr förångningen justerats ned för de två berörda ämnesgrupperna. Därigenom påverkas endast exponeringsvägen förångning och inte de övriga exponeringsvägarna. Denna justering innebär att de branschspecifikt beräknade riktvärdena (SPI-RV) för de två fraktionerna blir högre än motsvarande generella riktvärden (G-RV).

De beräknade riktvärdena (SPI-RV) redovisas i tabell 5.2. Såsom framgår av tabellen är skillnaden mellan de generella och branschspecifika riktvärdena för KM och MKM små. Förutom de skillnader som orsakas av justeringen för de lättaste alifatfraktionerna är det endast för MKM som det finns skillnader vad gäller bensen, aromatfraktionen >C16-C35 samt MTBE.

Riktvärdena (SPI-RV) för markanvändning *Strövområde* och *Vägmark* är för vissa ämnen högre än motsvarande värden för *KM* respektive *MKM*. Detta gäller framförallt flyktiga ämnen såsom lättflyktiga alifatfraktioner samt bensen. Styrande exponeringsväg är för de flesta ämnen skyddet av markmiljön. För bensen är skydd av grundvatten styrande för markanvändning *Strövområde*. För markanvändning som *Vägmark* är skydd av grundvatten styrande för lättflyktiga alifatfraktioner, bensen och MTBE. Den kan även noteras att skyddet för hälsa inte är styrande för något ämne vid markanvändningarna *Strövområde* och *Vägmark*. Detta innebär att dessa riktvärden (SPI-RV) inte är speciellt känsliga för valet av exponeringstider.

I tabell 5.1 redovisas de parametrar som använts för att beräkna riktvärdena (SPI-RV) för dessa markanvändningar. Som framgår av tabellen så är skillnaden mellan förutsättningarna för de generella och branschspecifika KM- respektive MKM-värdena liten, det är endast storleken på det förorenade området som skiljer. Vid de allra flesta bensinstationer är det förorenade området relativt litet varför områdets storlek är satt till 20 meter gånger 20 meter. För markanvändningen *Strövområde* respektive *Vägmark* är vistelsetiden på området och därmed också den tid som människor exponeras kortare. För strövområdet antas att vistelsetiden motsvarar ca två dagar per vecka samt helgdagar. För vägmark antas vistelsetiden motsvara en dag varannan vecka. De beräknade riktvärdena är relativt okänsliga för antaganden om vistelsetid. Det förväntas inte ske något uttag av vatten för dricksvattenändamål för de två markanvändningsområdena, dock skyddas grundvattnet på ett avstånd av 100 respektive 200 meter.

40 Summafraktionens värde för parametrarna Henrys konstant, K_{ow} och K_{ow} har beräknats med de metoder som anges i Bilaga 1 till Naturvärdsverkets vägledning för modellen (Naturvärdsverket, 2009b).

Tabell 5.1

Tabell 5.1. Indata som använts för att beräkna branschspecifika riktvärden (SPI-RV) för bensinstationer.

Parameter	Generella		Branschspecifika riktvärden				Enhet
	KM	MKM	KM	MKM	Ströv- område	Vägmark	
Exponeringsparametrar							
Scenariospecifika modellparametrar	KM- värde	MKM- värde	Samma som KM generellt	Samma som MKM generellt	MKM- värde	MKM- värde	-
Exp.tid barn - intag av jord	365	60			120	30	dag/år
Exp.tid vuxna - intag av jord	365	200			120	30	dag/år
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	120	60			60	30	dag/år
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	120	90			60	30	dag/år
Exp.tid barn - inandning av damm	365	60			120	30	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av damm	365	200			120	30	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	1	1			0	0	-
Exp.tid barn - inandning av ånga	365	60			120	30	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	365	200			120	30	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	1	1			0	0	-
Konsumtion av växter - barn	0,25	0			0,00274	0	kg/dag
Konsumtion av växter - vuxna	0,4	0			0,00274	0	kg/dag
Andel växter från odling på plats	0,1	0			1	0	-
Jord- och grundvattenparametrar							
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000003						kg/l
Torr densitet	1,5						kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,02						kg/kg
Vattenhalt	0,32						dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,08						dm ³ /dm ³
Skydd av markmiljö							
Skyddsnivå för markmiljö	KM	MKM	KM	MKM	KM	MKM	
Förorenat område							
Längd på förorenat område	50	50	20	20	20	20	m
Bredd på förorenat område	50	50	20	20	20	20	m
Data för transportmodell - ånga							
Luftvolym inne i byggnad	240	240	240	240	Inga byggnader på området		m ³
Luftomsättning i byggnad	12	12	12	12			1/dag
Yta under byggnad	100	100	100	100			m ²
Djup till förorening	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	m
Data för transportmodell - grundvatten							
Grundvattenbildning	100						mm/år
Hydraulisk konduktivitet	0,00001						m/s
Hydraulisk gradient	0,03						m/m
Akviferens mäktighet	10						m
Avstånd till brunn	0	200	0	200	Intag av grundvatten ej med		m
Avstånd till skyddat grundvatten	0	200	0	200	100	200	m

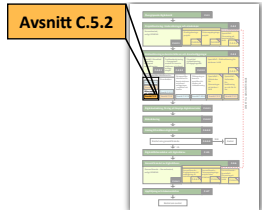
Tabell 5.2

Tabell 5.2. Branschspecifika riktvärden (SPI-RV) för förorenad mark på bensinstationer. Som jämförelse redovisas också Naturvårdsverkets generella riktvärden (G-RV). G-RV skall endast användas då förutsättningarna (avsnitt C.4.3 och C.4.4, mittenkolumn tabell 4.2, samt tabell 5.1) stämmer överens med de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen. SPI-RV skall endast användas då förutsättningarna (avsnitt C.4.3.4 och C.4.3.4.1, högerkolumn tabell 4.2, samt tabell 5.1) stämmer överens med de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen.

Ämne	Generella		Branschspecifika riktvärden			
	KM	MKM	KM	MKM	Strövområde	Vägmark
Alifat >C5-C8	12	80	40	200	50	200
Alifat >C8-C10	20	120	60	350	100	500
Alifat >C10-C12	100	500	100	500	100	500
Alifat >C12-C16	100	500	100	500	100	500
Alifat >C5-C16	100	500	100	500	100	500
Alifat >C16-C35	100	1000	100	1 000	100	1 000
Bensen	0,012	0,04	0,012	0,15	0,1	0,15
Toluen	10	40	10	50	10	50
Etylbensen	10	50	10	50	10	50
Xylen	10	50	10	50	10	50
Aromat >C8-C10	10	50	10	50	10	50
Aromat >C10-C16	3	15	3	15	3	15
Aromat >C16-C35	10	30	10	40	10	40
PAH L	3	15	3	15	3	15
PAH M	3	20	3	20	10	40
PAH H	1	10	1	10	2,5	10
MTBE	0,2	0,6	0,2	2,5	1	2,5

C.5.2 Riktvärden för förorening i olika jordarter och på olika jorddjup

Branschspecifika riktvärden har tagits fram för föroreningar i olika jordarter och på olika jorddjup (Jordart-djup-SPI-RV)⁴¹. Motivet för detta är att riskerna med markförorening påverkas av jordarten samt på vilket djup från markytan som föroreningen ligger. Därför kan det i vissa fall vara motiverat att ta fram riktvärden för specifika djupintervall. Det kan exempelvis vara fall där riskerna med djupt liggande förorening skiljer sig väsentligt från riskerna från mer ytlig förorening eller fall då det är svårt att åtgärda djupt liggande förorening. Förslag på beräkningsförutsättningar har tagits fram för tre djupintervall: 0–1 m, 1–2 m respektive mer än 2 m under markytan (se detaljer i avsnitt C.4.3.4.2). Generellt gäller att djupintervall med en mäktighet på mindre än en meter inte bör användas.



⁴¹ I föregångaren till Naturvårdsverkets rapport 4889, som nu har utgått ur Naturvårdsverkets bibliotek, gavs också branschspecifika riktvärden för förorening i olika jordarter och på olika jorddjup.

De exponeringsvägar som ingår i modellen har olika grad av djupberoende. Generellt gäller att ett större djup medför att:

- » Risken att komma i kontakt med förorenad jord och damm minskar.
- » Växters möjlighet att ta upp föroreningar minskar.
- » Transporten av ångor till markytan minskar.
- » Spridning till grundvatten och ytvatten kan vara ytberoende och ökar i vissa fall med djupet (se mer detaljer i avsnitt C.4.3.4.2 ovan).

För att ta hänsyn till att det genom naturliga processer och mänsklig aktivitet kan ske en omblandning av jorden har exponeringen inte antagits gå ned till noll för djupare liggande jord. I stället antas en gradvis minskning att ske med tilltagande djup. De exponeringsparametrar som rekommenderas för de olika djupen redovisas i tabell 5.3, dock endast för markanvändningarna KM och MKM. För en platspecifik bedömning kan dessa i vissa fall behöva modifieras.

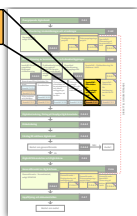
Transporten av ångor i marken minskar med ökande djup till föroreningen. Minskningen är relativt liten för genomsläppiga jordar men kan vara mycket stor för täta jordar. Dessutom minskar också vanligtvis halten av organiskt kol i marken med djupet vilket innebär att fastläggningen av organiska föroreningar minskar. Detta påverkar både risken för spridning av ångor och risken för spridning med vatten.

För att modellen ska kunna beräkna utspädningsfaktorer för porluft till inomhusluft samt utlakningen till grundvatten måste jordartens egenskaper anges. I modellen för generella riktvärden (G-RV) används data för en standardjord som motsvarar normaltäta jordarter.

Vid framtagning av riktvärden för andra jordarter (Jordart-djup-SPI-RV)⁴² har förslag på lämpliga indata tagits fram för jordegenskaper i andra jordar. Förslaget som redovisas i tabell 5.4 har som utgångspunkt de data som fanns i den nu utgångna rapporten *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*⁴³. Dock har halten organiskt kol modifierats utifrån data från SPIMFABs databas från markundersökningar vid saneringsprojekt. Vissa justeringar har även gjorts av vattenhalt och andel porluft.

De beräknade branschspecifika riktvärdena (Jordart-djup-SPI-RV) motsvarande känslig respektive mindre känslig markanvändning redovisas i tabell 5.5 och 5.6. Beräkningarna visar att skillnaden i riktvärde är större mellan olika jordarter än mellan olika markdjup. Riktvärdena för genomsläpplig jord är för flera ämnen lägre än motsvarande generella riktvärden. För vissa ämnen minskar riktvärdena med ökande djup, medan de ökar för andra ämnen. Detta beror på samspelet mellan hur vattenhalten i jorden och halten organiskt kol varierar med djupet. För de ämnen som har minskande riktvärden med ökande djup styrs riktvärdet av skydd av grundvatten.

Avsnitt C.5.3



C.5.3 Specialfall – Riktvärden för föroreningar på stationer i drift

Om föroreningar i marken påträffas på bensinstationer i drift kan det av praktiska och ekonomiska skäl vara motiverat att vänta med en slutlig sanering till dess stationen läggs ner eller genomgår en större ombyggnad (se detaljer i avsnitt C.4.3.7). Det är dock viktigt att säkerställa att föroreningarna fram tills dess inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön i omgivningen. Eftersom de branschspecifika riktvärdena (SPI-RV) för mark inte är direkt tillämpliga för bedömning av risken med föroreningar som lämnas kvar under tiden en bensinstation är i drift har en särskild *checklista för bensinstationer i drift* tagits fram för att underlätta riskbedömningen. Vidare har även *branschspecifika riktvärden för förorenad mark vid bensinstationer i drift* (Drift-SPI-RV) tagits fram.

⁴² Se fotnot nr 41.

⁴³ Se fotnot nr 1.

Tabell 5.3

Tabell 5.3. Förslag på djupberoende exponeringsparametrar för branschspecifika riktvärden (Jordart-djup-SPI-RV).

Parameter	Djupberoende KM			Djupberoende MKM			Enhet
	0 - 1 m	1 - 2 m	> 2 m	0 - 1 m	1 - 2 m	> 2 m	
Exponeringsparametrar							
Scenariospecifika modellparametrar	KM-värde	KM-värde	KM-värde	MKM-värde	MKM-värde	MKM-värde	
Exp.tid barn - intag av jord	365	50	5	60	20	5	dag/år
Exp.tid vuxna - intag av jord	365	50	5	200	20	5	dag/år
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	120	50	5	60	20	5	dag/år
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	120	50	5	90	20	5	dag/år
Exp.tid barn - inandning av damm	365	50	5	60	20	5	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av damm	365	50	5	200	20	5	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. Damm	1	1	1	1	1	1	-
Exp.tid barn - inandning av ånga	365	365	365	60	60	60	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	365	365	365	200	200	200	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. Ånga	1	1	1	1	1	1	-
Konsumtion av växter - barn	0,25	0	0	0	0	0	kg/dag
Konsumtion av växter - vuxna	0,4	0	0	0	0	0	kg/dag
Andel växter från odling på plats	0,1	-	-	-	-	-	-

Tabell 5.4

Tabell 5.4. Förslag på parametrar för branschspecifika riktvärden för olika jordarter och olika jorddjup (Jordart-djup-SPI-RV).

Parameter	Genomsläpplig jord			Normaltät jord			Tät jord		
	0 - 1 m	1 - 2 m	> 2 m	0 - 1 m	1 - 2 m	> 2 m	0 - 1 m	1 - 2 m	> 2 m
Jordparametrar									
Torrtdensitet (kg/dm ³)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Halt organiskt kol (kg/kg)	0,008	0,006	0,005	0,02	0,01	0,006	0,02	0,015	0,012
Vattenhalt (dm ³ /dm ³)	0,11	0,15	0,18	0,32	0,35	0,37	0,39	0,4	0,42
Andel porluft (dm ³ /dm ³)	0,24	0,2	0,17	0,08	0,05	0,03	0,06	0,05	0,03
Djup till förorening (m)	0,35	1	2	0,35	1	2	0,35	1	2

Tabell 5.5

Tabell 5.5. Beräknade branschspecifika riktvärden (Jordart-djup-SPI-RV) motsvarande känslig markanvändning (KM) för olika jordarter och olika jorddjup (mg/kg TS). Dessa riktvärden skall endast användas då förutsättningarna (se avsnitt C.4.3.4.2, och tabell 5.3 och 5.4) stämmer överens med de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen.

	Genomsläpplig			Normaltät			Tät		
	0-1 m	1 - 2 m	> 2 m	0-1 m	1 - 2 m	> 2 m	0-1 m	1 - 2 m	> 2 m
Alifat >C5-C8	6	7	12	40	20	15	40	35	25
Alifat >C8-C10	3	4	7	60	100		100		
Alifat >C10-C12	12	15	25	100			100		
Alifat >C12-C16	60	70	100	100			100		
Alifat >C5-C16	50		70	100			100		
Alifat >C16-C35	100			100			100		
Bensen	0,005	0,004	0,0035	0,012	0,007	0,005	0,012	0,01	0,008
Toluen	1	1,2	2	10	7	5	10		8
Etylbensen	4	5	4	10	8	5	10		
Xylen	0,8	1,2	2	10		7	10		
Aromat >C8-C10	4	5	8	10			10		
Aromat >C10-C16	3			3			3		
Aromat >C16-C35	4	3	2,5	10	5	3	10	7	6
PAH L	2	1,5	1,2	3	2,5	1,5	3		
PAH M	0,6	0,8	1,2	3			2,5	4	5
PAH H	0,6	1,5	1,2	1	2,5	1,5	1	2,5	
MTBE	0,08			0,2	0,18	0,15	0,2		

Tabell 5.6. Beräknade branschspecifika riktvärden (Jordart-djup-SPI-RV) motsvarande mindre känslig markanvändning (MKM) för olika jordarter och olika jorddjup (mg/kg TS). Dessa riktvärden skall endast användas då förutsättningarna (se avsnitt C.4.3.4.2, och tabell 5.3 och 5.4) stämmer överens med de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen.

Tabell 5.6

	Genomsläpplig			Normaltät			Tät		
	0-1 m	1 - 2 m	> 2 m	0-1 m	1 - 2 m	> 2 m	0-1 m	1 - 2 m	> 2 m
Alifat >C5-C8	30	40	70	200		180	200		
Alifat >C8-C10	18	20	40	350	500		500		
Alifat >C10-C12	60	80	150	500			500		
Alifat >C12-C16	300	400	500	500			500		
Alifat >C5-C16	300	400	500	500			500		
Alifat >C16-C35	1 000			1 000			1 000		
Bensen	0,06	0,05		0,15	0,07	0,06	0,15	0,12	0,1
Toluen	6	7	15	50			50		
Etylbensen	30	40	50	50			50		
Xylen	5	6	12	50			50		
Aromat >C8-C10	25	30	50	50			50		
Aromat >C10-C16	15			15			15		
Aromat >C16-C35	40	35	30	40	35		40		
PAH L	15			15			15		
PAH M	3,5	4	7	20	12	18	15	25	30
PAH H	10			10			10		
MTBE	1		1,2	2,5	2		3	2,5	

C.5.3.1 Checklista för stationer i drift

För att förenkla bedömningen av frågeställningen i avsnitt C.5.3 ovan har en checklista tagits fram med viktiga frågor som bör besvaras. Checklistan redovisas i tabell 5.7 och är uppdelad i tre delar med punkter som berör:

- » Föroreningen - Används för att bedöma föroreningskällans omfattning och risken att föroreningar frigörs.
- » Transportvägar - Används för att bedöma hur föroreningen kan spridas till omgivningen.
- » Exponering och skyddsobjekt - Används för att bedöma risken för att föroreningar påverkar människor eller miljö.

C.5.3.2 Riktvärdestabeller för föroreningar på stationer i drift

För att bedöma riskerna med föroreningar vid bensinstationer i drift har *branschspecifika riktvärden för förorenad mark vid bensinstationer i drift (Drift-SPI-RV)* tagits fram. Detta för att det ska gå att göra en snabb bedömning av:

- » Halter av föroreningar uppmätta i mark – Om dessa underskrids är risken för exponering av människor och risken för spridning till grundvatten eller ånginträngning i byggnader liten (tabell 5.9).
- » Halter av föroreningar uppmätta i grundvatten - Om dessa underskrids i prover tagna i närheten av källan är risken för påverkan på brunnar, ytvatten och utströmningsområden liten. Dessutom är risken för ånginträngning i byggnader på eller i anslutning till bensinstationen liten (tabell 5.10).

Om riktvärdena (Drift-SPI-RV) överskrids görs antingen en ny bedömning eller en sanering. Riktvärden för användning vid bensinstationer i drift har beräknats med följande förutsättningar:

- » *Risken för att människor exponeras direkt för föroreningen är liten* eftersom förorening finns under hårdgjorda ytor och oftast på större djup. Eftersom bensinstationen är i drift finns en kontroll över de aktiviteter som sker i området. Exponeringstiden antas i detta fall vara maximalt 20 dagar per år.
- » *Exponering kan ske genom att ångor sprids till byggnader.* För beräkning av spridningen antas att förorening ligger minst 2 meter från en byggnad i mark som är grövre än ”normaljord”. I beräkningen tas hänsyn till en större luftomsättning i byggnaden. Om risk finns att ångor sprids direkt eller genom att förorening sprids med grundvattnet till bostadshus i närheten ska detta beaktas särskilt.
- » För beräkning av skyddet mot förorening av grundvatten på bensinstationer i drift antas att *markföroreningen finns inom ett begränsat område (10 m x 10 m)*. Detta motsvarar den yta som kan beröras av spill i samband med påfyllning, tankning eller på grund av mindre läckage. Grundvatten ska skyddas på ett avstånd av 100 m. Detta motsvarar det skyddsavstånd till bostadsbebyggelse som rekommenderas av Boverket.
- » *Föroreningen ska inte innebära någon risk för spridning av förorening i fri fas.* Detta görs genom att använda de ”Fri fas-gränser” som redovisas i tabell 5.11.
- » De områden där läckage sker vid bensinstationer i drift är trafikerade ytor täckta med asfalt eller betong. Behov av ett skydd av markmiljön inom dessa områden under tiden bensinstationen är i drift bedöms därför vara liten. Skydd för markmiljön beaktas därför inte specifikt i beräkningen av riktvärdena för bensinstationer i drift.
- » *Andra exponeringsvägar bedöms ha mycket liten inverkan på risken.*

En sammanställning av de exponeringsparametrar som används för beräkning av riktvärden för bensinstationer i drift finns i tabell 5.8. De beräknade riktvärdena (Drift-SPI-RV) för förorenad mark redovisas i tabell 5.9.

Tabell 5.7

Tabell 5.7. Checklista för bedömning av föroreningar vid bensinstation i drift (Drift-SPI-RV).

1 Föroreningen

1.1 Vilken typ av förorening har påträffats?

- a) bensin (typ),
- b) dieselbränsle,
- c) annan förorening, eller en blandning av föroreningar?

1.2 Är källan till föroreningen identifierad och åtgärdad?

1.3 Kunskap om föroreningens omfattning och utbredning:

- a) Vilka halter har uppmätts?
- b) Går det utifrån provtagning eller annan kunskap att avgränsa föroreningens utbredning?

1.4 Kunskap om tidigare spill:

- a) Finns tidigare kända spill som kan ha påverkat jord eller grundvatten?

1.5 Förekomst av förorening i fri fas:

- a) Har fri fas påträffats i form av produkt i marken, oljefilm eller dylikt?
- b) Är halterna i mark eller grundvatten så höga att förekomst av fri fas kan misstänkas?
Se haltnivåer för bedömning av risk för fri fas, avsnitt C.5.5.
- c) Finns områden med fri fas/risk för fri fas där drivmedelsledningar i polyeten är förlagda?

1.6 Förorening i grundvattnet:

- a) Har grundvattenrör utanför det förorenade markområdet provtagits?
- b) Vilka halter har uppmätts?
Jämför med riktvärden i grundvatten, se avsnitt C.5.4.

2 Transportvägar:

2.1 Markförhållandena i området

- a) Hur mäktiga är jordlagren (fyllning/naturlig jord)?
- b) Vad är det för jordarter i området?

2.2 Grundvattenförhållanden i området:

- a) På vilket djup ligger grundvattenytan?
- b) I vilken riktning går den allmänna grundvattenströmningen i området?
Riktningen kan i många fall avläsas utifrån markytans lutning eller var vattendrag finns i närheten och vilken nivå de ligger på.

2.3 Ledningar eller ledningsgravar som kan sprida förorening

- a) Vilka ledningar för dagvatten, spillvatten etc. finns på området?
- b) Hur är deras sträckning i förhållande till markföroreningen?
Ledningar och ledningsgravar är ofta mer genomsläppliga än omgivande jord och kan relativt snabbt sprida förorening.

3 Exponering och skyddsobjekt:

3.1 Finns risk att människor kommer direkt i kontakt med föroreningar?

- a) Förekommer förorening mindre än 1 m från markytan?
- b) Vilka föroreningar och i vilka halter?
- c) Är den aktuella ytan hårdgjord?
Hårdgjorda ytor hindrar kontakt med förorening, men är inte något permanent skydd.

3.2 Finns risk att ånga tränger in i byggnader?

- a) Ligger spillet i närheten av någon byggnad?
Ångor kan även spridas horisontellt i marken.
- b) Kan förorening transporteras med grundvatten in under byggnader på eller utanför bensinstationen?

3.3 Brunnar eller skyddsvärt grundvatten i omgivningen

- a) Finns områden med grundvattenförekomst i närheten?
- b) Finns allmänna eller enskilda brunnar som riskerar att påverkas?
Bergborrade brunnar kan ta vatten från området även om de inte ligger i den generella strömningsriktningen för grundvatten i jordlagren.

3.4 Sjöar och vattendrag i omgivningen

- a) Finns sjöar eller vattendrag i närheten?
Grundvatten kan strömma ut sjöar eller vattendrag. Föroreningar som släpps ut via grundvattnet kan påverka miljön i dessa.
- b) Finns andra utströmningsområden för grundvatten?
Grundvatten kan strömma ut i låglänta punkter, exempelvis, våtmarker, dammar eller diken. Föroreningar kan påverka miljön i dessa.

Tabell 5.8

Tabell 5.8. Exponeringsparametrar för beräkning av riktvärden (Drift-SPI-RV) vid en bensinstation i drift.

Parameter	Generella		Stationer i drift	Enhet
	KM	MKM		
Exponeringsparametrar				
Scenariospecifika modellparametrar	KM	MKM	MKM	-
Exp.tid barn - intag av jord	365	60	20	dag/år
Exp.tid vuxna - intag av jord	365	200	20	dag/år
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	120	60	20	dag/år
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	120	90	20	dag/år
Exp.tid barn - inandning av damm	365	60	20	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av damm	365	200	20	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	1	1	1	-
Exp.tid barn - inandning av ånga	365	60	120	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	365	200	120	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	1	1	1	-
Konsumtion av växter - barn	0,25	0	0	kg/dag
Konsumtion av växter - vuxna	0,4	0	0	kg/dag
Andel växter från odling på plats	0,1	0	0	-
Jord- och grundvattenparametrar				
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000003	0,000003	0,00001	kg/l
Torr densitet	1,5	1,5	1,5	kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,02	0,02	0,006	kg/kg
Vattenhalt	0,32	0,32	0,15	dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,08	0,08	0,2	dm ³ /dm ³
Skydd av markmiljö				
Skydd av markmiljö	KM	MKM	Inget	
Förorenat område				
Längd på förorenat område	50	50	10	m
Bredd på förorenat område	50	50	10	m
Data för transportmodell - ånga				
Luftvolym inne i byggnad	240	240	300	m ³
Luftomsättning i byggnad	12	12	24	1/dag
Yta under byggnad	100	100	100	m ²
Djup till förorening	0,35	0,35	2	m
Data för transportmodell - grundvatten				
Grundvattenbildning	100	100	100	mm/år
Hydraulisk konduktivitet	0,00001	0,00001	0,00001	m/s
Hydraulisk gradient	0,03	0,03	0,03	m/m
Akviferens mäktighet	10	10	10	m
Avstånd till brunn	0	200	-	m
Avstånd till skyddat grundvatten	0	200	100	m

Tabell 5.9

	Riktvärden för station i drift
Alifat >C5-C8	250
Alifat >C8-C10	120
Alifat >C10-C12	500
Alifat >C12-C16	1 000
Alifat >C5-C16	1 000
Alifat >C16-C35	2 500
Bensen	0,1
Toluen	50
Etylbensen	120
Xylen	40
Aromat >C8-C10	200
Aromat >C10-C16	120
Aromat >C16-C35	70
PAH L	35
PAH M	25
PAH H	25
MTBE	1,8

Tabell 5.9. Beräknade riktvärden (Drift-SPI-RV) för förorenad mark vid en bensinstation i drift där en omedelbar och fullständig sanering inte är motiverad (mg/kg TS). Dessa riktvärden skall endast användas då förutsättningarna (se avsnitt C.4.3.7, och tabell 5.7 och 5.8) stämmer överens med de antagna förutsättningarna på den aktuella platsen.

Tabell 5.10

Tabell 5.10. Förslag på riktvärden (SPI-RV) för grundvatten (mg/l). Riktvärdena ska jämföras med uppmätta halter i anslutning till källområdet. I tabellen anges vilken utspädning som antagits i beräkningarna. Värden som styrs av lukt och smakgränser är kursiverade.

Utspädningsfaktor	Dricksvatten	Ångor i byggnader	Bevattning	Miljörisker	
	1	1/5000	1	Ytvatten	Våtmarker
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Alifater >C5-C8	0,1	3	1,5	0,3	1,5
Alifater >C8-C10	0,1	0,1	1,5	0,15	1
Alifater >C10-C12	0,1	0,025	1,2	0,3	1
Alifater >C12-C16 ^a	0,1	-	1	3	1
Alifater >C16-C35 ^a	0,1	-	1	3	1
Bensen	0,0005	0,05	0,4	0,5	1
Toluen	0,04	7	0,6	0,5	2
Etylbensen	0,03	6	0,4	0,5	0,7
Xylen	0,25	3	4	0,5	1
Aromater >C8-C10	0,07	0,8	1	0,5	0,15
Aromater >C10-C16	0,01	10	0,1	0,12	0,015
Aromater >C16-C35	0,002	25	0,07	0,005	0,015
PAH-L	0,01	2	0,08	0,12	0,04
PAH-M	0,002	0,01	0,01	0,005	0,015
PAH-H	0,00005	0,3	0,006	0,0005	0,003
MTBE	0,02	20	0,2	5	15
Bly ^a	0,005	-	0,03	0,05	0,5

a. Förfrågning beaktas inte för alifater >C12 och för bly.

Tabell 5.11. Förslag på haltnivåer för bedömning av risk för fri fas (Frifas-SPI-HN).

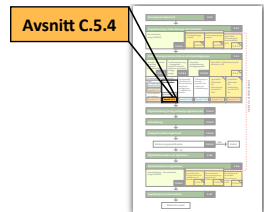
	Grundvatten mg/l	Jord mg/kg TS
Alifater >C5-C8	2	700
Alifater >C8-C10	1	700
Alifater >C10-C12	1,5	700
Alifater >C12-C16	3	1000
Alifater >C16-C35	2	1000
Bensen	10	10 ^a
Toluen	10	50 ^a
Etylbensen	2	50 ^a
Xylen	3	200 ^a
Aromater >C8-C10	3	500
Aromater >C10-C16	0,5	500 ^a
Aromater >C16-C35	0,04	250
PAH-L	0,15	200
PAH-M	0,01	250
PAH-H	0,001	50
MTBE	300	200 ^a
Alifater >C5-C8	2	700

a. förklaring till varför dessa är kursiverade ges i inledningen av avsnitt C.5.5.2

Tabell 5.11

C.5.4 Branschspecifika riktvärden för grundvatten vid bensinstationer och dieselanläggningar

Riktvärden för petroleumkolväten i grundvatten har tagits fram för ämnen för vilka generella (G-RV) och branschspecifika (SPI-RV) riktvärden definierats. Detta innebär vissa förändringar jämfört med det tidigare förslag som tagits fram (Kemakta, 2006). Riktvärdena (SPI-RV) baseras sig nu dessutom på samma förutsättningar och samma ämnesdata som används för Naturvårdsverkets generella riktvärden.



C.5.4.1 Branschspecifik riktvärdestabell för grundvatten

Riktvärden (SPI-RV) för grundvatten har beräknats för respektive exponeringsväg. Metoden för att beräkna riktvärdena och de data som använts beskrivs i Bilaga 6D. I tabell 5.10 redovisas riktvärdena (SPI-RV) för de olika exponeringsvägarna. Den eventuella utspädning som sker innan grundvattnet når ett skyddsobjekt ingår i beräkningen.

I tabell 11 i Bilaga 6D redovisas separata riktvärden för hälsoeffekter, lukt/smak och miljöeffekter för grundvatten.

Riktvärdet (SPI-RV) som bygger på användning av grundvatten som dricksvatten har halverats för de ämnen där hälsoeffekter är styrande. Detta beror på ändrade förutsättningar som innebär att endast förorening upp till halva dricksvattennormen är acceptabel.

Riktvärden (SPI-RV) som bygger på risken för inträngning av ångor i byggnader har för vissa ämnen ändrats på grund av ändrade data för flyktighet eller ändrade toxikologiska referenskoncentrationer.

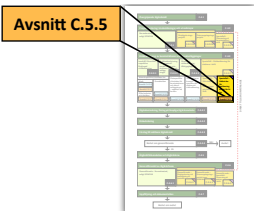
Riktvärden (SPI-RV) baserade på användning av grundvatten för bevattning har i vissa fall ändrats på grund av ändrade ämnesdata eller på grund av vissa förändringar i beräkningsmetodiken. Exponeringen för ångor från en bevattningsanläggning har viktats till ett dygnsmedelvärde.

C.5.4.2 Tillämpning av de branschspecifika riktvärdena för grundvatten

Riktvärden (SPI-RV) för grundvatten har tagits fram för fem olika användningsområden. I riskbedömningen görs en genomgång av vilket eller vilka av dessa användningsområden som förekommer på den aktuella platsen. Om flera användningsområden förekommer väljs som riktvärde det lägsta värdet.

De riktvärden (SPI-RV) för grundvatten som presenteras i tabell 5.10 avser halter vid källområdet. Den eventuella utspädning som kan ske innan föroreningen nått skyddsobjektet beaktas vid beräkning av riktvärdena med hjälp av utspädningsfaktorer.

För beräkning av riktvärden (SPI-RV) för dricksvatten, inträngning av ångor i byggnader samt för bevattning tas ingen hänsyn till någon ytterligare utspädning av det förorenade grundvattnet mellan källområdet och brunnen eller byggnaden. Vid beräkning av riktvärden för ånginträngning beaktas dock den utspädning av ångorna som sker i marken och i byggnaden.



C.5.5 Bedömning av risk för fri fas vid bensinstationer och dieselanläggningar

Fri fas kan påträffas vid provtagning av grundvatten och vid schaktning. Om fri fas påträffas ska riskerna för brand och explosiv atmosfär beaktas och försiktighetsåtgärder vidtas. Värt att notera är att några centimeter fri fas påträffas i ett grundvattenrör inte innebär per automatik att det finns ett lika tjockt skikt av fri fas i omgivningen runt grundvattenröret. Detta eftersom kapillärkrafter gör att skiktet i röret blir mycket större.

Förekomst av förorening i fri fas kan medföra spridning av förorening på andra sätt än vad som beaktas vid beräkningarna av riktvärden. Därför har haltnivåer (Frifas-SPI-HN) i jord och grundvatten som indikerar förekomst av fri fas tagits fram. Förekomst av fri fas liksom risken för att den fria fasen är mobil beror på en rad faktorer såsom föroreningens typ och ålder, jordart och innehåll av organiskt material. De angivna haltnivåerna ger därför bara en indikation på att fri fas kan förekomma, i enskilda fall kan högre halter mätas upp i mark eller grundvatten utan fri fas förekommer. Omvänt kan ibland mätningar i mark och grundvatten visa på lägre halter som inte alls avspeglar förhållanden på området där fri fas faktiskt förekommer.

C.5.5.1 Bedömning av risk för fri fas - halter i grundvatten

Haltnivåer för bedömning av risk för fri fas (Frifas-SPI-HN) anger när halter i grundvattnet är så höga att det finns anledning att misstänka att bensin eller dieselbränsle finns som fri fas i jorden. En indikation på detta är om halten av ett ämne i grundvattnet ligger nära ämnets maximala löslighet. Genom att använda Raoult's lag kan den teoretiska lösligheten för olika komponenter i en petroleumprodukt beräknas.

För beräkning av haltnivåerna (Frifas-SPI-HN) har typiska sammansättningar för bensen och dieselbränsle tagits fram. Med hjälp av dessa har sedan den maximala teoretiska lösligheten beräknats. Risk för fri fas har antagits finnas om halten uppgår till mer än 20 % av den maximala teoretiska lösligheten. För tyngre alifater, tyngre aromater och PAH är dock den teoretiska lösligheten mycket låg, betydligt lägre än halter som uppmäts i grundvatten även när det inte finns någon fri fas närvarande. Detta beror på att dessa ämnen kan bindas till organiskt material eller förekommer som små kolloidala droppar i vattenfasen. För att kompensera för detta har följande korrigeringar gjorts:

- » En effektiv löslighet har beräknats med hänsyn till att ämnena kan bindas till mobilt organiskt kol i grundvattnet. För beräkningarna används en halt organiskt kol på 100 mg/l. Detta innebär en höjning av lösligheten framförallt för alifater i fraktionen >C16-C35 samt PAH-H.
- » En beräkning har gjorts av halten i grundvattnet av olika ämnen om 0,001 % av produkten finns i form av kolloidala droppar. Detta motsvarar en total halt av produkten i grundvattnet på ca 8 mg/l. Detta är i samma storleksordning som de halter som uppnås i oljeförorenat vatten som renats i en oljeavskiljare.

Som haltnivå (Frifas-SPI-HN) har valts det högsta värdet som beräknats för:

- » *ämnen lösta i grundvattnet* (med hänsyn till organiskt kol), d v s alifater >C5-C8, BTEX, aromater >C8-C10. Här är det den effektiva lösligheten som styr haltnivån.
- » *halten i kolloidal form*, d v s övriga ämnen. Här är det förekomst av kolloidala droppar som styr haltnivån.

Därefter har den högsta nivån beräknat för bensen respektive dieselbränsle (se tabell 4 och 5 i Bilaga 6B) valts. I tabell 5.11 presenteras de slutliga haltnivåerna (som är en sammanfattning av tabell 4 och 5 i Bilaga 6B).

Ytterligare detaljer kring beräkningarna av haltnivåer för bedömning av risk för fri fas (Frifas-SPI-HN) ovan finns i Bilaga 6B.

C.5.5.2 Bedömning av risk för fri fas - halter i mark

De haltnivåer (Frifas-SPI-HN) som tagits fram för bedömning av risker för fri fas bygger på de som används i Naturvårdsverkets modell för riktvärden (G-RV) i mark. För alifatfraktionerna används erfarenhetsvärden medan haltnivåer (Frifas-SPI-HN) för övriga ämnen beräknas utifrån de rena ämnens löslighet. För sådana ämnen som förekommer i mindre andel i produkterna kan det dock leda till en överskattning av vid vilken halt fri fas riskerar att förekomma. Detta gäller för BTEX, aromater >C10-C16 samt MTBE. Därför har en justering gjorts av vissa värden. De justerade värdena markeras i kursiv stil i tabell 5.11.

För att få en uppfattning av hur haltnivåerna (Frifas-SPI-HN) för bedömning av risk för fri fas fungerar i praktiken har en jämförelse mellan haltnivåer och uppmätta halter i jord och grundvatten vid drygt 600 bensinstationer som sanerats av SPIMFAB gjorts. De genom analyser uppmätta maximala halterna av bensen, toluen, etylbensen, xylen, alifater och aromater har använts. Alla ämnen har inte analyserats vid alla objekt. Redovisningen av alifatfraktioner och aromatfraktioner överstämmer dock inte helt med den som används för haltnivåerna.

Jämförelsen visar att den maximala halten som uppmäts i grundvatten överstiger haltnivåerna (Frifas-SPI-HN) för fri fas för 18 % av objekten. De maximala halterna i jord överstiger haltnivåerna (Frifas-SPI-HN) för fri fas för 26 % av alla objekt. För de enskilda ämnena är det ungefär samma andel objekt som överstiger haltnivåerna för jord som för grundvatten respektive grund-

vatten. Däremot kan förhållandet mellan maximal halt uppmätt i jord respektive i grundvatten variera kraftigt för de enskilda objekten. En mer detaljerad redovisning av jämförelsen ges i Bilaga 6B.

De enskilda objekten har inte detaljgranskats men erfarenheten från SPIMFAB om hur ofta fri fas förekommer överensstämmer i stort med andelen objekt som överstiger de föreslagna haltnivåerna (Frifas-SPI-HN) för fri fas. Haltnivåerna stämmer även med erfarenheter från enskilda objekt. De föreslagna haltnivåerna bedöms därför ge en rimlig uppskattning av när risk för fri fas föreligger.

C.6 Terminologi och variabelförklaring

Efterbehandlingsterminologi finns redovisad i samtliga tre rapporter ur Naturvårdsverkets nya vägledning om utredningsprocessen vid efterbehandling av förorenade områden: bilaga 1 i Naturvårdsverket 2009a, bilaga 3 i Naturvårdsverket 2009c och bilaga 5 i Naturvårdsverket 2009b. Därtill är branschspecifik terminologi förklarad i fotnoter löpande genom hela skriften.

I bilaga 2 i Naturvårdsverket 2009b förklaras även de variabler som används i beräkningarna i riktvärdesmodellen. Här finns även de beteckningar som använts i tidigare publikationer såsom Naturvårdsverkets rapport nr 4889 (Naturvårdsverket och SPI, 1998), som nu har utgått ur Naturvårdsverkets bibliotek i och med publikationen av dessa SPI-rekommendationer.

C.7 Framtida önskemål

Avseende *mätning, värdering och riskbedömning av inomhusluft* som är ett mycket komplicerat område finns för närvarande ingen bra metod att tillgå. Det finns ett behov av en ny vägledning. Vi författare till denna branschrekommendation om efterbehandling av förorenade bensinstationer efterlyser att det som ett separat projekt tas fram en ny vägledning om mätning av inomhusluft.

Angående mätning, värdering och riskbedömning av inomhusluft, se även avsnitt 2.4 i Bilaga 5.

C.8 Referenser

Arbetsmiljöverket, 2002: *Marksanering – om hälsa och säkerhet vid arbete i förorenade områden*. Arbetsmiljöverkets publikationsservice.

Arbetsmiljöverket, 2007: *Schakta säkert – säkerhet vid schaktning i jord. Andra upplagan*. Arbetsmiljöverkets publikationsservice.

Avfall Sverige, 2007. *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor*. Avfall Sverige Rapport 2007:01.

Ebbesson, J., 2003. *Miljörätt*. Almqvist & Wiksells tryckeri, Uppsala.

European Commission, 2002. *TERT-BUTYL METHYL ETHER, Summary Risk Assessment Report*. Special Publication I.02.101, CAS No: 1634-04-4, EINECS No: 216-653-1. JOINT RESEARCH CENTRE, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, I-21020 Ispra (VA) Italy. Finnish Environment Institute, Finland.

- Hållbar Sanering, 2006a. *Datormodeller för förorenings spridning fas 1*. Naturvårdsverket rapport 5534.
- Hållbar Sanering, 2006b. *Åtgärds lösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder*. Naturvårdsverket rapport 5637.
- Hållbar Sanering, 2007. *Datormodeller för förorenings spridning fas 2*. Naturvårdsverket rapport 5676.
- Hållbar Sanering 2008a. *Förorenings spridning – Tillämpning och utvärdering av metoder. Huvudrapport*. Naturvårdsverket rapport 5834.
- Hållbar Sanering 2008b. *Förorenings spridning – Tillämpning och utvärdering av metoder. Delrapport 1a och 1b*. Naturvårdsverket rapport 5862.
- Hållbar Sanering 2008c. *Förorenings spridning – Tillämpning och utvärdering av metoder. Delrapport 2*. Naturvårdsverket rapport 5863.
- Hållbar Sanering, 2008d. *Miljöprestanda och samhällsekonomi för saneringsmetoder*. Naturvårdsverket rapport 5793.
- Hållbar Sanering, 2008e. *Övervakad naturlig sjäkorening av förorenade områden*. Naturvårdsverket rapport 5893.
- Kemakta, 2004. *Miljöegenskaper hos vissa tillsatser i blyad bensin*. PM 29 april 2004, Kemakta Konsult AB.
- Kemakta, 2006. *Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer*. Rapport, Kemakta AR 2005-31, Kemakta Konsult AB.
- Kemakta, 2008a. *Förslag på analyser av aromatiska ämnen i jord och grundvatten vid bensinstationer*. Rapport, Kemakta AR 2008-05, Kemakta Konsult AB.
- Kemakta, 2008b. *Möjlighet att detektera bly från blyad bensin*. PM 4 november 2008, Kemakta Konsult AB.
- Naturvårdsverket, 1997a. *Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering*. Naturvårdsverket rapport 4640.
- Naturvårdsverket, 1997b. *Åtgärds krav vid efterbehandling. Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet*. Naturvårdsverket rapport 4807.
- Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Naturvårdsverket rapport 4889. (Rapporten utgår ur Naturvårdsverkets bibliotek i samband med att dessa SPI-Rekommendationer om efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar publiceras.)
- Naturvårdsverket, 2009a. *Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*. Naturvårdsverket rapport 5978.
- Naturvårdsverket, 2009b. *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. Naturvårdsverket rapport 5976.
- Naturvårdsverket, 2009c. *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Naturvårdsverket rapport 5977.

Norman E., 1995. *Utvärdering – riskbedömning*. Utbildning i miljötekniska markundersökningar, del 2, Svenska Geotekniska Föreningen.

Räddningsverket, 2008. *Hantering av brandfarliga gaser och vätskor på bensinstationer: handbok*. Räddningsverkets publikation U30-674.

Svenska Geotekniska Föreningens (SGF) Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar, som finns tillgänglig för nedladdning på SGFs hemsida <http://www.sgf.net/>

SGF, 2009. *Åtgärds mål vid in-situsanering. Formulering och kontroll av åtgärds mål*. Statens Geotekniska Förening, SGF Rapport 2:2009.

SGI, 2004. *Naturlig självrening av oljeprodukter i mark och grundvatten – Slutrapport*, Statens geotekniska institut, Linköping 2004, Varia 541:2.

SPI, 2009. *Bensinstationer, utgåva 2*. Svenska Petroleum Institutet, rekommendationer, SPI-Rapport, 8 december 2009.

SPI & SPT, 2008. *Arbeten på drivmedelsanläggningar; Risker-Regler-Ansvar*, Svenska Petroleum Institutet och Scandinavian Petroleum Technic, SPT. Sjätte upplagan, första tryckningen 2008 (6:1).

C.9 Rapporter utgivna av Naturvårdsverket

C.9.1 Naturvårdsverkets aktuella rapporter inom efterbehandlingsområdet

Naturvårdsverket har publicerat ett antal rapporter som rör efterbehandling av förorenade områden. Aktuella rapporter finns tillgänglig via Naturvårdsverkets hemsida: <http://www.naturvardsverket.se> sök på "Naturvårdsverkets rapporter om efterbehandling"

C.9.2 Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering

Myndigheter, forskare och företag har under åren 2003-2009 genomfört drygt 50 projekt inom Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering. Dessa har utförts inom områdena Undersökningsmetoder, Riskbedömning, Riskvärdering, Riskkommunikation och Åtgärds lösningar. Kunskapsprogrammet är en del av Naturvårdsverkets arbete med att nå miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö.

Projekten är publicerade i en rapportserie hos Naturvårdsverket. Rapporterna i pdf-format och mer information finns på: <http://www.naturvardsverket.se/hallbarsanering>

C.10 Bilageförteckning

- Bilaga 1: Sammansättning av blyad äldre svensk bensin
- Bilaga 2: Övriga ämnen på bensinstationer
- Bilaga 3: Blystatistik inom SPIMFABs åtgärdsprogram
- Bilaga 4: Bakgrundshalter av petroleumkolväten och bly
- Bilaga 5: Provhantering och Analysmetoder
- Bilaga 6: Underlag för beräkning av branschspecifika riktvärden

BILAGA 1

Sammanställning av blyad
äldre svensk bensin

Baserat på analysrapport från analyslaboratoriet Lantmännen Analycen AB, Sverige, 2008-02-08, provmärkning M1778415 Estländaren. Denna bensin motsvarar den typ av bensin som kan hittas vid en typisk svensk äldre bensinstation, och just denna bensin härrör från 1960-talet. Densitet på bensinen uppmättes av analyslaboratoriet på Shells Raffinaderi i Göteborg (provmärkning Blyad Bensin Sollentuna SPIMFAB), 2008-03-06, till 0,7445 kg/l. Analysen är unik för svensk gammal bensin.

Tabell 1

Ämne	mg/l	vikts-%
bensen	4687	0,63 %
toluen	52252	7 %
etylbenzen	19100	2,60 %
m/p xylen	64604	8,70 %
o xylen	23800	3,20 %
Summa BTEX:		22,10 %
ali>C5-C8	173500	23,30 %
ali>C8-C10	50300	6,80 %
ali>C10-C12	5642	0,76 %
ali>C12-C16	1996	0,27 %
Summa alifater:		31,10 %
3-etyltoluen	23410	3,10 %
4-etyltoluen	9240	1,20 %
1,2,3 trimetylbensen	8740	1,20 %
2-etyltoluen	7580	1 %
1,2,4 trimetylbensen	32140	4,30 %
1,3,5 trimetylbensen	6584	0,88 %
1,4 dietylbensen	5357	0,72 %
1,2 dietylbensen	308	0,04 %
tetrametylbensen	3110	0,42 %
isopropylbensen	1607	0,22 %
n-propylbensen	6227	0,84 %
Summa aromater >C8-C10:		14 %
Naftalen	1860	0,25 %
Naftalen		0,25 %
biphenyl	16	0,00 %
1-metyl-naftalen	475	0,06 %
2-metyl-naftalen	980	0,13 %
dimetyl-nafta (a,b o c)	326	0,04 %
Summa aromater >C10-C16:		0,24 %
Totalsumma:		67,40 %

BILAGA 2

Övriga ämnen på
bensinstationer

Förutom hantering av bensin och diesel på bensinstationer (se mer i avsnitt C.1.2 och avsnitt C.2 i huvudtexten till dessa SPI-Branschrekommendationer), förekommer även hantering av andra produkter kopplat till exempelvis verkstadsverksamhet och tvätthallar. På äldre bensinstationer, både nedlagda och sådana som är i drift, kan det ha förekommit andra verksamheter, som kan ha bidragit till föroreningar i mark och även vatten. Vidare var dåtidens miljö- och säkerhetskrav inte lika höga som idag. Beroende på vilken typ av verksamhet som bedrivits kan nedanstående produkter (se tabell 1 nedan) ha varit aktuella. Flera av produkterna innehöll toxiska ämnen, men även icke-toxiska men svårnedbrytbara föroreningar.

Idag bör inte dessa typer av produkter bidra till förorening av mark eller grundvatten på bensinstationer. Detta eftersom säkerhetskraven på de moderna bensinstationernas konstruktion nu är mycket högre (se även avsnitt C.1.1 i huvudtexten) och eftersom en medveten produktutveckling har gjort att användningen av många av de utpekade toxiska ämnena i bilvårdsprodukter nu har reducerats, exempelvis:

- » Användningen av avfettningsmedel ute på marknaden har minskat.
- » Hälften av lacknaftan i bilvårdsprodukter är avaromatiserad sedan början av 90-talet.

Tabell 1. Produkter/ämnen (indelade efter verksamhetsnivå) som på äldre typer av bensinstationer kan ha bidragit till föroreningar.

Tabell 1

Verkstad	
PRODUKT	INNEHÅLL
Bilbatterier	Bly
Bromsvätska	Innehåller glykoler och etrar.
Frostskyddsmedel (spolarvätska)	Innehåller oftast etanol eller isopropanol Ibland även 1,2-etandiol (etylenglykol), som är en hälsorisk (vid förtäring oxideras 1,2-etandiol i kroppen till oxalsyra, som är mycket giftigt).
Färgborttagningsmedel	Medel för att ta bort färg från metallytor. Ofta metylenklorid men även myrsyra, ättiksyra, fosforsyra och fenol har förekommit.
Färger och lack	Består huvudsakligen av lösningsmedel, bindemedel och färgpigment, men även bly. Lösningemedlen har bland annat varit xylen, toluen, butanol, etylbensen, lacknafta (Varnolen, kristallolja), glykoletrar (etylenglykol och etylglykolacetat), metylenklorid, trikloretylen och metanol.
Rostskyddsmedel	Miljö- och hälsofarliga och allergiframkallande ämnen som epoxi, gummi, zink, krom, lacknafta, industribensin, xylen, kadmium och metalliskt bly och blyföreningar.
Smörjmedel	Smörjmedel består av basolja med tillsatser, sk additiv. Olika smörjprodukter är till exempel motorolja och hydraulolja. De ingående ämnena är miljö- och hälsofarliga. Additiven kan bestå av till exempel metalliskt bly, blyföreningar och klorföreningar.
Spillolja	Ofta förekomst av PAHerna metylfentantren, dimetylfentantren, 1-metylpiren och 2-metylpiren.
Tätningssmassa, lim spackel mm	Förekomsten av miljöfarliga ämnen omfattar främst trikloretylen. Dessutom har ämnet dibutylftalat ingått som mjukgörare i styrenbaserade produkter.
Tvätthall	
PRODUKT	INNEHÅLL
Avfettningsmedel	Olika petroleumnitrater, alkaliska föreningar samt klorerade kolväten såsom trikloretylen.
Avrinningsmedel	Glykoletrar, Isopropanoler
Bilvaxer	Ämnen såsom trikloretylen, kvartära ammoniumföreningar, DTDMAC, DSDMAC.
Tvättmedel	Svårnedbrytbara ämnen såsom alkylfenoletoxilater, nonylfenoler mm samt olika petroleumkolväten.
Kemtvätt	
PRODUKT	INNEHÅLL
Tvättvätska	Perkloretylen, som är cancerogent och miljöfarligt.

Referenser till Bilaga 2:

Information från Kemikalieinspektionen, nr 3/06, sid 10.

Kemikalieinspektionen Rapport 1/90, Bilvårdsprodukter

Kemikalieinspektionen Rapport 12/90, Miljöanpassad avfettning

Kemikalieinspektionen Rapport 3/92, Tillsynsprojekt bilvårdsprodukter

Kemikalieinspektionen Rapport 8/92, Rena smörjan? Smörjmedel

Kemikalieinspektionen Rapport 7/95, Biltvättprodukter

Kemikalieinspektionen Rapport 8/95, Bilvårdsprodukter

Kemikalieinspektionen Rapport 3/03, HA-oljor i bildäck

Kemikalieinspektionen Rapport 3/07: Bly i varor

Naturvårdsverket 1996, Fordonstvätt Mål och riktvärden, 96:1

Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Naturvårdsverket rapport 4889. (Rapporten utgår ur Naturvårdsverkets bibliotek i samband med att dessa SPI-Rekommendationer om efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar publiceras.)

Kemikalieinspektionens hemsida www.kemi.se acc: 2010-01-20

BILAGA 3

Blystatistik inom SPIMFABs
åtgärdsprogram

A

SPIMFAB har i juli 2009 sammanställt statistik (se del B-C i denna bilaga) avseende resultat för samtliga blyanalyser som utförts på ackrediterat laboratorium av markprover från nedlagda bensinstationer. Blyproverna har utförts under markundersökningsfasen inom ramen för SPIMFABs åtgärdsprogram sedan starten 1997 fram till och med december 2008. De undersökta bensinstationerna har alla lagts ned under tidsperioden 1 juli 1969 – 31 december 1994. Den blyade bensinen fasades ut helt från den svenska marknaden 1994

Markprover för blyanalys har till och med december 2008 utförts på nedlagda bensinstationer i 271 av landets 290 kommuner. Totalt har 8208 blyprover tagits fördelat över 2711 fastigheter. Medianblyhalten är 10 mg/kg TS, den 90:e percentilen (det vill säga den halt som 90 % av proverna understiger) ligger på 32 mg/kg TS. Medelblyhalten i proverna över hela landet är 25,73 (± 230) mg/kg TS. Mer detaljer om detta samt om fördelningen och statistiken i kommunerna finns i del B i denna bilaga.

I de fall där blyhalterna överstiger 100 mg/kg TS (183 prover, det vill säga 6,7 % av proverna) redovisas resultaten i del C i denna bilaga.

Notering: benämningen *utanför området* i del C innebär att provet är taget på fastigheten men ej i direkt anslutning till installationerna. Provet motsvarar en provpunkt som har satts för att kunna avgränsa spridningen av eventuella föroreningar.

BLYSTATISTIK INOM SPIMFABS ÅTGÄRDSPROGRAM

Fortsättning från föregående sida.

Län	Pb-min	10-percentil	Pb-median	90-percentil	Pb-max	Pb-medel	Pb-stdav	Antal fastigheter	Tot. Antal Pb-prover	Antal Pb-prover per fastighet	Antal Pb-prover >rapgr	Antal Pb-prover <rapgr	Antal Pb-prover 100-299 mg/kg TS	Antal Pb-prover 300-999 mg/kg TS	Antal Pb-prover >1000 mg/kg TS	Antal fastigheter där Pb-halt >100 mg/kg TS
Sverige, 271 kom.	0,6	3,6	10,0	32	16200	25,73	230,6	2711	8208	3,03	7964	244	122	45	16	146
Örust	5,1	8,04	17	130	340	57,93	114,5	5	9	1,8	8	1		1		
Partille	22	22,3	27	42,2	47	30,75	11,6	1	4	4	4					
Skara	11	12	13	21	28	15,36	5,1	8	13	1,63	11	2				
Skövde	1,9	4,495	8,7	18	33	10,93	7,2	14	28	2	28					
Stenungsund	7	11	21	44,7	1100	63,32	203,7	5	28	5,6	28				1	
Strömstad	2,8	5,35	12	62,5	84	23,31	23,6	7	24	3,43	24					
Svenljunga	2	3	6	25	56	10,4	11,9	9	27	3	27					
Tanum	1,8	3,3	7,5	29,4	94	13,95	16,3	16	52	3,25	50	2				
Tibro	2,37	3,438	8,9	14	22,5	8,95	4,9	8	23	2,88	23					
Tjörn	2,4	4,35	10,5	89	590	65,19	167,2	8	12	1,5	12			1		
Tranemo	1,7	2,32	4	11,9	30	6,43	6,8	9	22	2,44	22					
Trollhättan	2	4,3	12,5	36,9	2500	58,81	299	21	70	3,33	70		4		1	
Töreboda	5,1	6,22	17	27,6	39	17,02	9,5	12	29	2,42	23	6				
Uddevalla	4,3	6,75	17,5	28,5	44	17,31	10,7	6	20	3,33	20					
Ulricehamn	1,7	2,18	3,1	7,66	19	4,39	3,5	8	30	3,75	30					
Vara	2,2	3,96	9,6	29,6	91	14,55	16,4	13	39	3	39					
Värgårda	3,7	4,64	8,9	22	110	15,09	21,6	8	23	2,88	23		1			
Vänersborg	1,9	3,27	9,5	38,2	360	22,99	56,8	12	54	4,5	50	4	1	1		
Ämål	7,2	8,68	14,6	17,8	18,6	13,47	5,8	1	3	3	3					
Öckerö	1,7	2,94	7,9	8,86	9,1	6,23	4	1	4	4	3	1				
Örebro län, 11 kom.	2,2	4,564	12	35,36	350	18,26	26,1	93	258	2,77	255	3	0	1	0	1
Askersund	3,6	5,58	9,7	27	52	14,01	12,8	4	17	4,25	17					
Degerfors	3,57	4,12	13	30,1	67,3	18,33	17,7	9	21	2,33	21					
Hallsberg	2,6	3,56	13	30,4	59	15,62	12,8	8	20	2,5	20					
Hällefors	33,9	44,52	77	92,72	96,2	71	27,1	1	5	5	4	1				
Karlskoga	5,91	9,612	15,6	25,83	350	34,4	79	8	18	2,25	18			1		
Kumla	7,62	7,844	8,7	11,668	12,4	9,59	2,5	1	3	3	3					
Laxå	2,2	3,282	4,9	18,84	32,6	8,31	8,7	5	15	3	15					
Lekeberg	6,4	8,32	10	15,6	18	11,67	3,9	3	8	2,67	7	1				
Lindesberg	3,8	5,02	12	30,8	50	15,09	10	27	78	2,89	77	1				
Ljusnarsberg	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	0	1	2	2	2					
Örebro	2,2	4,69	12,2	48	85,5	18,94	18,6	26	71	2,73	71					
Östergötlands län, 13 kom.	1,7	4,71	11	26,99	710	20,09	54,3	163	492	3,02	472	20	3	4	0	7
Boxholm	3,2	3,9	9,1	29,1	510	34,46	109,2	6	21	3,5	21			1		
Finspång	2,3	4,6	8,6	18,8	58	11,87	10,4	11	29	2,64	29					
Kinda	1,7	3,75	8,7	19,5	20	10,96	6,3	12	26	2,17	26					
Linköping	2,27	5,582	12,4	24,02	613	21,33	57,7	40	120	3	120		1	1		
Mjölby	4	5,8	15	23	85	17,63	18	8	21	2,63	21					
Motala	2,3	4,67	7,4	18,6	38	9,87	7,4	16	41	2,56	38	3				
Norrköping	2,22	4,7	11,3	27,5	710	22,13	66,4	39	151	3,87	151		1	2		
Söderköping	3,54	7,077	13,2	35,79	42	17,5	12,7	3	10	3,33	10					
Vadstena	6,6	7,32	10	53,2	94	23,77	31,7	4	8	2	7	1				
Valdemarsvik	5,5	5,94	18	46,4	73	22,37	18,8	5	15	3	15					
Ydre	2,7	3,47	4,4	18,5	29	9,39	9,1	3	8	2,67	8					
Åtvidaberg	10	10,8	29	100,4	230	50,44	69,9	8	25	3,13	9	16	1			
Ödesbög	8,13	8,58	11,9	28,6	53	16,14	11,9	8	17	2,13	17					



Bilaga 3C. Redovisning av samtliga jordprover med Pb-halter >100 mg/kg TS.

Pb (mg/kg TS)	Län	Kommun	Ort	Provtagningsplats	Övrigt
100	Blekinge	Karlskrona	Karlskrona	Utanför området	
160	Blekinge	Karlskrona	Holmsjö	Smörjgrop	
212	Blekinge	Karlskrona	Fågelmara	Utanför området	
280	Blekinge	Karlskrona	Torhamn	Smörjgrop	
400	Blekinge	Karlskrona	Karlskrona	Utanför området	föroreningen väl avgränsad, härstammar från petroleumspill
831	Blekinge	Ronneby	Eringsboda	Smörjgrop	
100	Dalarna	Falun	Falun	Utanför området	
150	Dalarna	Falun	Falun	Pumpfundament	
190	Dalarna	Falun	Falun	N om västra p-platsen	
190	Dalarna	Falun	Falun	Oljeavskiljare	
250	Dalarna	Falun	Falun	Pumpfundament	
270	Dalarna	Falun	Falun	Spilloljetank	
900	Dalarna	Falun	Falun	smörjbygga	
980	Dalarna	Falun	Falun	Cistern	källan till föroren är från fyllnadsmassor/ verkstad, dvs ej från drivmedel
100	Dalarna	Hedemora	Stjärnsund	Utanför området	
120	Dalarna	Hedemora	Hedemora	Utanför området	
250	Dalarna	Hedemora	Hedemora	Utanför området	
350	Dalarna	Hedemora	Stjärnsund	Utanför området	provet var kolaska, dvs härrör från industri/ järnväg i området
130	Gotland	Gotland	Tingstäde	Pumpfundament	
150	Gotland	Gotland	Visby	cistern	
560	Gotland	Gotland	Visby	Smörjgrop	avskärmat från omgivningen, bedöms ej innebära någon risk
120	Gävleborg	Gävle	Gävle	Cistern	
130	Gävleborg	Gävle	Gävle	Cistern	
960	Gävleborg	Ovanåker	Edsbyn	Cistern	
160	Gävleborg	Sandviken	Storvik	Cistern	
460	Gävleborg	Sandviken	Årsunda	Smörjgrop	
490	Gävleborg	Sandviken	Gästrike-Hammarby	Utanför området	återfinns i ditforlad fyllnadsjord, järnbruk i närheten
172	Halland	Hylte	Hyltebruk	Cistern	
237	Halland	Hylte	Hyltebruk	Pumpfundament	
279	Halland	Hylte	Hyltebruk	Pumpfundament	
241	Halland	Laholm	Hishult	Cistern	
375	Halland	Laholm	Hishult	Spilloljetank	
120	Jämtland	Berg	Hackås	Pumpfundament	
130	Jämtland	Bräcke	Gällö	Farmartank	
2100	Jämtland	Bräcke	Gällö	Smörjgrop	
390	Jämtland	Ragunda	Hammarstrand	Smörjgrop	
780	Jämtland	Ragunda	Stugun	Smörjgrop	
280	Jönköping	Aneby	Aneby	Cistern	
113	Jönköping	Jönköping	Gränna	Smörjgrop	
107	Jönköping	Nässjö	Sävsjö	Pumpfundament	
350	Jönköping	Sävsjö	Vrigstad	utanför området	
230	Jönköping	Tranås	Tranås	fyllnadsmassor	
250	Jönköping	Tranås	Tranås	Cistern	
150	Jönköping	Värnamo	Värnamo	Cistern	
153	Kalmar	Borgholm	Löttorp	Utanför området	
1100	Kalmar	Mörbylånga	Degerhamn	Påfyllnad	från fyllnadsmassor alt batterihantering
120	Kalmar	Nybro	Orrefors	Cistern	
930	Kalmar	Nybro	Orrefors	Utanför området	
180	Kalmar	Oskarshamn	Oskarshamn	Cistern	
176	Kronoberg	Lessebo	Kosta	Cistern	
164	Kronoberg	Växjö	Växjö	Smörjgrop	
130	Norrbottnen	Arjeplog	Laisvall	Utanför området	
123	Norrbottnen	Haparanda	Haparanda	Cistern	
151	Norrbottnen	Luleå	Luleå	Cisternläge, i fyllnadsmassor	stationära föroreningar, liten spridningsrisk
830	Norrbottnen	Pajala	Korpilombolo	Smörjgrop	
500	Skåne	Eslöv	Eslöv	Pumpfundament	

Tabellen fortsätter på nästa sida.

Fortsättning från föregående sida.

Pb (mg/kg TS)	Län	Kommun	Ort	Provtagningsplats	Övrigt
150	Skåne	Helsingborg	Helsingborg	Utanför området	
260	Skåne	Helsingborg	Helsingborg	Cistern	
270	Skåne	Helsingborg	Helsingborg	Utanför området	
4800	Skåne	Helsingborg	Helsingborg	Utanför området	från glasbruk alt. Fyllnadsmassor
104	Skåne	Malmö	Malmö	Pumpfundament	
601	Skåne	Malmö	Malmö	Tvätt/Spolplatta	från fyllnadsmassor
670	Skåne	Malmö	Malmö	Pumpfundament	
1350	Skåne	Malmö	Malmö	Utanför området	från fyllnadsmassor
1400	Skåne	Malmö	Malmö	Pumpfundament	från fyllnadsmassor
1520	Skåne	Malmö	Malmö	Cistern	från fyllnadsmassor
16200	Skåne	Malmö	Malmö	Utanför området	från fyllnadsmassor
330	Skåne	Örkelljunga	Skånes Fagerhult	Cistern	
110	Stockholm	Danderyd	Djursholm	Utanför området	
170	Stockholm	Danderyd	Djursund	Utanför området	
100	Stockholm	Haninge	Västerhaninge	Cistern	
190	Stockholm	Norrtälje	Vätö	Cistern	
540	Stockholm	Norrtälje	Herräng	Cistern	Härrör från gruvmaterial i området som använts som fyllnadsmassor
690	Stockholm	Norrtälje	Herräng	Pumpfundament	Härrör från gruvmaterial i området som använts som fyllnadsmassor
420	Stockholm	Nykvarn	Nykvarn	Smörjgrop	Föreningen härrör från åkeri/verkstadsverksamhet
270	Stockholm	Sollentuna	Sollentuna	Smörjgrop	
100	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cistern	
100	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cisternområde	
110	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cisternområde	
130	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Utanför området	
160	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Utanför området	
162	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cistern	
170	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Utanför området	
220	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cistern	
220	Stockholm	Stockholm	Stockholm	cistern	
230	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cistern	
230	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Utanför området	
250	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Utanför området	
270	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cistern	
340	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Utanför området	På större djup, ingen risk för människa, mitt i central stadsmiljö
370	Stockholm	Stockholm	Spånga	Pumpfundament	Utgör ej risk, ligger under asfalterad yta
400	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cisternområde	Härrör från fyllnadsmassorna, ej från spill/läckage av petroleumprodukter
520	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Cistern	Utökad markundersökning visar att halterna är nära riktvärdet, och på stort djup. Ingen exponeringsrisk, är i stadsmiljö
1200	Stockholm	Stockholm	Stockholm	Pumpfundament	från fyllnadsmassorna
120	Stockholm	Södertälje	Södertälje	Cistern	
370	Stockholm	Södertälje	Mölnbo	Cistern	Strax över riktvärdet (inom gränsen för felmarginal), utgör ej risk
180	Stockholm	Österåker	Ljusterö	Cistern	
110	Södermanland	Eskilstuna	Eskilstuna	Pumpfundament	
130	Södermanland	Eskilstuna	Eskilstuna	Fyllnadsmassor	
130	Södermanland	Eskilstuna	Eskilstuna	Fyllnadsmassor	
180	Södermanland	Eskilstuna	Eskilstuna	Cistern	
200	Södermanland	Eskilstuna	Eskilstuna	Fyllnadsmassor	
1400	Södermanland	Eskilstuna	Eskilstuna	Fyllnadsmassor	
120	Södermanland	Nyköping	Nyköping	Cistern	
130	Södermanland	Nyköping	Nyköping	Tvätt/Spolplatta	
130	Södermanland	Nyköping	Nyköping	Tvätt/Spolplatta	
240	Södermanland	Nyköping	Nyköping	Pumpfundament	
280	Södermanland	Nyköping	Nävekvärn	Under opåverkade jordlager	Innebär ingen risk

Tabellen fortsätter på nästa sida.

Fortsättning från föregående sida.

Pb (mg/kg TS)	Län	Kommun	Ort	Provtagningsplats	Övrigt
357	Södermanland	Nyköping	Stavsjö	Fyllnadsmassor	något förhöjd halt, men inom felmarginalen för analyser
470	Södermanland	Trosa	Trosa	Pumpfundament	ej stor spridningsrisk pga tätt material runt om
150	Uppsala	Enköping	Grillby	Cistern för eldningsolja	
100	Uppsala	Uppsala	Uppsala	Farmartank	
100	Uppsala	Uppsala	Uppsala	Cistern	
150	Uppsala	Uppsala	Uppsala	Cistern	
150	Uppsala	Uppsala	Uppsala	Utanför området	
120	Uppsala	Östhammar	Öregrund	Cistern	
230	Värmland	Arvika	Arvika	Cistern	
190	Värmland	Storfors	Storfors	Smörjgrop	
110	Västerbotten	Skellefteå	Jörn	Cistern	
110	Västerbotten	Skellefteå	Löfvånger	Cistern	
4200	Västerbotten	Skellefteå	Jörn	Spillojetank	tidigare läge för spillojetank
300	Västerbotten	Sorsele	Gargnäs	Utanför området	
170	Västernorrland	Härnösand	Härnösand	Tvätt/Spolplatta	
340	Västernorrland	Kramfors	Bollstabruk	Cistern	
670	Västernorrland	Kramfors	Bjärträ	Smörjgrop	
1100	Västernorrland	Sollefteå	Långele	Smörjgrop	under betonggolvet i smörjgropen
140	Västernorrland	Örnsköldsvik	Husum	Utanför området	
150	Västernorrland	Örnsköldsvik	Örnsköldsvik	på området, osäkert läge för cisterner	
108	Västmanland	Arboga	Arboga	Smörjgrop	
1100	Västmanland	Kungsör	Kungsör	Pumpfundament	
2760	Västmanland	Köping	Köping	Cistern	blyet bedöms vara fastlagt i leran, ej spridningsrisk
8487	Västmanland	Köping	Köping	Cistern	
100	Västmanland	Sala	Sala	Tvätt/spolplatta	
190	Västmanland	Sala	Sala	Utanför området	
280	Västmanland	Sala	Sala	Pumpfundament	
780	Västmanland	Sala	Sala	Smörjgrop	
120	Västra Götaland	Ale	Hålanda	Cistern	
110	Västra Götaland	Bengtstors	Billingsfors	Utanför området	
120	Västra Götaland	Bengtstors	Dals-Långed	Smörjgrop	
130	Västra Götaland	Bengtstors	Dals-Långed	Smörjgrop	
250	Västra Götaland	Bengtstors	Bengtstors	Pumpfundament	
233	Västra Götaland	Dals-Ed	Ed	Farmartank	
290	Västra Götaland	Falköping	Kinneved	Utanför området	
100	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Cistern	
110	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Cistern	
120	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Utanför området	
130	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Cistern	
140	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Cistern	
170	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Utanför området	
170	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Utanför området	
200	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Cistern	
200	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Cistern	
210	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Pumpfundament	
220	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Utanför området	
250	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Utanför området	
440	Västra Götaland	Göteborg	Göteborg	Cistern	
100	Västra Götaland	Karlsborg	Mölltorp	Utanför området	
510	Västra Götaland	Karlsborg	Mölltorp	Cistern	
100	Västra Götaland	Lilla Edet	Lödöse	Cistern	
110	Västra Götaland	Lilla Edet	Lödöse	Cistern	
140	Västra Götaland	Lilla Edet	Lödöse	Cistern	
450	Västra Götaland	Mark	Örby	Cistern	
250	Västra Götaland	Munkedal	Dingle	Cistern	
340	Västra Götaland	Orust	Henån	Cistern	
1100	Västra Götaland	Stenungsund	Stora Höga	pumprefug	Återfinns där pumparna varit placerade
590	Västra Götaland	Tjörn	Källekrärr	Pumpfundament	

Tabellen fortsätter på nästa sida.

Fortsättning från föregående sida.

Pb (mg/kg TS)	Län	Kommun	Ort	Provtagningsplats	Övrigt
110	Västra Götaland	Trollhättan	Trollhättan	Cistern	
130	Västra Götaland	Trollhättan	Trollhättan	Cistern	
150	Västra Götaland	Trollhättan	Trollhättan	utanför området	
290	Västra Götaland	Trollhättan	Trollhättan	Fyllnadsmassor	
2500	Västra Götaland	Trollhättan	Trollhättan	Cistern	Återfinns under fd stationsbyggnaden, i en innesluten behållare, i genomsläppligt material
110	Västra Götaland	Vårgårda	Vårgårda	Utanför området	
200	Västra Götaland	Vänersborg	Vänersborg	Utanför området	
360	Västra Götaland	Vänersborg	Vänersborg	Cistern	
350	Örebro	Karlskoga	Karlskoga	Utanför området	från slagg, som är fyllning, ligger på stort djup, bedöms komma från ett gjuteri tvärs över gatan
510	Östergötland	Boxholm	Mjölby	Smörjrygga	
191	Östergötland	Linköping	Brokind	Cistern	
613	Östergötland	Linköping	Linköping	Utanför området	i fyllningsmassor på stort djup
195	Östergötland	Norrköping	Norrköping	cisternläge	
389	Östergötland	Norrköping	Vikbolandet, Östra Husby	Utanför området	tydlig lukt av motorolja, nära/under verkstadens husfasad
710	Östergötland	Norrköping	Vikbolandet, Kuddby	Pumpfundament	sannolikt rest av mindre starkt nedbrutet bensinspill, omgärdat av tätande lera
230	Östergötland	Åtvidaberg	Åtvidaberg	Cistern	

BILAGA 4

Bakgrundshalter av
petroleumkolväten och bly

För att avgöra om objektet är förorenat av punktkälla eller ej kan det vara av intresse att ha kännedom om vilka bakgrundshalter den storskaliga spridningen av kolväten har medfört i olika miljöer.

I tabell 1-5 nedan finns en sammanställning av de undersökningar som utförts (av bl a SLU och SGU) avseende bly och petroleumkolväten (främst bensen, toluen, etylbensen, summa xylener och PAH) i mark och vatten. I dagsläget är dessa data dock inte kompletta då vissa undersökningar ännu inte utförts i Sverige.¹

Tabell 1: Petroleumkolväten i grundvatten

Tabell 2: Petroleumkolväten i jord i tätorter

Tabell 3: PAH i jord i tätorter

Tabell 4: Bly i jord i tätorter och rikstäckande

Tabell 5: Bly i sjöar och vattendrag, rikstäckande

Avseende blyhalter på bensinstationer, se SPIMFABs egna statistiska sammanställning i bilaga 3 till dessa SPI-Branschrekommendationer. Avseende övriga ämnen (exklusive bly) som kan förekomma på förorenade bensinstationer är det inte troligt att föroreningarna är naturliga.

Tabell 1. Petroleumkolväten i grundvatten. Statistik för undersökning av organiska halter i grundvatten över hela landet (ng/l), ur SGU (2004).

Tabell
1

Ämne/ämnesgrupp	Antal prov >det.gr.	Percentil 50	Max-halt	Medel-halt	Detektionsgräns
Aromater					
Bensen	19	2,6	12	3,6	1
Toluen	19	18	56	21,0	1,2
Etylbensen	18	1,6	5	2,0	1,1
Summa Xylener	19	9,3	42	15,0	-
Naftalen	2	<0,6	1	0,4	0,6
Acenaften	2	<0,1	2,3	0,2	0,1
Acenaftylen	-	-	-	-	-
Fluoren	6	<0,06	3	0,2	0,06
Fenantren	2	<0,4	56	3,2	0,4
Antracen	4	<0,02	6,2	0,4	0,02
Fluoranten	4	<0,2	280	15,0	0,2
Pyren	5	<0,2	180	9,7	0,2
Bens(a)antracen	9	<0,2	40	2,4	0,2
Krysen	5	<0,1	90	4,9	0,1
Bens(b)fluoranten	4	<0,1	47	2,6	0,1
Bens(k)fluoranten	4	<0,04	21	1,2	0,04
Bens(a)pyren	4	<0,08	13	0,8	0,08
Dibens(a,h)antracen	2	<0,1	1,7	0,1	0,1
Benso(g,h,i)perylen	2	<0,4	5,9	0,5	0,4
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	2	<0,6	7,8	0,7	0,6

¹ Önskvärt är att framtida undersökningar utförs med avseende på rikstäckande förekomst av bakgrundshalter av petroleumkolväten (främst alifatiska kolväten, aromatiska kolväten >C8-C10 och aromatiska kolväten >C10-C16) i jord, sjöar och vattendrag.

Tabell 2. Petroleumkolväten i jord i tätorter (mg/kg TS).

Ämne/ämnegrupp	50 prover från tätorter*					101 prover i storstadsmiljö**		
	Antal värden >det.gr.	Minimi-halt	Percentiler			Max-halt	Antal prov >det.gr.	Max-halt
			25	50	90			
Aromater								
Bensen	2	(0)	—	—	—	2,5	0	(0)
Toluen	18	(0)	0,15			0,76	2	1,7
Etylbensen							0	(0)
Summa Xylener							0	(0)
Aromater >C8-C10							0	(0)
Aromater >C10-C16							0	(0)
Naftalen	3	(0)	—	—	—	0,04	0	(0)
Acenaften	2	(0)	—	—	—	0,02	0	(0)
Acenaftilen	2	(0)	—	—	—	0,09	0	(0)
Fluoren	6	(0)	—	—	—	0,24	0	(0)
Fenantren	30	(0)	(0)	0,02	0,48	3,21	16	0,69
Antracen	11	(0)	—	—	—	0,18	1	0,15
Fluoranten	39	(0)	0,02	0,11	0,96	4,10	40	2,1
Pyren	38	(0)	0,01	0,08	0,64	2,90	38	1,3
Bens(a)antracen	31	(0)	(0)	0,03	0,4	1,80	22	0,7
Krysen	39	(0)	0,02	0,07	0,5	1,66	27	0,78
Bens(b)fluoranten	41	(0)	0,01	0,07	0,7	2,60	38	0,82
Bens(k)fluoranten	41	(0)	0,02	0,06	0,36	1,50	15	0,3
Bens(a)pyren	31	(0)	(0)	0,03	0,44	1,96	27	0,49
Dibens(a,h)antracen	3	(0)	—	—	—	0,40	0	(0)
Benso(g,h,i)perylene	33	(0)	(0)	0,03	0,35	1,20	21	0,27
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	34	(0)	(0)	0,03	0,35	1,23	21	0,32
Summa PAH	43	(0)	0,12	0,56	5,21	19,51	42	8,0
Alifater								
Alifater >C5-C8							0	(0)
Alifater >C8-C10							0	(0)
Alifater >C10-C12							0	(0)
Alifater >C12-C16							0	(0)
Alifater >C16-C35							15	27

(0)-värden inom parentes är under detektionsgränsen

* ur Naturvårdsverket, 1997.

** ur J&W, 2001.

 Tabell
2

Tabell 3

Tabell 3. PAH i jord i tätorter. Statistik för undersökning av PAH-halter i jord i Stockholm och Malmö (mg/kg TS), ur Kemakta (2008)*.

	Ämne****	Antal överrappgräns	Minimihalt	Percentiler			Max-halt	Medel-halt
				25	50	90		
Malmö 35 prov**	PAH-L	0	Samtliga prover <0,08					
	PAH-M	34	0,045	0,17	0,27	0,67	1,33	0,35
	PAH-H	32	0,06	0,24	0,345	0,924	1,40	0,45
Stockholm 100 prov***	PAH-L	0	Samtliga prover <0,15					
	PAH-M	37	0,25	0,25	0,25	0,97	1,8	0,44
	PAH-H	28	0,40	0,40	0,40	1,37	2,35	0,63

* I rapporten Kemakta (2008) har PAH-halter i jordar från svenska storstadsområden sammanställts från rapporterna Naturvårdsverket (1997), J&W (2001), SWECO (2002) och SWECO (2003). Malmödata finns i SWECO (2002), Stockholmsdata finns i J&W (2001) och Göteborgsdata i SWECO (2003). För Göteborg finns dock fullständiga data endast för en mindre andel av proven, varför dessa ej redovisas här i tabell 3.

** 9 outliers borttagna

*** 1 outlier borttagen

**** För polycykliska aromatiska kolväten, PAH, indelas de 16 enskilda föreningarna efter molekylvikt i grupperna: PAH med låg molekylvikt, PAH-L (Naftalen, Acenaften, Acenaftylen); PAH med medelhög molekylvikt, PAH-M (Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren); och PAH med hög molekylvikt, PAH-H (Benso(a)antracen, Chrysen, Benso(b)fluoranten, Benso(k)fluoranten, Benso(a)pyren, Dibenso(a,h)antracen, Benso(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3,c,d)pyren) enligt Naturvårdsverket 2009.

Tabell 4

Tabell 4. Bly i jord i tätorter och rikstäckande (mg/kg TS).

Djup (cm u m.y.)	Jordart	Antal prover	Minimihalt	Percentiler			Max-halt	Medel-halt
				10	50	90		
110 prover från Stockholmsområdet *								
0-2		9	29,1	42,3	89,7	160	201	97,7
15		21	27,2	30,9	114	198	429	129
30		22	22	23,2	76,2	395	809	185
50		21	21,4	23,7	60,7	668	960	176
100		20	18	20,7	25,4	482	754	130
150		10	12,8	18	24,8	162	433	86,3
200		7	10	17,4	25,5	54,8	97,8	32,8
Samtliga		110	9,98	22,5	62,7	381	960	132
Prover från 19 st tätorter, 205 provgröpar **								
0-20	Ytliga moräner	108	(0)	12	36	88	409,0	
60-70	Djupa moräner	108	(0)	3	11	24	59,0	
0-20	Ytliga sediment	93	(0)	7	23	60	143,0	
60-70	Djupa sediment	97	(0)	1	10	25	34,0	
1000-tals prover över hela landet ***								
	Morän	12 815				16		
	Sediment	1 474				20		
	Jordbruksmark	Ca 4000				26		

(0)-värden inom parantes är under detektionsgränsen

* ur J&W, 2001.

** ur Naturvårdsverket, 1997.

*** undersökningar utförda av SGU (2007) och SLU (2007); sammanställt i Naturvårdsverket (2009), sid 140.

Tabell 5. Bly i sjöar och vattendrag, rikstäckande. Blyhalter i sjöar och vattendrag (µg/l). Undersökningen utförd i SLUs (Sveriges Lantbruks Universitet) riksinventering 2000 och 2005; sammanställt i Naturvårdsverket (2009), sid 137.

	Antal prover	Minimi-halt	Percentiler					Max-halt	Medel-halt
			10	25	50	75	90		
Bly (µg/l)	1 388	0,01	0,03	0,07	0,18	0,38	0,68	7	0,3

Tabell 5

Referenser:

J&W, 2001. *Undersökning av föroreningar i park- och naturmark i Stockholm*, rapport, J&W Energi och Miljö, AB Jacobson & Widmark, på uppdrag av Miljöförvaltningen i Stockholms Stad, 18 juni 2001.

Kemakta, 2008. *Underlag för kriterier för organiska ämnen vid återvinning av avfall i anläggningsarbete*, rapport, Kemakta Konsult AB, Kemakta AR 2008-26, december 2008.

Naturvårdsverket, 1997. *Bakgrundshalter i mark – halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd*, Naturvårdsverket rapport nummer 4640.

Naturvårdsverket, 2009. *Riktvärden för förorenad mark – modellbeskrivning och vägledning*, Naturvårdsverket rapport nummer 5976.

SGU, 2004. *Organiska Miljögifter i grundvatten*, rapport, Sveriges Geologiska Undersökning (SGU).

SGU, 2007. Datautdrag ur SGU:s Regionala markgeokemiska databas, Sveriges Geologiska Undersökning, september 2007.

SLU, 2007. *Mark- och grödoinventeringen*, Data insamlat 1988–2003. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).

SWECO, 2002. *Undersökning av yttjord inom Malmö stad*. SWECO VBB VIAK på uppdrag av Fastighetskontoret i Malmö Stad, februari 2002.

SWECO, 2003. *PAH-undersökning av yttjord inom Göteborg*. SWECO VIAK på uppdrag av Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad, oktober 2003, R 2003:10.

BILAGA 5

Provhantering och
analyismetoder

Innehåll

1	Inledning	3
2	Provhanteringskedjan	3
2.1	Rekommendation om hur fältundersökningar bör utföras	4
2.1.1	Risk- och säkerhetsfaktorer att beakta vid provtagning på bensinstationer och dieselanläggningar	4
2.1.2	Naturvårdsverkets rapporter om undersökningar av förorenade områden	4
2.2	Fältanalyser vid miljötekniska markundersökningar på bensinstationer	5
2.2.1	SPIMFABs erfarenheter av fältinstrument vid undersökning av bensinstationer och dieselanläggningar	7
2.3	Jordprovtagning i samband med schaktsanering/cisternupptagning	7
2.4	Mätning av gas	7
2.5	Länken mellan provtagning och laboratorieanalys	7
2.6	Analyslaboratoriets administrativa rutiner	8
3	Indelning av alifatiska och aromatiska kolväten	8
3.1	Lättflyktiga föreningar (VOC; Volatile Organic Compounds)	8
3.2	Mellanflyktiga föreningar (Semivolatile Organics)	9
3.3	Angående tyngre aromatiska kolväten >C16-C35	9
4	Förbehandling och baskaraktärisering av jordprover på analyslaboratorium	9
4.1	Vatteninnehåll	10
4.2	Bly	10
4.3	Organiskt kol	10
4.4	Petroleumkolväten	10
5	Provhantering och analys av vattenprover på analyslaboratorium	10
5.1	Bly	10
5.2	Petroleumkolväten	11
6	Laboratorieanalys av petroleumkolväten	11
6.1	Upparbetning	11
6.1.1	Jord	12
6.1.2	Vatten	12
6.2	Separations- och detektionsmetoder	12
6.3	Kvantifiering	13
6.3.1	Kvantifiering av namngivna föreningar	14
6.3.2	Kvantifiering av icke namngivna föreningar, d v s "Summaparametrar"	15
7	Övriga analysmetoder på analyslaboratorium	16
7.1	Jordanalyser med GC/FID-metodik	16
7.2	Olja i vatten	17
7.2.1	IR-metodik	17
7.2.2	Oljeindex	17
8	Referenser	17

1 Inledning

En större del av innehållet i denna bilaga kommer ursprungligen från analysavsnittet ur SPIMFABs Kvalitetsmanual, Kemakta (2006) och från Analys-/provhanteringsdelen (bilaga 1, sid 38-52, del 1) i Naturvårdsverkets Rapport nr 4889. Dessa avsnitt har sammanställts och därefter har texten granskats och kommenterats av Anna Wastesson (ALcontrol AB) och av Tomas Alsberg (ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap Stockholms universitet), Linda Mouchard (Eurofins Environment Sweden AB), Sture Grägg (ALS Scandinavia AB) och Camilla Højsted (Milana A/S, Danmark).

Syftet med metodbeskrivningarna i denna bilaga är att dessa ska fungera som en rekommendation, och möjliggöra att högsta möjliga kvalitet och korrekta resultat erhålls vid undersökning och efterföljande riskbedömning av bensinstationer. Bilagan beskriver olika typer av fältanalysmetoder, provhantering i fält, relationen till laboratorieanalyser och hur mark- och vattenprover skall hanteras och analyseras efter att de anlänt till laboratoriet. Laboratorieanalysresultaten skall därefter kunna användas i riskbedömningsmomentet för att jämföras med de branschspecifika riktvärden som ges i huvudtexten (avsnitt C.5).

Metodbeskrivningarna om fältundersökningsmomenten återfinns i bilagans avsnitt 2-2.5, och är främst tillägnat personal som utför miljötekniska markundersökningar i fält. I avsnitt 2.1 framhävs det att Svenska Geotekniska Föreningens Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar är rekommenderad att användas i skedet då fältundersökningar utförs på bensinstationer.

Metodbeskrivningarna för analyslaboratorier, som återfinns i bilagans avsnitt 2.6 och 3-7, är främst tillägnat personalen vid analyslaboratorierna, och kan därför upplevas som komplicerat att läsa av gemene man. Syftet med dessa metodbeskrivningar för analyslaboratorier är att etablera enhetliga regler för analys och kvantifiering av de kemiska parametrarna i mark- och vattenprov från bensinstationer. Avsaknad av precisa metodbeskrivningar är inte något problem för kvantitativa bestämningar av de med namn definierade kemiska föreningarna som till exempel bensen och toluen. **Förutsatt att validerade analysmetoder tillämpas för bestämning bör inte metodval påverka analysresultaten för en definierad kemisk förening.** Instruktionerna i denna bilaga kommer kort omnämna de allmänna regler som normalt tillämpas i samband med uppläggning och validering av metoder.

När det gäller laboratorieanalys av grupper av föreningar ("summaparametrar") är situationen annorlunda. I samband med bestämning av en grupp oprecist definierade specier är val av kvantifieringsstandard och val av kvantifieringsprincip direkt avgörande för resultatet. I de fall där en "summaparameter" skall kvantifieras kommer den nedanstående instruktionen att detaljerat ange metodval, kvantifieringsprincip och entydigt definiera kvantifieringsstandard.

Angående laboratorieanalyser skall det understrykas att det föreslagna analysförfarandet för en "summaparameter" inte är det enda ur naturvetenskaplig synpunkt "riktiga" sättet att generera ett svar. Avvikelse mellan olika analysresultat behöver inte heller nödvändigtvis vara tecken på felaktigheter utan kan illustrera skillnaden i det analytiska angreppssättet. Laboratorier verkande inom SPIMFABs projekt måste emellertid enas om ett gemensamt förfarande för att kunna leverera inbördes jämförbara svar.

2 Provhantlingskedjan

Det är av största vikt att hela provhantlingskedjan (d v s provtagning, konservering vid behov, provpaketering, provtransport och laboratorieanalys) utförs korrekt i samband med de miljötek-

niska markundersökningarna på bensinstationer. Detta för att erhålla högsta möjliga kvalitet och korrekta resultat av undersökningen och den efterföljande riskbedömningen. Därtill måste även de särskilda risk- och säkerhetsfaktorer som finns vid provtagning på bensinstationer och dieselanläggningar beaktas.

2.1 Rekommendation om hur fältundersökningar bör utföras

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) har gett ut rapporten *Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar* vilken finns tillgänglig för nedladdning på SGF:s hemsida <http://www.sgf.net/>. Fälthandboken beskriver bland annat hur kvalitetssäkring, förberedelser och planering inför fältarbete går till. Den innehåller också detaljerade beskrivningar av olika typer av fältanalys- och provtagningsmetoder för jord och grundvatten; både hur de teoretiskt fungerar och hur de ska användas i praktiken. Därtill finns information om arbetsmiljö, arbetarskydd och säkerhet.

Författarna till denna branschrekommendation uppmuntrar till användning av fälthandboken, framförallt i skedet då fältundersökningar utförs på bensinstationer.

SGF har även utarbetat en certifieringskurs för personer som arbetar med miljötekniska markundersökningar. Det är en stark rekommendation att miljöprovtagaren certifieras eftersom det höjer kvalitetsnivån.

2.1.1 Risk- och säkerhetsfaktorer att beakta vid provtagning på bensinstationer och dieselanläggningar

Vid provtagning på bensinstationer bör följande faktorer beaktas:

- » Riskområden är området närmast centralpåfyllning, pumpöar, oljeavskiljare samt cisterner. Vid borrhovtagning i dessa riskområden då stationen är i drift skall stor försiktighet iaktas med avseende på explosiv atmosfär och underjordiska installationer (el- och signalkablar, drivmedelsrör, VA-rör etc).
- » Vid borrhovning vid cisternlägen bör borrhovrustning väljas så att tillräckligt djup erhålls, dvs till den nivå där cisternplattan påträffas. Klenare skruvborrhovrustning stoppar för mindre block vilka kan feltolkas som bergyta.
- » Beakta att det vid provtagning i områden klassade genom det så kallade ATEX-direktivet¹ ställs krav på vilken utrustning som får användas. De områden inom en bensinstation i vilka det finns risk för explosiv atmosfär anges på en så kallad klassningsplan. Denna ska alltid finnas tillgänglig på bensinstationen.
- » Beakta den personliga säkerheten vid provtagning på stationer i drift. Gör ordentliga avspärrningar och använd varselkläder. Läs mer om säkerhet i SPI & SPT (2008).
- » Platsspecifika förutsättningar kan i vissa fall begränsa möjligheten till heltäckande borrhovtagning. Vid tolkning av analysresultat är det i sådana fall viktigt att beakta att dessa inte ger hela bilden av föroreningsituationen på fastigheten.

2.1.2 Naturvårdsverkets rapporter om undersökningar av förorenade områden

Naturvårdsverket har publicerat ett antal rapporter som rör efterbehandling av förorenade områden. Dessa finns tillgängliga via Naturvårdsverkets hemsida: <http://www.naturvardsverket.se> sök på ”Naturvårdsverkets rapporter om efterbehandling”.

¹ ATEX-direktivet, Appareils destinés à être utilisés en Atmosphères EXplosibles, är egentligen två olika EU-direktiv som behandlar utrustningar och arbetsmiljö i områden där det finns risk för explosionsfarliga blandningar.

Därtill finns tio rapporter om undersökningsmetoder (bland annat strategier, fältundersökningar, analysmetoder, laktester och utvärdering av undersökningar) publicerade inom Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering: <http://www.naturvardsverket.se/hallbarsanering> se "Undersökningsmetoder".

2.2 Fältanalyser vid miljötekniska markundersökningar på bensinstationer

Metodikerna, som beskrivs i detta stycke, utförs av oljebolagen på deras egna stationer såväl som av SPIMFABs avtalskonsulter på SPIMFAB-projekten.

Vid miljötekniska markundersökningar på bensinstationer görs borrhundersökningar då markprover tas upp enligt en på förhand bestämd provtagningsplan. Det finns dock olika metoder för själva borrhundersökningen, vanligast är skruvborrsprovtagning. Markproverna undersöks därefter alltid direkt med fältinstrument. Resultaten från fältmätningarna ger en indikation om vilka prover som bör analyseras på miljölaboratorium. Dessa laboratorieanalyser görs vanligen med avseende på de ämnen som redovisas i tabell 5.2 i huvudtexten. Mätningar med fältinstrument ger en översiktlig bild av aktuell föroreningsstatus på området vilket är mycket värdefullt i det fortsatta undersökningsarbetet. De vanligaste fältanalysmetoderna är:

- » *PID-mätning* (fotojonisationsdetektor) utförs så gott som alltid. PID-instrumentet fungerar som en "elektronisk näsa" och mäter innehåll av lättflyktiga kolväten i porgas i jordprover. PID-svaren erhålls omgående.
- » Även fältanalys med *PetroFlag* kan vara användbar på bensinstationer. Med en PetroFlag analyseras summan av det totala innehållet av petroleumkolväten i jord och svar erhålls inom cirka 30 minuter. Denna fältanalysmetod är särskilt användbar där tyngre kolväteföreningar förväntas förekomma.
- » Därtill kan även fältanalys med *Immunoassay* vara bra. Med en sådan analyseras organiska föreningar i jord, till exempel PAH, diesel och bensin.

SPIMFABs avtalskonsulters samlade erfarenheter av olika fältanalysmetoder redovisas i tabell 1 nedan.

Tabell 1

Tabell 1. SPIMFABs avtalskonsulters egna erfarenheter av fältanalyser vid den miljötekniska markundersökningen av bensinstationer.

PID-instrument	
Fördelar	<p>Snabba indikationer fås i fält</p> <p>PID-mätning genom hela jordprofilen ger översiktlig uppfattning om hur gasinnehållet varierar i profilen och var de högsta halterna lättflyktiga kolväten finns.</p> <p>PID-mätningar är värdefulla för att kunna gallra mellan höga och låga värden. Dels för att inledningsvis göra en <i>relativ</i> bedömning av föroreningsstatus på platsen och dels för att ge en <i>uppfattning</i> om föroreningen i den omättade zonen och hur föroreningen har spridits.</p> <p>Utifrån laboratorieanalyssvar används PID-resultaten för att göra bedömningar om föroreningsstatus hos de jordprover som ej analyserats. Detta är värdefullt inför en eventuell sanering.</p>
Nackdelar	<p>Det går ej att använda PID-mätningar för att bedöma om halten ligger över eller under ett riktvärde.</p> <p>PID-mätarens linjära område är begränsat och har dålig noggrannhet jämfört med laboratorieanalyser att användbart samband inte kan erhållas. (Laboratorieanalyser mäter innehåll i jord av vissa specifika ämnen/grupper).</p> <p>Olika ämnen har olika respons och PID-mätningar kan därför vara missvisande. Exempel på sådana situationer är:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Lågt PID-värde med nästan enbart alifater kan motsvara en hög föroreningshalt i jorden. • Låga PID-värden kan trots allt innehålla förhöjda bensenhalter (detta påvisas istället genom laboratorieanalys). Högt PID-värde kan motsvara relativt låg aromathalt i jord, särskilt i blöta prover. • Höga PID-värden (upp till 2000ppm) som registreras vid fältmätningar kan inte alltid påvisas i laboratorieanalysen beroende på att de höga värdena ej kommer från partikulärt bundna, och utgörs av mycket lättflyktiga ämnen."
Övrigt	<p>Resultat från PID-mätningar måste bedömas med hänsyn till jordart, kolhalt, temperatur, annan föroreningsindikation, fukthalt (grundvattenobservationer/nivåer) samt synintryck innan resultatet används för att bedöma vilka prover som ska skickas för laboratorieanalys.</p>
PetroFlag	
Fördel	<p>PetroFlag-resultat från markundersökningsfasen kan vara användbara som underlag både vid riskbedömning och vid sanering.</p> <p>Fungerar bra för jämförelser vid åtgärdsfasen när föroreningsmatrisen redan är känd och kan jämföras mot kända laboratorieanalyser.</p> <p>I åtgärdsfasen är PetroFlag tillsammans med PID kostnadseffektivt. Detta under förutsättning att man (innan arbetet påbörjas) tar fram bedömningsgrunder för hur resultat från mätningar med fältinstrument ska jämföras mot de mätbara åtgärdsmålen.</p>
Nackdel	<p>Dyra analyser i förhållande till noggrannheten för analysresultaten.</p> <p>PetroFlag-resultat ger uppfattning om totalkolvätehalten i jorden. Resultatet är dock osäkert innan matrisen i jorden är känd (vilket den blir efter laboratorieanalys), eftersom responsen varierar beroende på matris (typ av drivmedel, drivmedlets vittringsgrad och den naturliga bakgrundshalten).</p>
Övriga fältinstrument	
<p>FFD-sond (Fuel Fluorescence Detector) är en sond som trycks ned i marken och registrerar relativt innehåll av lätta och tunga kolväten med avseende på djup. Resultatet redovisas i diagramform. Fungerar mycket bra i jordarter som sand och lera, däremot ej så bra när det förekommer fyllningsmassor med större och mindre stenar.</p>	
<p>Immunoassay för analys av bland annat TPH (alifater och aromater), BTEX, PAH är dyrt, men ger relativt noggranna svar inom olika haltintervall.</p>	
<p>FID-analyser (flamjonisationdetektor) av kolväten är en metod som skulle kunna standardiseras och ge betydligt bättre information än vad PID-analyser gör i dagsläget. Dock gör de många praktiska nackdelarna med denna metod att FID-instrumentet knappt används i Sverige.</p>	

2.2.1 SPIMFABs erfarenheter av fältinstrument vid undersökning av bensinstationer och dieselanläggningar

SPIMFAB har (t o m mars 2011) via sina avtalskonsulter erfarenhet av att ha utfört miljötekniska markundersökningar på cirka 3350 nedlagda bensinstationer. Det innebär att det nu finns god kunskap om hur fältinstrumenten på bästa sätt används vid undersökningar på bensinstationer. En sammanställning redovisas i tabell 1.

2.3 Jordprovtagning i samband med schaktsanering/cisternupptagning

I exemplet i detta stycke är den totala tidsåtgången ett dygn och förutsättningen är att väderförhållandena inte skiftar under dygnet. PID-instrument används här som hjälpmedel.

- » Under schaktarbetet används PID-instrumentet för att selektera de jordmassor som skall avlägsnas alternativt återanvändas för återfyllnad när schaktsaneringen är avslutad. Jordprov för ”expressanalys” tas för att användas som referens gentemot PID-instrumentets utslag. Notera att denna process bör repeteras om väderförhållandena förändras och om schaktsaneringen pågår många dygn.
- » I schaktarbetets slutskede då PID-instrumentet samt okulär besiktning indikerar att föroreningarna understiger för saneringsmålet aktuella riktvärden tas jordprover för laboratorieanalys i samtliga schaktväggar samt schaktbotten.
- » Då fältmätning utförts kontinuerligt under schaktningen behöver endast ett fåtal jordprover analyseras vid laboratorium för att säkerställa att saneringsmålet har uppfyllts. Normalt tas 1-2 jordprover för laboratorieanalys från respektive schaktvägg och schaktbotten, och vid större schakter tas fler prover.
- » När analys svar erhållits jämförs dessa mot uppmätta PID-värden. Dessa PID-värden kan nu användas som referensvärde för att kontrollera att saneringsmålet är uppfyllt.
- » Samtliga fältmätningar bör kompletteras med uppgift om var i schakten de är gjorda (vertikal- och horisontal) för att möjliggöra en överskådlig redovisning i slutrapporten för saneringsentreprenaden.

2.4 Mätning av gas

Gas förekommer bland annat som porgas och som inomhusluft:

- » *Mätning av porgas* utförs lämpligen enligt metodbeskrivning i SGF:s Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar.
- » *Mätning av inomhusluft* är mycket komplicerat. I dagsläget saknas en bra metod för att mäta, värdera och riskbedöma inomhusluft. Befintliga metoder för mätning av inomhusluft är svåra att utföra och tolka. En mätning påverkas av många yttre faktorer som ej har med själva föroreningen att göra, och som måste beaktas i resultatet. Tillsvidare får en bedömning av hur mätningen bör utföras göras från fall till fall i samråd med tillsynsmyndigheten. Bedömningen omfattar även vilka riktvärden/gränsvärden som bör tillämpas. Det finns ett behov av en ny vägledning.

2.5 Länken mellan provtagning och laboratorieanalys

Som nämnts ovan är det av allra största vikt att hela provhanterings- och transportkedjan sköts fackmannamässigt för att det slutliga analysresultatet skall motsvara den kvalitet som laboratorie-

erna utlovar för sina analyser. Tillsvidare rekommenderas att instruktionerna i SGF:s Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar följs i *provtagningsskedet*. Därtill ska även *laboratoriernas egna instruktioner och krav* följas. Dessa krav avser följesedlar, provkärn, märkning av provkärn, provmängd, i vissa fall förbehandling i fält, förvaring, lagring och transport.

Det bör noteras att varken resultat från mätningar med fältinstrument eller resultat från laboratorieanalyser ger absoluta halter², dock är noggrannheten betydligt större på laboratorium.

2.6 Analyslaboratoriets administrativa rutiner

Provningsrapporter bör utformas enligt avsnittet om provningsrapporter i SS-EN ISO/IEC 17025:2005.

Då kromatogram har registrerats ska det, om kunden så önskar, bifogas rapporten. Detta är ej praxis utan beror på vilken teknik (SIM eller scan) som laboratorierna använder sig av.

Rapporter kan skickas som signerade e-certifikat i pdf-format som alternativ till de traditionella pappersrapporterna. Laboratoriet ska bevara rapporten (alternativt rådata) i 10 år. Provmaterial för arkiv eller som i övrigt ej använts bör bevaras under en viss tid, till exempel tre månader efter att rapporten lämnats eller enligt annan överrenskommelse. Detta ska anges i avtal eller på rapporten.

3 Indelning av alifatiska och aromatiska kolväten

Kolväten som förekommer vid gamla bensinstationsfastigheter kan spänna över ett brett register av ämnen med 6-35 kolatomer (C6 till C35). Detta innebär att det krävs flera angreppssätt vad avser såväl provtagning som analysförfaranden. Framför allt skiljer det mellan lätt- och mellanflyktiga ämnen.

Innehållet i avsnitt 3 är sammanställt för att användas av de ackrediterade laboratorierna.

3.1 Lättflyktiga föreningar (VOC; Volatile Organic Compounds)

- » Alifater >C5-C8
- » Alifater >C8-C10
- » Bensen
- » Töluen
- » Etylbensen
- » Summa o-Xylen, m-Xylen, p-Xylen
- » MTBE
- » 1,2-diklorethan
- » 1,2-dibrometan
- » Tetraetylblead

² **Absolut halt** definieras som den halt av något som är uppmätt mot en känd, väldefinierad (matris) kalibreringskurva.

3.2 Mellanflyktiga föreningar (Semivolatile Organics)

- » Alifater >C10-C12
- » Alifater >C12-C16
- » Alifater >C16-C35
- » Aromater >C8-C10
- » Aromater >C10-C16
 - Gruppen "Aromater >C10-C16" motsvarade tidigare hela gruppen "Aromater >C10 – C35" men eftersom ingen av de föreningar som analyseras har fler än 16 kolatomer har ett namnbyte nu gjorts till >C10-C16. Analyserna täcker väl in de aromatiska ämnen som kan påträffas vid bensinstationer, enligt avsnitt 7.1 i Kemakta (2008a).*
- » Summa PAH-L, Polycykliska aromatiska kolväten med låg molekylvikt:
 - Naftalen, Acenafthen, Acenafstylen*
- » Summa PAH-M, Polycykliska aromatiska kolväten med medelhög molekylvikt:
 - Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren*
- » Summa PAH-H, Polycykliska aromatiska kolväten med hög molekylvikt:
 - Benso(a)antracen, Chrysen, Benso(b)fluoranten, Benso(k)fluoranten, Benso(a)pyren, Dibenso(a,h)antracen, Benso(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3,c,d)pyren*

För polycykliska aromatiska kolväten, PAH, indelas de 16 enskilda föreningarna sedan 2008 i tre grupper: PAH-L, PAH-M och PAH-H. Denna nya indelning ger en bättre beskrivning av PAH-föreningarnas fördelning i miljön och deras effekter på hälsa och miljö (Naturvårdsverket, 2009).

3.3 Angående tyngre aromatiska kolväten >C16-C35

Denna fraktion ingår ej i bensin och diesel, se även avsnitt C.1.2 i huvudtexten, men det är trots allt nödvändigt att ge information om den här.

Sedan 2009 då Naturvårdsverkets nya generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009) publicerades finns det numera även riktvärden för fraktionen aromatiska kolväten >C16-C35. Före detta fanns endast riktvärden för fraktionen aromater >C10-C35, som sedermera uppdelades i två fraktioner (aromater >C10-C16 och aromater >C16-C35). Anledning till fraktionsdelningen var att i analysmetoden för den tidigare fraktionen >C10-C35 ingick det endast indikatorsubstanser upp till C16, vilket gjort att namnbytet till >C10-C16 mycket tydligare speglar det faktiska innehållet i fraktionen (Kemakta, 2008a). Se även avsnitt 3.2 ovan.

Analysmetod för den nya fraktionen aromater >C16-C35 har ej funnits tidigare, men har nu tagits fram av en arbetsgrupp³ och publicerats i april 2011 på Naturvårdsverkets hemsida <http://www.naturvardsverket.se> sök på Val av analys.

4 Förbehandling och baskaraktärisering av jordprover på analyslaboratorium

Noggrann provhomogenisering är nödvändig för att ett säkert analysresultat ska erhållas. Förbehandling av jordprov för kemisk analys av vatteninnehåll, bly och organiskt kol bör utföras enligt SS-ISO 11464:2006. Partikelfractionen som tas ut för analys är normalt <2 mm.

Innehållet i avsnitt 4 är sammanställt för att användas av de ackrediterade laboratorerna.

³ Deltagare i arbetsgruppen (AG1), inom ramen för SIS tekniska kommitté TK535 Karaktärisering av avfall, mark och slam, är representanter från Eurofins Environment Sweden AB, ALS Scandinavia AB, ALcontrol AB, Kemakta AB och SPIMFAB.

4.1 Vatteninnehåll

Eftersom analysresultaten för jordproverna presenteras som mg/kg TS måste vatteninnehåll (torrsubstans, TS) bestämmas för viss andel av samtliga prov. För bestämning av vatteninnehållet tillämpas SS 028113-1.

4.2 Bly

För jordprover förorenade med bly rekommenderas uppslutning i autoklav med 7M HNO₃ (SS 028150). Analys av bly utförs på ICP (induktivt kopplad plasma) och detektion med AES (atomemissionsspektrometri) eller i de fall det krävs lägre detektionsgräns MS (masspektrometri).

4.3 Organiskt kol

För beräkningar av riktvärdena har ”Sverigetypiska” värden använts och halten organiskt kol satts till 0,5-2,0 % beroende på jordart och jorddjup. Halten organiskt kol skall därför mätas i några prover per undersökningsområde. Vid stora variationer måste fler prov tas och bestämningar göras. Först bestäms organiskt innehåll i provet som glödförlust enligt SS 028113-1. För att få halten organiskt kol multipliceras erhållet värde med 0,57. Enligt strukturformler utgörs 57 procent av glödförlusten av kol.

4.4 Petroleumkolväten

Lättflyktiga och *mellanflyktiga föreningar* analyseras lämpligen med olika separata metoder eftersom det är förknippat med stora svårigheter att optimera en och samma metod för både lätt- och mellanflyktiga komponenter. Se vidare om analyser i avsnitt 6 nedan.

5 Provhantering och analys av vattenprover på analyslaboratorium

Innehållet i avsnitt 5 är sammanställt för att användas av de ackrediterade laboratorierna.

5.1 Bly

Vattenprover för blyanalys bör hanteras enligt följande ordning:

1. Provtagning sker i enlighet med de instruktioner som ges i bilaga 1 i Naturvårdsverket (1999).
2. Provet skickas till laboratoriet och filtreras där samma dag som det anländer genom ett 0,45µm-filter.
3. Efter filtrering surgörs provet med salpetersyra, 0,5 ml koncentrerad syra per 100 ml prov. Provet förvaras kylt (+4°C).
4. Analys utförs på ICP-AES eller ICP-MS som medger en detektionsgräns <0,001 mg/l.

Standardförfarandet med denna instruktion blir således att filtrering och surgörning görs på laboratoriet och ej i fält. Önskas filtrering och surgörning av provet i fält måste detta ske i överenskomelse med laboratoriepersonalen.

5.2 Petroleumkolväten

I vattenprover analyseras följande ämnen i grupperingar enligt:

» Lättflyktiga ämnen

- Summa alifater >C5-C8
- Summa alifater >C8-C10
- Bensen
- Toluen
- Etylbensen
- Summa o-Xylen, m-Xylen, p-Xylen
- MTBE

Mellanflyktiga ämnen

- Summa alifater >C10-C12
- Summa alifater >C12-C16
- Summa alifater >C16-C35
- Summa aromater >C8-C10
- Summa aromater >C10-C16
- PAH-L
- PAH-M
- PAH-H

6 Laboratorieanalys av petroleumkolväten

Analysmetoderna som redovisas i detta avsnitt lämpar sig bäst för analys av ämnen som förekommer främst i bensin och diesel. Metoderna har tagits fram för att få en separation av alifater och aromater med anledning av aromaternas cancerogena egenskaper.

Innehållet i avsnitt 6 är sammanställt för att användas av de ackrediterade laboratorierna.

6.1 Upparbetning

Upparbetning omfattar bland annat extraktion, upprening och koncentrerings. Risken för förluster förorsakade av avdunstning av lättflyktiga föreningar i samband med invägningar av prov bör beaktas.

Vad gäller lättflyktiga ämnen är det just den höga flyktigheten som utgör ett problem genom att varje steg från provtagning till analys utgör en risk för förlust av ämne. Därför bör internstandard (IS) tillsättas i ett så tidigt skede som möjligt. IS bör vidare vara så lika provkomponenterna som möjligt, allra helst isotopmärkta analoger. Slutbestämningsmetoden bör ha en så låg detektionsgräns som möjligt för att minimera behovet av koncentrerings av prov eller extrakt.

6.1.1 Jord

De lättflyktiga föreningarna (enligt avsnitt 3.1 ovan) upparbetas och analyseras enligt metod 2, avsnitt 7.1 i Karstensen (1996) vilket innebär att antingen statisk HS (Head Space) eller dynamisk HS (även kallad "Purge and Trap") används. Analys med HS-teknik rekommenderas för ämnen $\leq C_{10}$ och innebär analys av gasfasen ovanför en vätska eller ett fast prov.

Med statisk HS utnyttjas det faktum att ämnet eller ämnena som ska analyseras fördelar sig mellan provet och gasfasen i kärlet som provet förvaras i. Här eftersträvas att ett jämviktstillstånd inställer sig. Statisk HS lämpar sig för ämnen med relativt höga ångtryck som ger kvantifierbara koncentrationer i gasfasen vid relevanta koncentrationer i ursprungsmatrisen. Dynamisk HS är en variant som också utnyttjar ämnenas ångtryck. Dock eftersträvas ej ett jämviktstillstånd då ämnena överföres kvantitativt från provet till analysinstrumentet. Valet mellan de båda HS-metoderna avgörs av detektionsgränsen men även tekniska överväganden spelar in. Med dynamisk HS finns möjligheten att öka provmängden för att få en lägre detektionsgräns.

Mellanflyktiga föreningar (enligt avsnitt 3.2 ovan) bestäms enligt metod 1, avsnitt 7.1 i Karstensen (1996). Metoden innebär en föregående våtkemisk separation, d v s att lösningsmedelsextraktion används.

Prov extraheras med valfri extraktionsmetod och valfritt lösningsmedel. Laboratoriet måste kunna visa att extraktionsförfarandet kan återvinna minst 60 % av IS och samtliga aktuella PAH inom grupperna PAH-L/PAH-M/PAH-H och samtliga n-alkaner $>C_{10}$ - C_{16} med den tillämpade extraktionsmetoden. Därtill finns förslag på extraktionsmetoder i Naturvårdsverkets webbaserade vägledning om analysmetoder från 2008-10-24 (Naturvårdsverket, 2008).

En alternativ metod som används i Danmark innebär extraktion vid *analys av samtliga kolväten*. Jord provtas i fält direkt till en glasburk med skruvlock. Locket ska vara tätt och invändigt teflonbelagt. Vid ankomst till laboratoriet tillsätts extraktionsmedel med en kanyl genom locket varefter locket byts ut. De organiska ämnena i både jord och luft extraheras härmed direkt i glasburken.

6.1.2 Vatten

Lättflyktiga föreningar i vattenprovers gasfas separeras med HS-teknik på samma sätt som för jordprover enligt avsnitt 6.1.1 ovan.

Mellanflyktiga föreningar i vattenprover extraheras med valfri extraktionsmetod och valfritt lösningsmedel.

6.2 Separations- och detektionsmetoder

Detta stycke innehåller flera alternativa sätt att separera och detektera lättflyktiga och mellanflyktiga föreningar.

Lättflyktiga och mellanflyktiga föreningar, i både jord- och vattenprover, detekteras genomgående med masspektrometer (MS) efter högupplösande (HR) gaskromatografisk separation med kapillärkolonn (GC); HRGC/MS. Detektionen med MS kan göras i "Full scan mode" eller "SIM mode" (Selected Ion Monitoring). Om SIM används kan kompletterande HRGC/MS-Full scan analys göras på begäran av kund om den informationen krävs för att bedöma provet. Dock gäller full scan analys-beställning endast en viss tid efter att provet har rapporterats ut eftersom laboratorerna endast

sparar proverna under en begränsad period.

HRGC/MS-tekniken är avsedd för markföroreningar, särskilt då det förekommer petroleumkolväten i provet.

Lättflyktiga föreningar: ”Full scan”-spektra upptas i området 35 t o m 200 amu för bestämning av lättflyktiga föreningar med hjälp av HS/HRGC/MS, vilket innebär kombination av HS-teknik och efterföljande HRGC/MS.

Tetraetylbly: För bestämning av tetraetylbly krävs en särskild körning i SIM mode.

Mellanflyktiga föreningar: ”Full scan”-spektra upptas i området 35 t o m 350 amu för bestämning av alifatiska och aromatiska mellanflyktiga föreningar i vätskeextrakt med hjälp av HRGC/MS.

Därtill finns förslag på analysmetoder för jordprover i Naturvårdsverkets webbaserade vägledning om analysmetoder från 2008-10-24 (Naturvårdsverket, 2008).

6.3 Kvantifiering

För både *lättflyktiga* och *mellanflyktiga* kolväten gäller följande:

1. Kvantifiering utförs enligt internstandard metodiken (ISTD). Enskilda komponenter kvantifieras mot individuella standarder med korrigering för återvinning av till provet tillsatta internstandarder (IS). Återvinning av samtliga IS måste vara bättre än 60 % för att en giltig kvantifiering skall kunna utföras.
2. Kalibreringstabellen upprättas på att för varje förening lämpligt masstal i minst tre nivåer utöver origo. Avläsningar för samtliga mätpunkter skall ligga över lägsta och under högsta kalibreringspunkten. Inga extrapoleringar utöver högsta kalibreringspunkten är tillåtna för höghaltsprov. Endast det linjära området av kalibreringskurvan nyttjas. Inga avläsningar får ske i övre delen av kalibreringskurvan (plata), där en negativ avvikelse från linjariteten äger rum.
3. Laboratoriet bör kunna nå upp till och rapportera LOQ⁴ motsvarande 10 % av riktvärdet för Känslig markanvändning (KM) enligt tabell 5.2 i dessa SPI-Branshrekommendationers huvudtext.
4. Laboratoriet bör kunna nå upp till repeterbarhet⁵ uttryckt som relativ standardavvikelse (RSD) bättre än 30 % för tre upprepade bestämningar på ett och samma prov inom loppet av ett dygn. Mätningen utförs på nivån av riktvärdet för Känslig markanvändning (KM) enligt tabell 5.2 i huvudtexten.
5. Val av IS för flyktiga organiska föreningar är fritt förutsatt att dess kokpunkt ligger mellan Bensen och Xylen. En beprövad lämplig IS är deutererad Toluén.
6. För PAH bör två valfria IS med skild flyktighet användas. Lämpliga val är deutererad Pyren och deutererad Perylen.
7. I samband med varje provserie bör en blank understigande 5 % av riktvärdet för ”Känslig markanvändning (KM)” kunna uppvisas. Blanknivåerna bör vara max 50 % av LOQ, annars vidtas korrigerande åtgärder.

4 Med **LOQ** menas ”känslighet”, det vill säga ”Limit of Quantification” (LOQ), enligt avsnitt 11.2.6 i Karstensen (1996).

5 Med **reperbarhet** menas ”Repeatability” enligt avsnitt 11.2.2 i Karstensen (1996).

6.3.1 Kvantifiering av namngivna föreningar

Namngivna kemiska föreningar kvantifieras med internstandardmetodiken mot sina motsvarigheter.

Lättflyktiga föreningar:

- » MTBE
- » 1,2-dikloretan
- » 1,2-dibrometan
- » Teraetylblead
- » Bensen
- » Tolen
- » Etylbensen
- » summa o-Xylen, m-Xylen, p-Xylen

För de ovanstående föreningarna bör ett andra masstal följas upp såsom "Qualifier". Denna tillåts avvika $\pm 20\%$ från standardvärdet.

Mellanflyktiga föreningar:

- » Summa PAH-H, Polycykliska aromatiska kolväten med hög molekylvikt:
 - Benso(a)antracen
 - Chrysen
 - Benso(b)fluoranten
 - Benso(k)fluoranten
 - Benso(a)pyren
 - Dibenso(a,h)antracen
 - Benso(g,h,i)perylene
 - Indeno(1,2,3,c,d)pyren
- » Summa PAH-M, Polycykliska aromatiska kolväten med medelhög molekylvikt:
 - Fluoren
 - Fenantren
 - Antracen
 - Fluoranten
 - Pyren
- » Summa PAH-L, Polycykliska aromatiska kolväten med låg molekylvikt:
 - Naftalen
 - Acenaften
 - Acenaftylene⁶
- » Aromater >C8-C10
 Följande föreningar representerar gruppen "Aromater >C8-C10" med förslag på fabrikat till standard i högerkolumnen:

- Isopropylbensen (Cumene)	Chiron 2155,9
- n-propylbensen	Chiron 1298,9
- 1,2,3-Trimetylbensen	Fluka 51500
- 1,2,4-Trimetylbensen	Fluka 82540
- 1,3,5-Trimetylbensen	Fluka 63908
- 1,2,4,5-Tetrametylbensen (Duren)/1,2,3,5,-Tetrametylbensen (Isoduren) ⁷	
- 2-Etyltolen	Fluka 04941/Aldrich E4 940-1
- 3-Etyltolen	Fluka 04942/Aldrich E4 960-6
- 4-Etyltolen	Fluka 04943/Aldrich E4 980-0
- 1,2-Dietylbenzen	Fluka32008

⁶ Acenaftylene samelucrar med 1,2-Dimetylnaftalen, vilken räknas med i aromatfraktionen >C10-C16, enligt avsnitt 6.1-6.3, 7.1 i Kemakta (2008a).

⁷ 1,2,4,5-Tetrametylbensen och 1,2,3,5,-Tetrametylbensen koelucrar.

- 1,3-Dietylbenzen Fluka 32009 (för Rt bestämning)
 - 1,4-Dietylbenzen Fluka 32018
 - » Aromater >C10-C16
- Följande föreningar representerar gruppen "Aromater >C10-C16" med förslag på fabrikat till standard i högerkolumnen:
- Bifenyl Fluka 14410
 - 1-Metylnaftalen Fluka 67880
 - -Metylnaftalen Fluka 67890
 - 1-Etylnaftalen Fluka 04510
 - 2-Etylnaftalen Fluka 04520
 - 1-Metylantracen Accu Std H-222N/H-222S
 - 2-Metylantracen Accu Std H-148N/H-148S
 - 1-Metylfenantren Accu Std H-162S
 - 2-Metylfenantren Accu Std H-003S
 - 1,2-Dimetylnaftalen⁸ Chiron 0721,12
 - 1,3-Dimetylnaftalen Chiron 0722,12
 - 1,4-Dimetylnaftalen Fluka 40790
 - 1,5-Dimetylnaftalen Chiron 0724,12
 - 1,6-Dimetylnaftalen Chiron 0725,12
 - 1,7-Dimetylnaftalen Fluka 40810
 - 1,8-Dimetylnaftalen Fluka 40815
 - 2,3-Dimetylnaftalen Fluka 40830
 - 2,6-Dimetylnaftalen Fluka 40835
 - 2,7-Dimetylnaftalen Chiron 0731,12
 - 1,2,3-Trimetylnaftalen Chiron 0700,13
 - 1,2,4-Trimetylnaftalen Chiron 0701,13
 - 1,2,5-Trimetylnaftalen Chiron 0702,13
 - 1,2,6-Trimetylnaftalen Chiron 0703,13
 - 1,3,7-Trimetylnaftalen Chiron 0170-13
 - 1,4,5-Trimetylnaftalen Chiron 0704,13
 - 1,4,6-Trimetylnaftalen Chiron 0705,13
 - 2,3,5-Trimetylnaftalen Aldrich T7 740-2
 - 2,3,6-Trimetylnaftalen Chiron 0441,13
 - 2,4,5-Trimetylnaftalen Chiron 1030,13
 - 1,2,5,6-Tetrametylnaftalen Chiron 0167,14
 - 1,4,6,7-Tetrametylnaftalen Chiron 0707,13

Som kvantifieringsstandarder används samma förening som är föremål för bestämningen. Allmänna preciseringar aktuella i samband med kvantifiering beskrivs i avsnitt 6.3 ovan.

6.3.2 Kvantifiering av icke namngivna föreningar, d v s "Summaparametrar"

Genom att utnyttja masskromatogram för den gruppsspecifika fragmentjon $m/z=57$ hos alifater kan alifatgrupperna "separeras" och kvantifieras med GC-MS utan föregående våtkemisk separation från aromater.

Alifater >C5-C8, >C8-C10, >C10-C12, >C12-C16 och >C16-C35 kvantifieras förslagsvis mot Accu Standard C8-C40 DRH-004S-5X (svensk agent: Analytical Standards AB, tel: 031-88 08 10).

⁸ 1,2-Dimetylnaftalen sameluvar med Acenaftylen, och räknas inte med i aromatfraktionen >C10-C16, när aromatfraktionen >C10-C16 analyseras tillsammans med PAH, enligt avsnitt 6.1-6.3, 7.1 i Kemakta (2008a).

Samma beräkningsprincip tillämpas för flyktiga och mellanflyktiga alifater oavsett om masskromatogrammet är genererat med HS/HRGC/MS eller med injektion av vätskeextrakt till HRGC/MS. Kalibreringsstandard och prov kromatograferas vid samma analystillfälle. Ur en ”Full Scan” körning extraheras mjukvarumässigt 57 amu och vid SIM-körning detekteras mass-talet 57. Responsfaktorer (Rf) beräknas för alla enskilda alifater från C8 till och med C34 mot jon 57 amu. Medelvärden räknas fram för de för gruppen relevanta alifatiska föreningarna.

$$R_f = \frac{\text{Mängd kolväte C}_n}{\text{Integrerad toppyta 57 amu för C}_n}$$

Integrerade ytor i masskromatogrammen för prov multipliceras med relevanta Rf eller Rf:s medelvärden. I de fall där ett kromatogram innehåller en oupplöst baslinjehöjning (UCM, Unresolved Complex Matrix) bör integrering av UCM ske ner till en baslinje dragen från början till slutet av kromatogrammet, d v s inte ”baseline everywhere”, dock med hänsyn till eventuell eventuell ”kolonblödning”.

Således kvantifieras alifater >C5-C8 mot Rf C8,
alifater >C8-C10 mot aritmetiskt medelvärde av Rf C8 och C10,
alifater >C10-C12 mot aritmetiskt medelvärde av Rf C10 och C12,
alifater >C12-C16 mot aritmetiskt medelvärde av Rf C12 och C16 och så vidare.

Icke namngivna kemiska föreningar kvantifieras med internstandardmetodiken mot lämpliga internstandarder. Allmänna preciseringar aktuella i samband med kvantifiering beskrivs i avsnitt 6.3 ovan.

Inga ”Qualifier” behöver användas för bestämningar av ”summaparametrar”.

7 Övriga analysmetoder på analyslaboratorium

Analysmetoderna som redovisas i detta avsnitt är av äldre datum. De är inte längre normalmetoder för standardanalyser av jord- och/eller vattenprover från bensinstationer. Dock finns det vissa tillfällen då det fortfarande är motiverat att använda dessa metoder. Metoderna kan passa bra som komplement vid vissa föroreningsscenarioer, exempelvis när tyngre kolväten som oljor ska analyseras. Detta eftersom de i avsnitt 6 presenterade metoderna för analys av petroleumkolväten lämpar sig bäst för ämnen som förekommer i bensin och diesel.

7.1 Jordanalyser med GC/FID-metodik

HRGC/FID (flame ionization detector) godtas inte längre på grund av dess sämre detektionsgräns jämfört med HRGC/MS samt dess bristfälliga selektivitet, d v s att alifater och aromater inte kan separeras från varandra. Dock förekommer det ändå att GC/FID-metodik används vid vissa speciella tillfällen för jordprovsanalys. Metoden kan utföras för två olika grupperingar av kolväten, enligt:

- » TPH (Total Petroleum Hydrocarbons) vilket lämpar sig bäst för analys av *mellanflyktiga och tyngre alifatiska och aromatiska kolväten*. Bensin och tillsatser analyseras ej med denna metod. Metoden har sitt ursprung från den kanadensiska gruppen Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group (TPHCWG). Idag är det mycket sällan denna metod används i Sverige, däremot är den vanlig i andra delar av Europa.

Nackdelar: metoden är arbetskrävande och diklormetan används som extraktionsmedel vilket är en nackdel från miljö- och arbetsskyddssynpunkt.

- » THC (totalkolväte), lämpar sig bäst för analys av *mellanflyktiga komponenter*. Som extraktionsmedel används pentan och natriumpyrofosfat. Metoden beskrivs närmre i avsnitt 9 i Karstensen (1996). Idag är denna metod mycket ovanlig i Sverige, däremot är den vanlig i vissa andra delar av Europa.

7.2 Olja i vatten

7.2.1 IR-metodik

IR-metodik är en äldre typ av metod för att analysera *olja i vatten* med hjälp av infraröd spektroskopi (IR). Metoden utförs idag ibland på avloppsvatten från oljeraffinaderier och oljedepåer.

Nackdelar: Tidigare användes freon som lösningsmedel i samband med analysen. Freonanvändningen förbjöds 2003-01-01 eftersom freoner är ozonnedbrytande. Som alternativ till freon går det att använda perkloretylen, dock bör användningen av även detta lösningsmedel minimeras av hälso- och miljöskäl, då det både är misstänkt cancerogent och klorerat. IR-metoden med perkloretylen ger därtill högre detektionsgräns än med freon beroende på att renhetsgraden i perkloretylen är sämre än i freon.

7.2.2 Oljeindex

Oljeindex (SS-EN ISO 9377-2) anger *halten olja i vatten* där ämnen med en kolkedjelängd inom intervallet C10-C40 ingår, d v s bensinföreningar/lättflyktiga ämnen ingår ej. Analysen görs med GC/FID-teknik och ur kromatogrammet går det att utläsa vilken typ av olja samt vilken mängd som har analyserats. Extraktionen utförs med lösningsmedel i kokpunktsintervallet 36-69 °C.

Idag används vanligen pentan och natriumpyrofosfat som lösningsmedel istället för diklormetan som används i motsvarande analys för jord, TPH (se avsnitt 7.1 ovan).

8 Referenser

Karstensen, K.H., 1996. *Nordic Guidelines for Chemical Analysis of Contaminated Soil Samples*. Nordtest Techn Report 329, second version, approved 1996-03, Espoo.

Kemakta, 2006. *Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer*. Rapport, Kemakta AR 2005-31, Kemakta Konsult AB.

Kemakta, 2008a. *Förslag på analyser av aromatiska ämnen i jord och grundvatten vid bensinstationer*. Rapport, Kemakta AR 2008-05, Kemakta Konsult AB.

Kemakta, 2008b. *Möjlighet att detektera bly från blyad bensin*. PM 4 november 2008, Kemakta Konsult AB.

Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Naturvårdsverket rapport 4889. (Rapporten utgår ur Naturvårdsverkets bibliotek i sam-

band med att dessa SPI-Rekommendationer om efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar publiceras.)

Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för Miljökvalitet Grundvatten*. Naturvårdsverket rapport 4915.

Naturvårdsverket, 2008. *Vägledning om analysmetoder*, webbaserad vägledning på <http://www.naturvardsverket.se>, sök på "Val av analys". Naturvårdsverket 2008-10-24.

Naturvårdsverket, 2009. *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. Naturvårdsverket rapport 5976.

Svenska Geotekniska Föreningens (SGF) *Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar*, som finns tillgänglig för nedladdning på SGFs hemsida <http://www.sgf.net/>

SPI & SPT, 2008. *Arbeten på drivmedelsanläggningar; Risker-Regler-Ansvar*, Svenska Petroleum Institutet och Scandinavian Petroleum Technic, SPT. Sjätte upplagan, första tryckningen 2008 (6:1).

SS-EN ISO 9377-2. *Vattenundersökningar – Bestämning av Oljeindex – del 2. Gaskromatografisk metod efter vätskeextraktion*. Utgåva 1, ISO 2000, SS 2001.

SS-EN ISO/IEC 17025:2005. *Allmänna kompetenskrav för provnings och kalibreringslaboratorier*. Utgåva 2, 2005.

SS-ISO 11464:2006, *Markundersökningar- Förbehandling av prov för fysikalisk och kemisk analys*. Utgåva 2, 2006.

SS 028113-1. *Vattenundersökningar- Bestämning av vatten, torrsbstans i vatten, slam och sediment*. Utgåva 1, 1981.

SS 028150. *Vattenundersökning- Bestämning av metaller med atomabsorbtionspektrometri i flamma- allmänna regler och principer*. Utgåva 2, 1993.

TPHCWG, 1997. Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH). *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Volym 4*, 125 sidor.

TPHCWG: Gustafson, J.B., Griffith Tell, J., Orem, D., 1997. Selection of Representative TPH Fractions Based on Fate and Transport Considerations. *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Volym 3*, 109 sidor.

TPHCWG: Weisman, W.H., 1998. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group: A Risk-Based Approach for the Management of Total Petroleum Hydrocarbons In Soil. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal, Volume 7(1)*, pages 1-15.

BILAGA 6

Underlag för beräkning av
branschspecifika riktvärden
för bensinstationer

Denna bilaga innehåller bakgrundsmaterial för beräkning och användning av riktvärden för bensinstationer. Materialet är uppdelat i följande delar A-D:

A	Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar	3
A.1	Inledning	3
A.2	Användning	3
B	Metod för beräkning av haltnivåer för risk för fri fas	5
B.1	Inledning	5
B.2	Haltnivåer för grundvatten	5
B.3	Haltnivåer för jord	6
B.4	Haltnivåer för grundvatten – Beräkningar för bensin	7
B.5	Haltnivåer för grundvatten – Beräkningar för diesel	8
B.6	Haltnivåer som indikerar förekomst av fri fas	8
B.7	Jämförelse med erfarenheter från SPIMFAB-projekt	10
C	Metod för justering av riktvärden för flyktiga ämnen	11
D	Metod för beräkning av riktvärden för ämnen i grundvatten	14
D.1	Dricksvattenanvändning – skydd av grundvatten	14
D.2	Ångor i byggnader	14
D.3	Bevattning	15
D.3.1	Beräkningar för förångning vid bevattning	15
D.3.2	Beräkning för upptag av växter	16
D.3.3	Beräkningar för bly	17
D.4	Miljörisker i ytvatten	17
D.5	Miljörisker i våtmarker	18
D.5.1	Använda haltkriterier för sediment	18
D.5.2	Antaganden om fastläggning i våtmarker	18
D.5.3	Kommentarer till tabell 9 och 10	20
	Referenser	22

Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar

A

A.1 Inledning

Som en del av dokumentationen av de branschspecifika riktvärdena för bensinstationer samt som ett underlag för framtagning av platsspecifika riktvärden har en version av Excelverktyget tagits fram med förinställda branschspecifika scenarier för bensinstationer: "Nv_berakningsprogram_rv_mark_version_1_00_Branschspecifikt_SPI.xls".

Excelverktyget är i övrigt identiskt med Naturvårdsverkets utgåva från oktober 2009: "978-91-620-5976-7_Nv_berakningsprogram_rv_mark_version_1_00.xls".

Användare av Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer ansvarar för att kontrollera om det finns nyare versioner utgivna av Naturvårdsverket.

Programmet nedladdas från <http://www.spimfab.se/> undersida Miljö/Regelverk, Riktvärden. I denna version finns förinställda ämnesdata för de lätta alifatfraktionerna >C5-C8 samt >C8-C10 med en justering av flyktigheten enligt den metodik som beskrivs i Bilaga 6C. Excelverktyget använder sig av makron. Därför ska makron aktiveras om en sådan fråga ställs när programmet startas. Hur detta görs framgår av hjälptexten till den Excelversion som används.

A.2 Användning

Naturvårdsverket har tagit fram en handledning till Excelverktyget som återfinns i bilaga 4 till Naturvårdsverkets rapport nr 5976 (Naturvårdsverket, 2009). Där beskrivs kortfattat hur programmet används. Figur 1 visar ett utsnitt ur programmet och vilka ämnen som är förinställda:

Indata för beräkning av riktvärden Naturvårdsverket, version 1.00

ARBETSKOPIA

Beskrivning av scenariot
Scenariots namn:

Beskrivning:
* SPI MKM

Val av generellt scenario (gulbruna celler)
Hämta generellt scenario:

Val av eget scenario (data till vita inmatningsceller)
Hämta eget scenario:

Väl av ämnen

Ämne 1: Alifat >C5-C8 SPI	Ämne 9: Xylen	Ämne 17: <input type="text"/>
Ämne 2: Alifat >C8-C10 SPI	Ämne 10: Aromat >C8-C10	Ämne 18: <input type="text"/>
Ämne 3: Alifat >C10-C12	Ämne 11: Aromat >C10-C16	Ämne 19: <input type="text"/>
Ämne 4: Alifat >C12-C16	Ämne 12: Aromat >C16-C35	Ämne 20: <input type="text"/>
Ämne 5: Alifat >C16-C35	Ämne 13: PAH L	Ämne 21: <input type="text"/>
Ämne 6: Bensen	Ämne 14: PAH M	Ämne 22: <input type="text"/>
Ämne 7: Toluen	Ämne 15: PAH H	Ämne 23: <input type="text"/>
Ämne 8: Etylbensen	Ämne 16: MTBE	Ämne 24: <input type="text"/>

Figur 1. Utsnitt ur Excelverktyget med branschspecifika scenarier för bensinstationer och dieselanläggningar. Vissa ämnen är förinställda i programmet.

Det finns ett antal förinställda användarscenarier i programmet. I avsnitt 5.2 i bilaga 4 till Naturvårdsverkets handledning (Naturvårdsverket, 2009) beskrivs hur man väljer ett eget scenario. Val av scenario görs i fliken ”Inmatning” i rutan ”Hämta eget scenario”. De förinställda branschspecifika scenarierna redovisas i tabell 1 nedan.

Tabell 1

Tabell 1. Förinställda branschspecifika scenarier.

SPI KM
SPI KM, 0-1 m, genomsläpplig
SPI KM, 1-2 m, genomsläpplig
SPI KM, >2 m, genomsläpplig
SPI KM, 0-1 m, normaltät
SPI KM, 1-2 m, normaltät
SPI KM, >2 m, normaltät
SPI KM, 0-1 m, tät
SPI KM, 1-2 m, tät
SPI KM, >2 m, tät
SPI MKM
SPI MKM, 0-1 m, genomsläpplig
SPI MKM, 1-2 m, genomsläpplig
SPI MKM, >2 m, genomsläpplig
SPI MKM, 0-1 m, normaltät
SPI MKM, 1-2 m, normaltät
SPI MKM, >2 m, normaltät
SPI MKM, 0-1 m, tät
SPI MKM, 1-2 m, tät
SPI MKM, >2 m, tät
SPI Ströv
SPI Vägmark
SPI i drift

De data som används för de olika branschspecifika scenarierna beskrivs i dessa SPI-Branschrekommendationer. I huvudtexten i avsnitt C.5, tabell 5.1 (SPI-RV KM och MKM) samt tabell 5.3 (djupberoende scenarier) beskrivs de exponeringsparametrar som valts. De jordartparametrar som används i de djupberoende scenarierna redovisas i tabell 5.4. De data som används för scenariot med en bensinstation i drift redovisas i tabell 5.8.

En redovisning av skillnaden mellan de generella scenarierna KM respektive MKM och de branschspecifika scenarierna kan erhållas i fliken ”Uttagsrapport” i beräkningsprogrammet. Det generella scenariot som skall utgöra basen för jämförelse väljs i den gulbruna rutan överst på fliken ”Inmatning”.

Metod för beräkning av haltnivåer för risk för fri fas

B

B.1 Inledning

Haltnivåer för bedömning om det föreligger risk för fri fas i marken har tagits fram för grundvatten respektive jord. I en undersökningsfas är framförallt nivåerna för grundvatten användbara eftersom höga halter av en förorening i grundvattnet är en indikation på att fri fas av produkt kan finnas i omgivande jord. Vid en analys av ett jordprov kan närvaron av fri fas ofta göras visuellt på provet. De haltnivåer som tagits fram för jord får därför framförallt en användning genom att begränsa riktvärdena och därmed ge ett underlag för framtagning av realistiska åtgärds mål.

Förekomst av fri fas beror på en rad platsspecifika faktorer såsom typ och ålder på föroreningen, jordart och halten organiskt kol i marken. De haltnivåer som tagits fram kan därför bara ge en indikation om risk för fri fas föreligger. Under vissa förutsättningar kan halterna överstiga dessa nivåer trots att fri fas inte förekommer. Omvänt kan det inte uteslutas att fri fas förekommer på något ställe vid bensinstationen även om de prover som tas inte överstiger nivåerna för fri fas.

Petroleumprodukter består av en stor mängd olika ämnen med skilda egenskaper. De beräknade nivåerna utgår från halten av enskilda komponenter. Beroende av föroreningens sammansättning och historia kan en eller flera av komponenterna överstiga sin haltnivå för fri fas. Om någon komponent överstiger haltnivåerna finns anledning att misstänka att fri fas förekommer på området.

B.2 Haltnivåer för grundvatten

Haltnivåer för grundvatten utgår från ämnens löslighet i vatten. Om halten av ett ämne ligger nära sin löslighetsgräns är det en indikation på att fri fas av en produkt innehållande detta ämne finns i området. Lösligheten av ämnen som finns i en blandning (exempelvis en petroleumprodukt) beror av hur mycket av ämnet som finns i blandningen. För att beräkna ämnets löslighet måste man känna till den fria fasens sammansättning. I detta fall har utgångspunkten varit typiska sammansättningar av bensin och diesel. Sammansättningen varierar mellan olika produkter och har även varierat i tiden. Dessutom kan sammansättningen i den fria produktfasen, men framför allt i den lösta fas som lakas ut, förändras genom omvandlingar, förångning eller nedbrytning. Allt detta ger upphov till osäkerheter i bedömningen.

Beräkningen av den teoretiska lösligheten görs med hjälp av Raoult's lag, där den teoretiska lösligheten av ämnet i produkten beräknas enligt:

$$C_{prod,t} = C_{sol} f_{prod}$$

Där

$C_{prod,t}$ är löslighet av ämnet i produkten (mg/l)
 C_{sol} är det rena ämnets löslighet i vatten (mg/l)
 f_{prod} är molfraktionen av ämnet i produkten.

Denna beräkning ger den teoretiska lösligheten för ett ämne i rent vatten. För tyngre alifater, tyngre aromater och PAH¹ är den teoretiska lösligheten mycket låg, betydligt lägre än halter som uppmäts i grundvatten även när det inte finns någon fri fas närvarande. Detta beror på att dessa ämnen kan bindas i vattenfasen till löst eller suspenderat organiskt material eller förekommer som små kolloidala droppar.

Organiska föroreningar som binds till mobilt organiskt kol som finns i grundvattnet kan ha stor betydelse för tyngre ämnen som normalt har låg vattenlöslighet, men kraftig bindning till organiskt kol. Detta innebär att de verkliga halterna i vattnet blir väsentligt högre än det som motsvarar lösligheten. För att ta hänsyn till detta görs en uppskattning av hur stor mängd som kan bindas vid organiskt kol. Den effektiva korrigerade lösligheten av ämnet i grundvattnet beräknas enligt samma metodik som används för Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark:

$$C_{korr} = C_{prod,t}(1 + K_{DOC}DOC)$$

Där:

K_{DOC} är ämnets bindning till mobilt organiskt kol (l/kg)
 DOC är halten mobilt organiskt kol i grundvattnet (kg/l)

På samma sätt som i Naturvårdsverkets modell beräknas K_{DOC} från ämnets bindning till organiskt kol enligt:

$$K_{DOC} = K_{oc} \cdot 0,24$$

För ämnen som förekommer som små kolloidala droppar i vattenfasen har den effektiva vattenhalten av ämnen i kolloidfas beräknats som:

$$C_{kolloid} = n_{prod}\rho_{prod}V_{kolloid} \cdot 1000$$

Där:

n_{prod} är viktsfraktionen av ämnet i produkten (g/g)
 ρ_{prod} är produktens densitet (g/l)
 $V_{kolloid}$ är volymsandelen produkt i grundvattnet (l/l)

B.3 Haltnivåer för jord

De haltnivåer för jord som tagits fram för att bedöma om det finns risk för fri fas beräknas enligt den metodik som används för beräkning av Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark:

¹ För polycykliska aromatiska kolväten, PAH, indelas de 16 enskilda föreningarna efter molekylvikt i grupperna: PAH-L (Naftalen, Acenaftefen, Acenaftylefen); PAH-M: Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren), PAH-H (Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren) och PAH-H (Benso(a)antracen, Chrysen, Benso(b)fluoranten, Benso(k)fluoranten, Benso(a)pyren, Dibenso(a,h)antracen, Benso(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3,c,d)pyren) enligt Naturvårdsverket 2009b.

$$C_{freephase} = C_{sol} \left[K_d + \frac{(\theta_w + \theta_a \cdot H)}{\rho_b} \right]$$

där:

$C_{freephase}$ är den halt i jorden där risk för fri fas föreligger [mg/kg TS]
 C_{sol} är ämnets löslighet i vatten [mg/l]

För ämnen som har mycket hög löslighet i vatten blir det beräknade värdet på $C_{freephase}$ mycket högt. Den maximala lösligheten som används i beräkningarna har därför satts till 1 000 mg/l. För vissa petroleumkolväten såsom alifatfraktionerna baserar sig värdet på empiriska data när det finns risk för fri fas (CCME, 2007).

B.4 Haltnivåer för grundvatten – Beräkningar för bensin

I tabell 2 redovisas de data som använts för att beräkna haltnivåer för grundvatten avseende risk för förekomst av fri fas bensin. Sammansättningen av bensin har tagits från data från TPHCWG (1997) och data sammanställda i Kemakta (2008). Effektiv korrigerad löslighet har beräknats med antagande om en halt lösligt organiskt kol i grundvattnet på 100 mg/l.

Halten organiskt kol i rena grundvatten ligger normalt i intervallet (1 – 10 mg/l, med maxvärden på ca 90 mg/l, enligt SGU, 2009). I tätortsmiljö är halterna högre 3 -30 mg/l med maxvärden över 200 mg/l (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2005). Ett värde i det högre intervallet är valt för att inte underskatta riskerna med fri fas.

Tabell 2. Data och beräkningar av effektiv korrigerad löslighet för ämnen i bensin.

	Molvikt	Löslighet	K_{oc}	Viktsfraktion	Molfraktion	Effektiv löslighet	Effektiv korrigerad löslighet
	g/mol	mg/l	mg/l			mg/l	mg/l
Alifater >C5-C8	91	20	1500	32%	36,40%	7,3	7,5
Alifater >C8-C10	126	0,43	28000	8%	6,60%	0,028	0,047
Alifater >C10-C12	154	0,034	410000	2%	1,30%	0,00046	0,005
Alifater >C12-C16	196	0,00076	1 600 000	0,50%	0,30%	0,000002	0,000079
Alifater >C16-C35	280	0,0000025	160 000 000	0%	0,00%	0	0
Bensen	78	1 800	74	3%	4,00%	72	72
Toluen	92	520	123	10%	11,30%	58,5	59
Etylbensen	106	169	339	5%	4,90%	8,3	8,3
Xylen	106	106	263	15%	14,70%	15,5	16
Aromater >C8-C10	117	65	1800	20%	17,70%	11,5	12
Aromater >C10-C16	156	15	5 500	0,50%	0,30%	0,05	0,056
Aromater >C16-C35	234	0,65	17 000	0%	0,00%	0	0
PAH-L	145	12	1 800	0,50%	0,40%	0,043	0,045
PAH-M	185	0,5	29 000	0%	0,00%	0	0
PAH-H	255	0,004	500 000	0%	0,00%	0	0
MTBE	88,5	52 000	6	3%	3,50%	1825	1826

Tabell 2

B.5 Hålnivåer för grundvatten – Beräkningar för diesel

De data som använts för att beräkna hålnivåer för grundvatten avseende risk för förekomst av fri fas diesel samt den effektiva korrigerade lösligheten redovisas i tabell 3.² Även i detta fall används en halt mobilt organiskt kol i grundvattnet på 100 mg/l.

Tabell 3. Data och beräkningar av effektiv korrigerad löslighet för ämnen i diesel.

Tabell
3

	Molvikt	Löslighet	K _{oc}	Viktsfraktion	Molfraktion	Effektiv löslighet	Effektiv korrigerad löslighet
	g/mol	mg/l	mg/l			mg/l	mg/l
Alifater >C5-C8	91	20	1500	0 %	0,00 %	0	0
Alifater >C8-C10	126	0,43	28000	8 %	6,60 %	0,028	0,047
Alifater >C10-C12	154	0,034	410000	20 %	13,40 %	0,005	0,050
Alifater >C12-C16	196	0,00076	1 600 000	35 %	18,50 %	0,00014	0,0055
Alifater >C16-C35	280	2,50E-06	160 000 000	24 %	8,90 %	0,00000022	0,00085
Bensen	78	1800	74	0,01 %	0,00 %	0,24	0,24
Toluen	92	520	123	0,10 %	0,10 %	0,59	0,59
Etylbensen	106	169	339	0,05 %	0,00 %	0,083	0,083
Xylen	106	106	263	1,00 %	1,00 %	1,0	1,0
Aromater >C8-C10	117	65	1800	4,00 %	3,50 %	2,3	2,4
Aromater >C10-C16	156	15	5500	5,00 %	3,30 %	0,5	0,6
Aromater >C16-C35	234	0,65	17000	0,50 %	0,20 %	0,0014	0,0020
PAH-L	145	12	1800	2,00 %	1,40 %	0,17	0,18
PAH-M	185	0,5	29 000	0,10 %	0,10 %	0,00028	0,00047
PAH-H	255	0,004	500 000	0,01 %	0,00 %	0,00000016	0,0000021
MTBE	88,5	52000	6	0 %	0,00 %	0	0

B.6 Hålnivåer som indikerar förekomst av fri fas

Den slutliga hålnivån i grundvatten som indikerar risk för förekomst av fri fas väljs som högsta värdet av:

- » $C_{korr} \cdot 20\%$ (det vill säga man uppmäter 20 % av effektiv korrigerad löslighet)
- » $C_{kolloid}$ (med produktensitet på 800 g/l och med 0,001 % produkt som kolloid)

Det högsta värdet beräknat för förorening med bensin respektive diesel används. Slutligen har ett avrundat värde valts som hålnivå. I tabell 4 redovisas de beräknade och valda värdena. För bensin är det framförallt alifater i fraktionen >C5-C8, BTEX och aromater C8-C10 som är indikatorer på förekomst av fri fas. Om mätningar visar att hålnivåerna överskrider i grundvattnet finns således en risk för att bensin förekommer i fri fas. För diesel är alifater i fraktionerna >C10-C12, >C12-C16 och >C16-C35 och aromater >C10-C16 och >C16-C35 samt PAH indikativa ämnen. Om hålnivåerna i grundvatten överskrider är detta en indikation på att diesel kan finnas som fri fas.

² Sammansättningen av diesel baseras på data från TPHCWG (1997) och data sammanställda i Kemakta (2008).

Tabell 4. Beräkningar av haltnivåer för risk för förekomst av fri fas bensin eller diesel vid bensinstationer. Värden för jämförelse med halter i grundvatten.

	Effektiv löslighet bensin	Effektiv löslighet diesel	Kolloid Bensin	Kolloid diesel	Beräknat värde	Valt värde
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Alifater >C5-C8	7,5	0	2,6	0	2,6	2
Alifater >C8-C10	0,047	0,047	0,64	0,64	0,6	1
Alifater >C10-C12	0,005	0,05	0,16	1,6	1,6	1,5
Alifater >C12-C16	0,00008	0,0055	0,04	2,8	2,8	3
Alifater >C16-C35	0	0,00085	0	1,9	1,9	2
Bensen	72	0,24	0,24	0,001	14	10
Toluen	59	0,59	0,8	0,008	12	10
Etylbensen	8,3	0,08	0,4	0,004	1,7	2
Xylen	16	1	1,2	0,08	3,1	3
Aromater >C8-C10	12	2,4	1,6	0,3	2,4	3
Aromater >C10-C16	0,1	0,56	0,04	0,4	0,4	0,5
Aromater >C16-C35	0	0,002	0	0,04	0,04	0,04
PAH-L	0,045	0,18	0	0,2	0,2	0,15
PAH-M	0	0,00047	0	0,008	0,008	0,01
PAH-H	0	0,000002	0	0,0008	0,0008	0,001
MTBE	1800	0	0,2	0	360	300

Tabell 4

I tabell 5 redovisas de haltnivåer som tagits fram för jämförelse med uppmätta halter i jord. Dessa utgår från de halter som används för beräkning av riktvärden för mark. För bensen, toluen, etylbensen, xylen, aromater >C8-C10 samt PAH-L har dock värdena justerats ned med hänsyn till att dessa ämnen endast utgör en del av en blandning och därmed får en lägre löslighet. Denna justering har inte gjorts för alifater som bygger på empiriska värden. Justeringen har heller inte gjorts för tyngre alifater och PAH då dessa inte är relevanta för bedömning om risk för fri fas föreligger vid en bensinstation.

Så som nämnts ovan styrs förekomst av en eventuell fri fas även av en rad andra faktorer såsom förorenings sammansättning och ålder, jordart, halt organiskt kol mm. Därför är de värden som finns i tabell 4 och 5 endast indikativa.

Tabell 5. Haltnivåer i jord för bedömning av risk för förekomst av fri fas bensin eller diesel vid bensinstationer. Värden justerade jämfört med riktvärden för förorenad mark är kursiverade.

Ämne	Jord mg/kg TS
Alifater >C5-C8	700
Alifater >C8-C10	700
Alifater >C10-C12	700
Alifater >C12-C16	1000
Alifater >C16-C35	1000
Bensen	10
Toluen	50
Etylbensen	50
Xylen	200
Aromater >C8-C10	500
Aromater >C10-C16	500
Aromater >C16-C35	250
PAH-L	200
PAH-M	250
PAH-H	50
MTBE	200

Tabell 5

B.7 Jämförelse med erfarenheter från SPIMFAB-projekt

Som en utvärdering på hur de föreslagna gränserna fungerar har dessa jämförts med analyser genomförda vid SPIMFAB-projekt. Data på maximalt uppmätta halter i jord och grundvatten har tagits fram för 678 projekt genomförda av SPIMFAB. Analyser av objekt, både med och utan produkt i fri fas, har genomförts. Dock har ingen granskning skett på detaljnivå då syftet har varit att översiktligt bedöma om de föreslagna gränserna är rimliga eller ej. Jämförelsen kan ge en uppskattning av hur väl de föreslagna haltnivåerna för risk för fri fas fungerar. I tabell 6 redovisas en jämförelse med maximala halter uppmätta i grundvatten. Som framgår av tabellen har alifater rapporterats som en summa fraktion >C5-C12. I detta fall har jämförelse gjorts med summan av haltnivåerna för de tre fraktioner som ingår. Totalt överskrider den maximala halten nivån för risk för fri fas för ett eller flera ämnen vid 18 % av objekten. Flest analyser över haltnivån noteras för xylener (87 stycken) medan det största relativa antalet objekt där maxvärdet överstiger haltnivån noteras för aromater >C8-C10.³

Tabell 6. Jämförelse mellan maxhalter uppmätta i grundvatten vid SPIMFAB-projekt och haltnivåer för förekomst av fri fas. I vissa fall saknas värde.

Tabell 6

Ämne	Haltnivå fri fas (mg/l)	Antal analyser	Antal > haltnivå fri fas	Max-värde (mg/l)	Andel över haltnivå
Bensen	10	450	23	54	0
Toluen	10	431	34	190	8 %
Etylbensen	2	386	33	100	9 %
Xylener	3	485	87	480	18 %
Alifater >C5-C12	4,5	128	30	1150	23 %
Aromat >C8-C10	3	152	56	1100	37 %
Totalt		678	124		18 %

I tabell 7 redovisas motsvarande jämförelse för maxhalter uppmätta i jordprover. Även för jordproverna har en endast värden för en större alifatfraktion redovisats. Denna har jämförts med den högsta haltnivån för risk för fri fas som gäller för alifater tyngre än C12. Jämförelsen indikerar att för totalt 26 % av objekten var högsta halten av något ämne högre än nivån för risk för förekomst av fri fas. Även i detta fall orsakades den största relativa andelen av överskridanden för fraktionen aromater >C8-C10.⁴ För xylen är andelen objekt där haltnivån överskrider lägre än vid jämförelsen av grundvattenproverna. För övriga ämnen gäller relativt god överensstämmelse då grundvattenprover och jordprover jämförs.

Tabell 7. Jämförelse mellan maxhalter uppmätta i jord vid SPIMFAB-projekt och haltnivåer för förekomst av fri fas.

Tabell 7

Ämne	Haltnivå fri fas (mg/kg TS)	Antal analyser	Antal > haltnivå fri fas	Max-värde (mg/kg TS)	Andel över haltnivå
Bensen	10	325	17	72	0
Toluen	50	38	5	360	13 %
Etylbensen	50	46	7	110	15 %
Xylener	200	143	12	1100	8 %
Alifater >C5-C16	1000	437	70	15000	16 %
Aromat >C8-C10	500	474	138	22000	29 %
Totalt		678	175		26 %

³ Observera att dessa analyser har genomförts med SPIMFABs tidigare analysmetod för aromater i grundvatten som använde sig av omräkningsfaktorer. Detta medför att halterna kan överskattas (Kemakta, 2008).

⁴ För dessa objekt användes även i detta fall SPIMFABs tidigare analysmetod med omräkningsfaktorer (Kemakta, 2008).

Metod för justering av riktvärden för flyktiga ämnen



För de flyktiga alifaterna har vissa förändringar gjorts i jämförelse med de ämnesdata som används i Naturvårdsverkets modell för riktvärden i mark. Förändringen innebär att:

- » Ämnesdata har tagits fram för fraktionen alifater >C5-C8. I riktvärdesmodellen är denna uppdelad i två fraktioner (>C5-C6 respektive >C6-C8) och riktvärdet för fraktionen alifater >C5-C8 beräknas genom en sammanvägning av riktvärdena för de två delfraktionerna.
- » En justering av Henrys konstant har gjorts för alifatfraktionerna >C5-C8 och >C8-C10. Motivet är de problem som identifierats och som innebär att riktvärdesmodellen i vissa fall beräknar riktvärden som är orealistiskt låga för dessa ämnen. Riktvärdet kan bli så lågt att mängden förorening i jorden är för liten för att höga koncentrationer skall kunna upprätthållas i inomhusluft någon längre tid utan att föroreningshalten i marken utarmas på grund av förångningen.

Sammanvägningen av alifatfraktionerna >C5-C6 och >C6-C8 har gjorts genom att beräkna effektiva medelvärden enligt Bilaga 1 i modellbeskrivningen till riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 2009). De effektiva medelvärdena har beräknats för en blandning som består av lika delar av de två delfraktionerna.

För att ta fram ett underlag för justering av Henrys konstant för de lättaste alifatfraktionerna har en beräkning gjorts av vilken föroreningshalt i jorden som skulle behöva finnas i ett markskikt för att ge en genomsnittshalt i nivå med referenskoncentrationen i inomhusluften i en ovanliggande byggnad.

I riktvärdesmodellen beräknas koncentrationen i inomhusluft såsom:

$$C_{ia} = C_a \cdot DF_a$$

Där

C_{ia} är halten i inomhusluft (mg/m^3)

C_a är halten i porluft (mg/m^3)

DF_a är utspädningsfaktorn mellan inomhusluft i byggnad och porluft (dimensionslös)

Halten i porluft beräknas från totalhalten i marken enligt:

$$C_a = H \cdot C_w = H \cdot \frac{C_s}{\left[K_d + \frac{(\theta_w(1 + K_{DOC}DOC) + \theta_a H)}{\rho_b} \right]}$$

Där:

H	är Henrys konstant (dimensionslös)
C_w	är halten i porvatten (mg/l)
C_s	är halten i den fasta fasen (mg/kg TS)
K_d	är fördelningsfaktorn för den fasta fasen (l/kg)
θ_w	är halten vatten i jorden (m^3/m^3)
θ_a	är halten luft i jorden (m^3/m^3)
K_{DOC}	är fördelningsfaktorn för mobilt organiskt kol (l/kg)
DOC	är andelen mobilt organiskt kol i grundvattnet (kg/l)
ρ_b	är jordens densitet (kg/dm^3)

I beräkningen görs det försiktiga antagandet att föroreningen i jord som förångas endast transporteras ut genom huset och att ingen förångning sker vid markytan utanför huset. Borttransporten kan då beräknas utifrån luftomsättningen i huset enligt:

$$N_{ut} = C_{ia} \cdot V \cdot I_{house}$$

Där:

V	är husets volym (m^3)
I_{house}	är luftomsättningen i huset (1/d)

Andelen som per tidsenhet som förångas från jorden blir då:

$$k = \frac{N_{ut}}{M_{tot}}$$

M_{tot} är den totala mängden i jorden under huset beräknats som:

$$M_{tot} = C_s \cdot Z \cdot A \cdot \rho_b$$

Där:

Z	är mäktigheten på den förorenade jorden (m)
A	är ytan under huset (m^2)

En sammansättning av ekvationerna ger:

$$k = \frac{V \cdot I_{house} \cdot H \cdot DF_a}{\left[K_d + \frac{(\theta_w(1 + K_{DOC}DOC) + \theta_a H)}{\rho_b} \right] Z \cdot \rho_b \cdot A}$$

Borttransporten från marken innebär att halten i inomhusluften kommer att sjunka exponentiellt med tiden (t) enligt:

$$C(t) = C_{ia}e^{-tk}$$

Medelvärde under en tidsperiod (T) fås av integralen:

$$\bar{C} = \frac{C_{ia}}{T} \int_0^T e^{-kt} dt = \frac{C_{ia}}{T} \left[\frac{e^{-kt}}{-k} \right]_0^T = \frac{C_{ia}}{kT} \cdot (1 - e^{-kT})$$

Medelhalten i inomhusluften blir således en faktor \bar{C}/C_{ia} lägre än den halt som beräknas i riktvärdesmodellen. Beräkningar har gjorts av medelkoncentrationen under 1 år med antagande om en förorening med en mäktighet på 2 meter. Dessa visar, att för fraktionen >C5-C8, skulle halten behöva överstiga det beräknade riktvärdet för exponeringsvägen inandning av ångor ca sex gånger och för fraktionen >C8-C10 ca tre gånger. För övriga ämnen är skillnaden mindre än 10 %. För att kompensera för detta har ämnesparametern Henrys konstant som styr förångningen justerats ned för de två berörda ämnesgrupperna. Genom detta påverkas endast exponeringsvägen förångning och inte de övriga exponeringsvägarna. Denna justering innebär att de beräknade riktvärdena för de två fraktionerna blir högre än motsvarande generella riktvärden.

De justerade indata som används för de justerade lätta alifatfraktionerna redovisas i tabell 8.

Tabell 8. Justerade ämnesdata för lätta alifatfraktioner.

Ämne	K_{oc}	K_{ow}	$H_{justerat}$
	l/kg	l/kg	-
Alifat >C5-C8 SPI	1500	5700	10
Alifat >C8-C10 SPI	28000	190000	50

Tabell 8

D

Metod för beräkning av riktvärden för ämnen i grundvatten

D.1 Dricksvattenanvändning – skydd av grundvatten

Beräkning av riktvärdet avseende skydd av grundvatten utgår från att halten i grundvatten efter eventuell utspädning inte skall överstiga de haltkriterier som gäller för skydd av grundvatten eller ge halter som riskerar att ge lukt och smakproblem i dricksvattnet. Värdet beräknas enligt:

$$C_{\text{dricksvatten}} = \frac{\min(C_{\text{Crit-gw}}, \text{Lukt_smakgräns})}{DF_{\text{gv}}}$$

Naturvårdsverkets haltkriterier för skydd av grundvatten har använts. Dessa utgår i allmänhet från halva dricksvattennormen (Naturvårdsverket, 2009).

Haltnivåer för lukt- och smakgränser visar stora variationer. Värderna från USEPA Tech Fact Sheets, WHO (1996), ECB (2002), Devos mfl. (1990) och AIHA (1989) har använts i denna branschrekommendation.

Utspänningsfaktorn DF_{gv} är i standardfallet satt till 1.

D.2 Ångor i byggnader

Beräkning av riktvärdet baserar sig på en teoretisk fördelning mellan grundvatten och porluft i marken beräknat med Henrys konstant (H). Vidare tas hänsyn till utspädningen mellan porluft och inomhusluft.

$$C_{\text{ångor}} = \frac{\min(RfC, RISK_{inh}, \text{Luktgräns})}{DF_{\text{gv}} \cdot DF_{ia} \cdot H} \cdot \frac{1}{1000}$$

Referenskoncentrationen RfC och den riskbaserade koncentrationen $RISK_{inh}$ bygger på samma data som för beräkning av riktvärden i mark (Naturvårdsverket, 2009). Luktgränser har tagits från WHO (1998), Jensen och Wolkoff (1996), ECB(2002).

Utspänningsfaktorn för grundvatten DF_{gv} är i standardfallet satt till 1.

Utspänningsfaktorn porluft-inomhusluft DF_{ia} beräknas på samma sätt som för förorenad jord (Naturvårdsverket, 2009) och är i standardfallet satt till 1/5000.

Henrys konstant H har tagits från Naturvårdsverket (2009).

Faktorn 1/1000 är en sortomvandling från per m³ till per liter.

D.3 Bevattning

Modellen för bevattning baseras på en modell från Nya Zeeland (MFE, 1999) och beaktar:

- » Förångning av flyktiga föroreningar vid vattenspridning som ger hälso- eller luktproblem.
- » Upptag av förorenat bevattningsvatten i växter som kan leda till hälsoskadliga halter eller luktproblem.

Den Nya Zeeländska modellen innehåller även beräkningar av upptag av föroreningar genom hud som exponeras. Eftersom det råder stor osäkerhet kring i vilken omfattning de aktuella ämnena tas upp genom huden ingår denna exponeringsväg inte i modellen.

D.3.1 Beräkningar för förångning vid bevattning

I ett första steg beräknas hur stor andel av föroreningen som förångas vid spridningen. Denna beräkning baseras på överföringsmotståndet i gränsskiktet vätska-luft på vattendropparna och beror av droppens storlek och uppehållstid i luften. Förångningen beror på ämnesspecifika parametrar såsom molvikt och Henrys konstant.

I nästa steg beräknas halten i omgivningsluften vid en koncentration av förorening i vattnet på 1 mg/l utgående från hur mycket vatten som sprids, andelen förorening som förångas, blandningsområdets höjd och bredd samt vindhastigheten.

Den beräknade halten i omgivningsluften jämförs med hälsoriskbaserade gränser (*RFC* och *RISK-inh*) samt luktgränser för att räkna fram den halt som maximalt kan accepteras i vatten som används för bevattning.

De ekvationer som används för att beräkna andelen som förångas är:

$$f_v = 1 - e^{-K_L t / 600d}$$

Droppens uppehållstid i luften t antas vara 10 sekunder och diameter d 0,2 mm.

Massöverföringsmotståndet K_L ges av:

$$K_L = \left[\frac{1}{kl} + \frac{1}{Hk_g} \right]^{-1}$$

Den första termen beskriver transportmotståndet för föroreningen i droppens vattenskikt och beräknas utifrån transportmotståndet för koldioxid k_{CO_2} och skillnaden mellan koldioxids molvikt och föroreningens molvikt MW enligt:

$$k_l = k_{lCO_2} \sqrt{\frac{44}{MW}}$$

Den andra termen beskriver transportmotståndet för föroreningen i luftskiktet kring droppen och beräknas utifrån Henrys konstant H samt transportmotståndet för vatten k_{gH_2O} och skillnaden mellan vattens molvikt och föroreningens molvikt MW enligt:

$$k_g = k_{gH_2O} \sqrt{\frac{18}{MW}}$$

För beräkningarna används värdet 20 cm/h för k_{lCO_2} och 3000 cm/h för k_{gH_2O} .

Koncentrationen i omgivningsluften vid bevattning med förorenat vatten med halten 1 mg/l ges av:

$$C_{luft} = \frac{Q f_v}{W h u}$$

Utspridningshastigheten Q antas vara 30 l/minut.

Omblandning förutses ske över en höjd h på 1,5 meter och en bredd W på 4 meter. För beräkning av hälsoriskerna används ett dygnsmedelvärde på halten genom att beräkna en korrigeringsfaktor enligt:

$$t_{korr} = \frac{t_{irr}}{24}$$

Där:

t_{irr} är tiden bevattning pågår (antas vara 2 timmar)

Riktvärdet för grundvatten avseende förångning vid bevattning ges av:

$$C_{bevattning_ång} = \frac{\min(RfC / t_{korr}, RISKinh / t_{korr}, luktgräns)}{C_{luft} DF_{gv}}$$

Utspädningsfaktorn i grundvatten DF_{gv} är i standardfallet satt till 1.

D.3.2 Beräkning för upptag av växter

Beräkningarna för upptag av förorening med växter baserar sig på antagandet att vatten i växten får samma halt som den som förekommer i bevattningsvattnet. Eftersom vattenhalten i växter är ca 80 % beräknas halten i växten som:

$$C_{växt} = C_{bevattning} \cdot 80\%$$

Vid beräkning av halten i det vatten som når växten tas hänsyn till att en andel förångas vid utspidningen, se ovan.

$$C_{bevattning} = (1 - f_v)C_0$$

Den ur hälsosynpunkt acceptabla halten i bevattningsvattnet beräknas utgående från den halt i växten som erhålls vid en koncentration i vattnet C_0 på 1 mg/l. Vidare antas en genomsnittlig konsumtion $R_{växt}$ av 0,017 kg per kg kroppsvikt och dag och att 10 % av växtintaget är hemodlat f_h (motvarande antaganden för barn vid KM i riktvärdesmodellen för jord). Den exponering som erhålls vid detta intag jämförs sedan med toxikologiska gränser för intag (*TDI och RISKoral*).

$$C_{bevattning - växt} = \frac{\min(TDI, RISKoral)}{R_{växt} f_h DF_{gv}} \cdot \frac{C_0}{C_{växt}}$$

Utspädningsfaktorn DF_{gv} är i standardfallet satt till 1.

Vid beräkning av risken för smakproblem används en något mindre försiktig metod för att beräkna halten i växten. I detta fall antas halten i växtens vatten motsvara 25 % av halten i bevattningsvattnet. Halten i växten jämförs sedan med smakgränser för ämnet i vatten.

D.3.3 Beräkningar för bly

För bly har riktvärdet för bevattningsvattnet beräknats så att en långvarig bevattning inte skall leda till en halt i jorden som överstiger 50 mg/kg TS. Halten i jorden antas uppnå jämvikt med halten i bevattningsvattnet med en fördelningsfaktor (K_d -värde) på 1800 l/kg.

D.4 Miljörisker i ytvatten

Beräkning av riktvärdet med avseende på skydd av miljön i en ytvattenrecipient utgår från att halten i ytvattnet efter utspädning inte skall överstiga de haltkriterier som gäller för ytvatten eller de värden som riskerar att ge lukt och smakproblem i ytvattnet. Värdet beräknas enligt:

$$C_{ytvatten} = \frac{\min(C_{crit-sw}, Lukt - smakgräns)}{DF_{ytv}}$$

Naturvårdsverkets haltkriterier för ytvatten har använts (Naturvårdsverket 2009). Utspädningsfaktorn DF_{ytv} är i standardfallet satt till 1/100.

D.5 Miljörisiker i våtmarker

Riktvärdet för miljörisiker i våtmarker baseras på att de halter som kan ackumuleras i en våtmark inte överskrider kvalitetskriterier för sediment. Den maximalt acceptabla halten i uppströmmande grundvatten beräknas enligt:

$$C_{\text{våtmark}} = \frac{\text{Kriterie}_{\text{sed}}}{K_{oc} f_{oc} DF_{\text{våtmark}}}$$

D.5.1 Använda haltkriterier för sediment

Kvalitetskriterier för sediment har tagits fram från RIVM (2001), ECB (2008) samt ECB (2002).

För alifater saknas värden för sediment och samma värden som för jord har använts.

För bensen används värdet på Maximum Permissible Concentration (MPC) från RIVM. Detta värde anger en halt som inte skall ge någon negativ inverkan på sedimentlevande organismer. För toluen, etylbensen och xylen bygger värdet på RIVM:s MPC-värden för toluen och etylbensen.

Inom EU pågår för närvarande arbete med att ta fram haltkriterier för PAH i sediment (ECB, 2008). Värdena för de enskilda PAH-föreningarna varierar kraftigt beroende på ämnets egenskaper men även beroende på tillgång på data och vilka osäkerhetsfaktorer som använts. De värden för sediment som anges för olika PAH-föreningar varierar mellan 0,14 och 10 mg/kg (ECB, 2008) och mellan 0,03 och 8 mg/kg (RIVM, 2001). Enligt den rekommenderade proceduren beräknas kvoten av halten av de enskilda föreningarna och deras respektive haltkriterium. Kvoterna adderas sedan och summan bör understiga 1. I detta fall har haltkriterier tagits fram för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H. Baserat på typiska fördelningar av PAH i tätortsmiljö har ett värde på 1,6 mg/kg valts för PAH-L, 1,4 mg/kg för PAH-M och ett värde på 0,3 mg/kg valts för PAH-H. För aromatfraktionen >C8-C10 används värdet för toluen, etylbensen och xylen, medan värdet för PAH-L används för aromatfraktionen >C10-C16 och värdet för PAH-M för aromatfraktionen >C16-C35.

För MTBE bygger värdet på bedömningar av European Chemicals Bureau (ECB, 2002).

För bly bygger riktvärdet (50 mg/kg) på skillnaden mellan gränsen för låga halter och gränsen för mycket låga höga halter i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999).

Fördelningsfaktorn till organiskt kol, K_{oc} , är ämnesspecifik, halten organiskt kol i sedimenten, f_{oc} , har antagits vara 20 % och utspädningsfaktorn, $DF_{\text{våtmark}}$, är i standardfallet satt till 1/10. För bly används ett K_d -värde på 1800 l/kg (Naturvårdsverket, 2009).

D.5.2 Antaganden om fastläggning i våtmarker

För ämnen med mycket höga K_{oc} -värden innebär antagandet om jämvikt att mycket höga halter beräknas för sedimenten även vid låga halter i grundvattnet. För att så höga jämviktshalter skall kunna uppkomma i verkligheten krävs utflöde av mycket stora grundvattenmängder under mycket lång tid, något som inte är realistiskt. Dessa problem med beräkningsmodellen uppkommer till exempel för tyngre alifater och PAH. För att kompensera för detta har ytterligare ett villkor lagts till som anger att koncentrationen i grundvattnet inte skall vara så hög att en rimligt stor utströmning kan orsaka halter i sediment som är högre än kvalitetskriterierna.

För beräkningen har en utströmmande vattenvolym per massa sediment V_{upp} på 1000 l/kg sediment använts. Detta motsvarar ungefärligen ett ackumulerat utflöde av 100 000 m³ grundvatten under en period av 50 år i en våtmark som har en yta på 1000 m² och en ackumulerande mängd sediment på 100 kg TS/m². Riktvärdet för grundvatten beräknas i detta fall som:

$$C_{våtmark} = \frac{\text{Riktvärde}_{sed}}{V_{upp} DF_{våtmark}}$$

Det slutliga riktvärdet bestäms som det största av de två beräknade värdena.

Tabell 9

Tabell 9. Data för beräkning av riktvärden. Data för fysikalisk-kemiska egenskaper och hälsorisker samt haltkriterier för ytvatten från Naturvårdsverket (2009). Referenser för lukt och smakvärden samt haltkriterier i sediment redovisas i tabell 10 nedan. Kommentarer och förklaringar till tabellen finns i avsnitt D.5.3 nedan.

Ämne	Fysikalisk-kemiska egenskaper			Hälsorisker			Lukt & smak		Miljö	
	K _{oc} l/kg	K _{ow} l/kg	H	TDI RISK _{Koral} mg/kg.d	RfC RISK _{Kinh} mg/m ³	Haltkriterie grundvatten (mg/l)	Vatten mg/l	Luft mg/m ³	Vatten µg/l	Sediment mg/kg
Alifat >C5-C8	1500	5700	10	2	6	0,1	0,1	50	3	50
Alifat >C8-C10	28 000	190000	50	0,1	1	0,1	0,1	15	1,5	100
Alifat >C10-C12	410 000	5000000	200	0,1	1	0,1	0,1	10	3	100
Alifat >C12-C16	1 600 000	35 000 000	160	0,1	1	0,1	0,1	15	30	100
Alifat >C16-C35	160 000 000	15 000 000 000	110	2	**	0,1	0,1	-	30	100
Bensen	74	135	0,16	0,00018*	0,0017*	0,0005	0,5	5	5	1,5
Toluen	123	537	0,19	0,223	0,26	0,35	0,04	0,6	5	5
Etylbensen	339	1 413	0,27	0,097	0,77	0,15	0,03	0,3	5	5
Xylen	263	1 445	0,17	0,179	0,1	0,25	0,3	0,6	5	5
Aromater >C8-C10	1800	6500	0,43	0,04	0,2	0,1	0,07	0,07	5	5
Aromater >C10-C16	5500	30000	0,027	0,04	0,2	1,00E-02	0,01	0,05	1,2	1,6
Aromater >C16-C35	17000	75000	0,01	0,03	0,05	2,00E-03	0,01	0,05	0,05	1,4
PAH-L	1800	4300	0,0099	0,03	0,004	0,01	0,01	0,08	1,2	1,6
PAH-M	29 000	49 000	0,0028	0,000415*	0,0000055*	0,002	0,01	0,06	0,05	1,4
PAH-H	500 000	710 000	8,80E-06	8,3E-06*	0,00000055*	0,00005	0,01	0,06	0,005	0,3
MTBE	6	9	0,0237	0,1	3	0,04	0,02	0,1	50	2
Bly	K _d =1800	-	-	-	-	0,005	-	-	0,5	50

* För genotoxiska cancerogena ämnen används värden för RISK_{Koral} och RISK_{Kinh} för genomsnittlig livstidsexponering.

** Inget RfC angivet på grund av mycket låg flyktighet

- Ei relevant

Tabell 10

Tabell 10. Referenser för värden på lukt- och smakgränser. Kommentarer och förklaringar till tabellen finns i avsnitt D.5.3 nedan.

Ämne	Lukt & smak		Miljö
	Vatten	Luft	Sediment
Alifat >C5-C8	NV/SPI 1998	Devos, mfl 1990; 3M, 2009	Samma som KM-markmiljö för jord
Alifat >C8-C10			
Alifat >C10-C12			
Alifat >C12-C16			
Alifat >C16-C35			
Bensen	USEPA 2004	USEPA 2000	RIVM, 2001
Toluen	WHO 1996	WHO 1996	
Etylbensen	USEPA, 2004	WHO 1996	
Xylen	WHO 1996	WHO 1996	
Aromater >C8-C10	Young, 1996	Devos, mfl 1990	Som etylbensen
Aromater >C10-C16	ATDSR, 2005	ATDSR, 2005; 3M, 2009	Som PAH-L
Aromater >C16-C35	Som >C10-C35	Som >C10-C35	Som PAH-M
PAH-L	Young, 1996	Devos, mfl 1990	Baserat på data från ECB, 2008, RIVM, 2001
PAH-M	Som PAH-L	Devos, mfl 1990	
PAH-H	Som PAH-L	Som PAH-M	
MTBE	ECB, 2002	ECB, 2002	ECB, 2002
Bly	-	-	NV, 1999

D.5.3 Kommentarer till tabell 9 och 10

Toluen, etylbensen och xylen

- » Lukt och smakgränser baserar sig på data från WHO och USEPA.
- » Sedimentvärden baserar sig på RIVM:s värden för toluen och etylbensen.

Alifatfraktioner

Smak- och luktgränser i vatten:

- Generellt värde på 0,1 mg/l använt.

Luktgränser i luft:

- >C5-C8: medelvärde för hexan, heptan och oktan
- >C8-C10: värde för nonan
- >C10-C12 medelvärde för undekan och dodecan
- >C12-C16: värde för tridekan

Aromatfraktioner

Smak- och luktgränser i vatten:

- >C8-C10: värde för isopropylbensen
- >C10-C16: värde för 1- och 2- metylnaftalen
- >C16-C35: samma som fraktionen >C10-C16

Luktgränser i luft:

- >C8-C10: baserade på geometriskt medelvärde kumen, kymen och trimetylbensen.
- >C10-C16: baserat på medelvärde av metylnaftalen och indene.
- >C16-C35: samma som fraktionen >C10-C16

PAH

Smak- och luktgränser i vatten:

- PAH-L baserar sig på värden för naftalen.
- Samma värde används för PAH-M och PAH-H.

Luktgränser i luft:

- PAH-L baserar sig på naftalen och acenaften
- PAH-H och PAH-M baserar sig på värden för fenantren.

Miljövärden för sediment:

- PAH-L bygger på ett medelvärde för naftalen, acenaften, acenaften (ECB, 2008)
- PAH-M bygger på medelvärden för antracen, fenantren, fluoranten (RIVM, 2001)
- PAH-H bygger på medelvärden för benso(a)antracen, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylene och indeno(1,2,3-cd)pyren (RIVM, 2001).

Tabell 11

Tabell 11. Beräknade riktvärden för hälsoeffekter, smak- och luktgränser och miljöeffekter (mg/l). I vissa fall är exponeringsvägen inte relevant för ämnet i fråga. Detta markeras med ”-”.

	Dricksvatten		Ångor		Bevattning		Miljörisker	Miljörisker
	Hälsa	Lukt/smak	Hälsa	Lukt	Hälsa	Smak	Ytvatten	Våtmark
Utspädning	1 ggr	1 ggr	5000 ggr	5000 ggr	1 ggr	1 ggr	100 ggr	10 ggr
Alifat >C5-C8	60	0,1	3	25	2520	1,6	0,3	1,67
Alifat >C8-C10	3	0,1	0,1	1,5	197	1,3	0,15	1
Alifat >C10-C12	3	0,1	0,025	0,25	179	1,2	0,3	1
Alifat >C12-C16	3	0,1	-	-	160	1,1	3	1
Alifat >C16-C35	60	0,1	-	-	-	1	3	1
Bensen	0,0005	0,5	0,05	157	0,4	8,1	0,5	1
Toluen	0,35	0,04	7	16	113	0,6	0,5	2,03
Etylbensen	0,15	0,03	14	6	201	0,4	0,5	0,74
Xylen	0,25	0,3	3	18	45	4,1	0,5	0,95
Aromat >C8-C10	0,1	0,07	2,3	0,8	80	1	0,5	0,14
Aromat >C10-C16	0,01	0,01	37	10	54	0,09	0,12	0,016
Aromat >C16-C35	0,002	0,01	25	25	31	0,07	0,005	0,014
PAH L	0,01	0,01	2	40	3,2	0,08	0,12	0,044
PAH M	0,002	0,01	0,01	107	0,01	0,06	0,005	0,014
PAH H	0,00005	0,01	0,3	34000	0,006	0,05	0,0005	0,003
MTBE	0,04	0,02	630	21	167	0,23	5	17
Bly	0,005	-	-	-	0,03	-	0,05	0,5

Referenser

- AIHA, 1989. *Odor thresholds for chemicals with established occupational health standards*. American Industrial Hygiene Association, Fairfax, Virginia.
- ATDSR, 2005. *Toxicological profile for Naphthalene, Naphthalene, 1-Methylnaphthalene, and 2-Methylnaphthalene*, August 2005, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- CCME, 2007. *Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale*. Supporting Technical Document, Draft, January 2007.
- Devos, M., Patte, F., Rouault, J., Laffort, P., van Gemert, L.J., 1990. *Standardised Human Olfactory Thresholds*. IRL Press at Oxford University Press.
- ECB, 2002. European Union Risk Assessment Report, *Tert-butyl methyl ether*, 3rd Priority List. Volume 19, European Chemicals Bureau, EUR 20417 EN.
- ECB, 2008. European Union Risk Assessment Report, *COAL-TAR PITCH, HIGH TEMPERATURE*, CAS No: 65996-93-2, EINECS No: 266-028-2, Risk Assessment, DRAFT, ASSESSMENT.
- Jensen, B., Wolkoff, P., 1996. *VOCBASE*. National Institution of Occupational health, Danmark.
- Kemakta, 2008. *Förslag på analyser av aromatiska ämnen i jord och grundvatten vid bensinstationer*. Rapport, Kemakta AR 2008-05, Kemakta Konsult AB.
- MFE, 1999. *Guidelines for assessing and managing petroleum hydrocarbon contaminated sites in New Zealand*, Ministry for the Environment New Zealand.
- Miljöförvaltningen i Stockholm, 2005. *Grundvatten i Stockholm*. Rapport skriven av SWECO VIAK på uppdrag av Miljöförvaltningen i Stockholms stad.
- Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Naturvårdsverket rapport 4889. (Rapporten utgår ur Naturvårdsverkets bibliotek i samband med att dessa SPI-Rekommendationer om efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar publiceras.)
- Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*, NV Rapport 4913, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2009. *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*, NV 5976, Naturvårdsverket, Stockholm.
- RIVM, 2001. *Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds*, RIVM report 711701 020 (E.M.J. Verbruggen, R. Posthumus and A.P. van Wezel), April 2001.

SGU, 2009. *Miljöövervakning av grundvatten*, Sveriges geologiska undersökning, www.sgu.se (nedladat oktober 2009).

TPHCWG, 1997. *Composition of petroleum mixtures*, Volume II, TPH Criteria Working Group, Fate and Transport Technical Action Group (<http://www.aehs.com>).

USEPA, 2000. Technology Transfer Network Air Toxics Website, *Benzene*.
<http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/benzene.html>

USEPA, 2004. Technical Factsheet on: *Benzene, Toluene and Ethylbenzene*, www.epa.gov.

WHO, 1993, 1996, 1998, 2003, 2004. *Guidelines for drinking water quality*. WHO, Geneve.

WHO, 1999. *Guidelines for Air Quality*. WHO, Geneve, www.who.int.

WHO, 2000. *Air quality guidelines for Europe*, WHO, Geneve.

Young, W.F., Horth, H., Crane, R., Ogden, T., Arnott, M., 1996. *Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants*, Water Research, vol 30, Issue 2, pp 331-340.

3M, 2009. *Respirator selector guidance*, Occupational Health and Environmental Safety Division.

SPI

SVENSKA PETROLEUM INSTITUTET

SVENSKA PETROLEUM INSTITUTET. Nybrogatan 11, 114 39 Stockholm. Tel 08-667 09 25. Fax 08-667 09 54. www.spi.se. e-post: info@spi.se