

Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Kemakta Konsult AB
Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet

November 2011
reviderad maj 2017

© Författarna och NV
Utgiven av: NV

ISSN ...
ISBN ...

Innehåll

Inledning	1
<i>Generella riktvärden för PAH-föreningar</i>	1
<i>Ämnesidentifikation</i>	2
Fysikaliska och kemiska uppgifter	3
<i>Fördelningskoefficienten mellan jord och vatten, K_d</i>	3
<i>Fördelningskoefficienter för organiska och flyktiga ämnen, K_{oc}, K_{ow} och H</i>	3
<i>Frifasgräns</i>	5
Bioupptagsfaktorer	5
<i>Upptag i växter</i>	5
<i>Upptag i fisk</i>	5
Toxicitetsparametrar	6
<i>Toxiska ekvivalenter</i>	6
Övrig exponering.....	7
Cancerklassning.....	8
Hudupptag.....	8
Akuttoxicitet.....	8
TDI/Oral risk.....	8
RfC/Inhalationsrisk.....	9
<i>Skydd av grundvatten</i>	10
Skydd av markmiljö	10
<i>Indelning av PAH i grupper</i>	11
<i>Sammanfattning av dataunderlaget och riktvärden</i>	12
PAH-L.....	13
PAH-M.....	14
PAH-H.....	15
Bakgrundshalter i jord	17
Skydd av ytvatten	17
PAH-L.....	17
PAH-M.....	17
PAH-H.....	17
Referenser	18

Inledning

Detta dokument redovisar underlaget till val av ämnesparametrar för polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i modellen för beräkning av riktvärden i förorenad mark. Databladet togs fram för dokumentation av ämnesdata som använts för att beräkna de generella riktvärdena som publicerades 2009. Under 2015-2016 har en genomgång gjorts av relevanta datakällor för att utröna om nya data finns tillgängliga som motiverar en revidering av ämnesparametrarna i modellen. I databladet redovisas vilket nytt dataunderlag som påträffats och om några ändringar av parametervärden gjorts. För parameterdefinitioner och en beskrivning av hur parametrarna används vid riktvärdesberäkning hänvisas till rapporten ”Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning” (Naturvårdsverket, 2009a). Databladet är framtaget av Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin på uppdrag av Naturvårdsverket.

Parametervärdena som redovisas nedan är framtagna för användning i riktvärdesmodellen och rekommenderas inte som bedömningsgrunder för andra ändamål, t.ex. bedömning av ytvattenhalter eller bedömning av grundvattenhalter.

Den genomgång som gjorts av datakällor 2015 till 2016 har föranlett vissa justeringar av toxicitetsparametrarna för PAH-L, PAH-M och PAH-H samt parametervärdet för skydd av ytvatten för PAH-L. Ändringarna har medfört en liten höjning av det generella riktvärdet för PAH-M vid känslig markanvändning.

Generella riktvärden för PAH-föreningar

Generella riktvärden för PAH-föreningar i mark

	Generella riktvärden (mg/kg TS)	
Känslig markanvändning (KM)	PAH-L	3
	PAH-M	3,5
	PAH-H	1
Mindre känslig markanvändning (MKM)	PAH-L	15
	PAH-M	20
	PAH-H	10

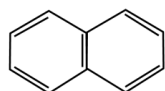
Riktvärdet för PAH-L vid KM styrs av krav på skydd av markmiljön. Värdet för skydd av grundvatten ligger i samma storleksordning (5,2 mg/kg TS). Det hälsoriskbaserade värdet är 21 mg/kg TS, med inandning av ångor som den dominerande exponeringsvägen.

Riktvärdena för PAH-M och PAH-H vid KM styrs av hälsoriskerna. För PAH-M är inandning av ångor den dominerande exponeringsväg medan för PAH-H är intag av växter den dominerande exponeringsvägen. För PAH-H är även direkt intag av jord en viktig exponeringsväg.

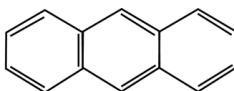
Riktvärdena för PAH-L och PAH-H vid MKM styrs av kravet på skydd av markmiljön, med värdet för skydd av grundvatten på något högre nivå (17 mg/kg för båda grupperna). Vid MKM styrs riktvärdet för PAH-M av hälsorisker, med inandning av ångor som den dominerande exponeringsvägen. Värdet för skydd av markmiljö är 40 mg/kg TS och värdet för skydd av grundvatten är 53 mg/kg TS.

Ämnesidentifikation

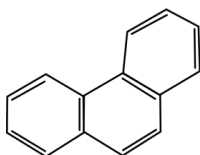
Polycykliska aromatiska kolväten (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; PAH) utgör en stor grupp av ämnen som består av sammanfogade bensenringar. PAH förekommer i komplexa blandningar med många olika former av enskilda PAH-föreningar. Exempel av några PAH-föreningar visas i nedan.



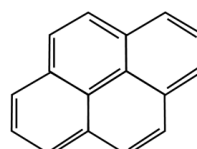
Napthalene



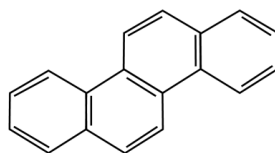
Anthracene



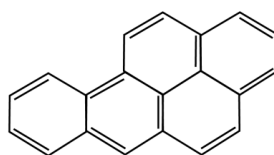
Phenanthrene



Pyrene



Chrysene



Benzo(a)pyrene

Strukturer för några enskilda PAH-föreningar

Olika organisationer rekommenderar analys av olika urval av föroreningar för att representera hela gruppen och delar in de analyserade PAH-föreningarna i olika delgrupper. För PAH-föreningar ges i riktvärdesmodellen data för 16 enskilda föreningar som ingår i USEPA:s lista. I Sverige, har riktvärden tagits fram för tre grupper: PAH-L, PAH-M och PAH-H, dvs. PAH-föreningar med låg, medelhög respektive hög molekylvikt. De tre grupperna skiljer sig vad gäller fysikalisk-kemiska egenskaper, men även toxikologiskt och ekotoxikologiskt. Varje grupp består av summan av ingående föreningar enligt följande:

PAH-L	PAH-M	PAH-H
naftalen	fluoren	benso(a)antracen
acenaften	fenantren	krysen
acenaftilen	antracen	benso(b)fluoranten
	fluoranten	benso(k)fluoranten
	pyren	benso(a)pyren
		dibens(ah)antracen
		benso(ghi)perylen
		indeno(123cd)pyren

PAH-L består av PAH-föreningar med 2 till 2,5 ringar som ursprungligen ingick i gruppen övriga PAH (Naturvårdsverket, 1997a). PAH-M består av PAH-föreningar som ursprungligen ingick i gruppen övriga PAH, men som vid revideringen klassades som cancerogena. PAH-H består av de PAH som ursprungligen ingick i gruppen cancerogena PAH samt benso(ghi)perylen. Den indelningen som använts sedan 2009 har valts eftersom den möjliggör en bättre beskrivning av PAH-föreningarnas fördelning i miljön och deras effekter på hälsa och miljö.

Fördelning mellan grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H i en markförorening varierar beroende på källan, men även hur föroreningen påverkats av utlakning, förångning och nedbrytning. Störst variation av sammansättning är det inom gruppen PAH-L. Sammansättning av gruppen PAH-M varierar i mindre utsträckning och det är endast liten variation inom gruppen PAH-H. PAH kan också vara substituerade med olika grupper, t ex alkyl-PAH, nitro-PAH, oxy-PAH, men i detta dokument berörs endast icke-substituerade PAH. Alkylerade PAH ingår i gruppen aromater C10-C16 och aromater C16-C35.

Generellt är lättare PAH-föreningar mer vattenlösliga och mer flyktiga. Med ökande molekylvikt minskar lösligheten i vatten och flyktigheten, medan fettlösligheten ökar. De toxiska effekterna av PAH-föreningarna varierar också med molekylvikt, men är även beroende av föreningens struktur.

Fysikaliska och kemiska uppgifter

Fördelningskoefficienten mellan jord och vatten, K_d

K_d -värdet används inte för PAH-föreningar i riktvärdesmodellen. Fastläggningen i jorden beräknas istället med fördelningsfaktorn mellan vatten och organiskt kol, se nedan.

Fördelningskoefficienter för organiska och flyktiga ämnen, K_{oc} , K_{ow} och H

Parametervärden i riktvärdesmodellen, fördelningsfaktorer mellan vatten och organiskt kol (K_{oc}), oktanol och vatten (K_{ow}) och Henrys konstant (H) för PAH-föreningar

K_{ow} (l/kg)	PAH-L	4 300
	PAH-M	49 000
	PAH-H	710 000
K_{oc} (l/kg)	PAH-L	1 800
	PAH-M	29 000
	PAH-H	500 000
H (dimensionslös)	PAH-L	0,0099
	PAH-M	0,0028
	PAH-H	0,000 0088

Fysikalisk-kemiska data för de tre PAH-grupper är framtagna genom att beräkna effektiva medelvärden för typiska sammansättningar i förorenade områden. Beräkningar utgår från åtta typiska sammansättningar av PAH-föreningar baserade på prover från två gasverk, fyra impregneringsanläggningar samt diffus förorening i mark och fyllnadsmaterial i stadsmiljö.

Sammanställning av 16 PAH-föreningar (som procent av summa PAH-16) i prov från åtta olika förorenade områden

PAH-förening	Gasverkstomt		Kreosotimpregnering				Stadsmiljö	
	1	2	1	2	3	4	mark	fyllnads-massor
naftalen	6,3%	24,1%	3,3%	3,5%	17,3%	0,0%	0,1%	0,6%
acenaftilen	1,2%	1,0%	1,2%	1,2%	1,0%	1,4%	0,2%	1,8%
acenaften	2,0%	7,1%	5,9%	5,2%	11,3%	4,5%	0,0%	0,4%
fluoren	2,7%	7,6%	5,5%	4,9%	12,9%	4,1%	0,3%	1,0%
fenantren	18,1%	15,7%	12,2%	11,0%	18,0%	12,5%	9,0%	8,8%
antracenen	5,3%	3,5%	5,2%	5,0%	2,6%	5,6%	1,0%	2,9%
fluoranten	17,2%	11,8%	21,2%	20,1%	9,5%	23,4%	21,8%	18,0%
pyren	13,9%	8,7%	15,1%	15,0%	7,1%	18,7%	17,6%	15,8%
benso(a)antracenen	6,2%	3,8%	5,3%	5,5%	3,2%	5,6%	7,4%	8,4%
krysen	6,5%	4,1%	8,1%	9,1%	3,3%	8,1%	9,4%	10,2%
benso(b)fluoranten	5,0%	3,3%	9,6%	11,4%	5,5%	10,0%	9,9%	5,3%
benso(k)fluoranten	2,7%	1,6%	0,0%	0,0%	2,1%	0,0%	4,9%	6,4%
benso(a)pyren	4,6%	3,1%	3,4%	3,9%	2,2%	3,0%	7,3%	7,6%
dibens(ah)antracenen	0,9%	0,5%	0,7%	0,6%	0,5%	0,4%	0,3%	1,4%
benso(ghi)perylene	4,0%	2,3%	1,6%	1,8%	1,5%	1,1%	5,3%	5,8%
indeno-(123cd)pyren	3,7%	1,8%	1,6%	1,8%	2,0%	1,6%	5,5%	5,5%

Ett effektivt medelvärde av K_{oc} , K_{ow} , och H har beräknats utifrån data från de enskilda föreningar (se bilaga 1 av Naturvårdsverket (2009a), där beräkningarna beskrivs). Data för enskilda föreningar har tagits från RIVM (2001a). Värdena för K_{ow} , K_{oc} (omräknade från log K_{ow} och log K_{oc}) och Henrys konstant visas i tabellen nedan:

Data för K_{oc} , K_{ow} , Henrys konstant (H) och löslighet i vatten (S) från RIVM 2001a

PAH-förening	K_{ow}	K_{oc}	H	S
	l/kg	l/kg	dimensionslös	mg/l
naftalen	2000	955	$1,17 \cdot 10^{-2}$	31,8
acenaftilen	8710	2950	$2,89 \cdot 10^{-3}$	4,01
acenaften	8320	3390	$1,08 \cdot 10^{-2}$	2,57
fluoren	15 100	5890	$6,19 \cdot 10^{-3}$	1,32
fenantren	29 500	17 000	$1,35 \cdot 10^{-3}$	0,85
antracenen	28 200	20 000	$8,95 \cdot 10^{-4}$	$7,13 \cdot 10^{-2}$
fluoranten	145 000	151 000	$1,63 \cdot 10^{-3}$	0,201
pyren	97 700	67 600	$7,49 \cdot 10^{-5}$	0,106
benso(a)antracenen	347 000	617 000	$1,73 \cdot 10^{-6}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$
krysen	646 000	525 000	$4,73 \cdot 10^{-6}$	$1,79 \cdot 10^{-3}$
benso(b)fluoranten	603 000	219 000	$1,16 \cdot 10^{-5}$	$1,68 \cdot 10^{-2}$
benso(k)fluoranten	1 290 000	1 740 000	$2,76 \cdot 10^{-6}$	$4,84 \cdot 10^{-4}$
benso(a)pyren	1 350 000	661 000	$1,60 \cdot 10^{-5}$	$8,42 \cdot 10^{-4}$
dibens(ah)antracenen	12 900 000	1 380 000	$3,81 \cdot 10^{-5}$	$8,28 \cdot 10^{-4}$
benso(ghi)perylene	1 660 000	2 690 000	$3,18 \cdot 10^{-6}$	$1,86 \cdot 10^{-4}$
indeno(123cd)pyren	7 410 000	1 050 000	$1,17 \cdot 10^{-6}$	$2,65 \cdot 10^{-4}$

För varje sammansättning har sedan det effektiva värdet på K_{ow} , K_{oc} och Henrys konstant beräknats enligt de formler som beskrivs i Naturvårdsverket (2009a), Bilaga 1, avsnitt 2.1.2 och 2.1.3. Det värde som används i riktvärdesmodellen är medelvärdet för de åtta olika sammansättningarna. Använda värden för K_{ow} (l/kg), K_{oc} (l/kg) samt Henrys konstant (H, dimensionslös) visas i tabellen nedan.

Grupp	K_{ow}	K_{oc}	H
	l/kg	l/kg	dimensionslös
PAH-L	4300	1800	0,0099
PAH-M	49 000	29 000	0,0028
PAH-H	710 000	500 000	$8,8 \cdot 10^{-6}$

Frifasgräns

Parametervärden i riktvärdesmodellen, frifasgränser för PAH-föreningar

	$C_{freephase}$	Enhet
PAH-L	500	mg/kg
PAH-M	250	mg/kg
PAH-H	50	mg/kg

Halten i mark där det finns risk för förekomsten av PAH-föreningar i fri fas har beräknats utifrån deras vattenlöslighet. Metoden för att beräkna vattenlösligheten av för de tre grupper PAH-föreningar liknar metoden som beskrivs för beräkning av K_{oc} , K_{ow} och H-värdena, se tabeller ovan. Värdena beräknas som ett viktat medelvärde av lösligheten av enskilda föreningar, baserat på sammansättningen av PAH vid olika förorenade områden.

Bioupptagsfaktorer

Upptag i växter

Upptag i växter beräknas av modellen enligt "Riktvärden för förorenad mark" (Naturvårdsverket, 2009) avsnitt 4.6.2.

Upptag i fisk

Beräknas av modellen enligt "Riktvärden för förorenad mark" (Naturvårdsverket, 2009) avsnitt 4.7.

Toxicitetsparametrar

PAH-föreningar i gruppen PAH-L bedöms inte ha genotoxiska egenskaper och ges därför ett tröskelbaserat toxikologiskt referensvärde (TDI). PAH-föreningar i grupperna PAH-M och PAH-H är genotoxiska carcinogener, vilket betyder att de skadar arvsmassan. För dessa föreningar finns ingen tröskeldos, men risken för cancer är relaterade till föroreningsdosen även vid låga doser. Därför är de toxikologiska referensvärdena för dessa ämnen riskbaserade och ett riskbaserat toxikologiskt referensvärdet ($RISK_{or}$) används.

Typiska sammansättningar för PAH i förorenad mark har använts för att ta fram effektiva medelvärden för de ämnesspecifika parametrarna för de tre grupperna, PAH-L, PAH-M och PAH-H.

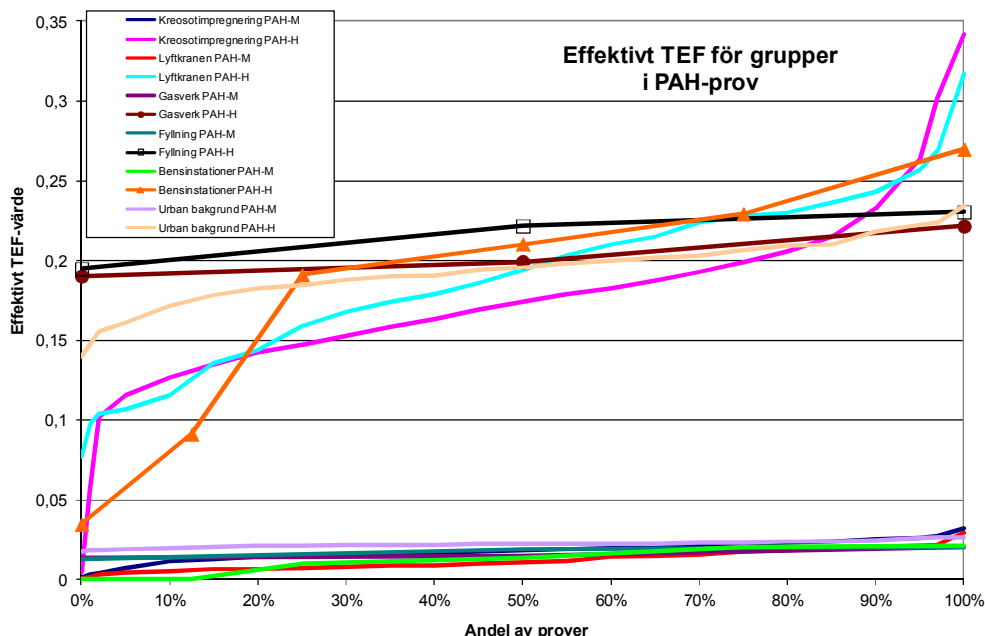
Toxiska ekvivalenter

Den cancerframkallande förmågan för föreningarna i grupperna PAH-M och PAH-H uttrycks relativt den effekt som benso(a)pyren har. Riskerna vid oralt intag av benso(a)pyren har utvärderats av IMM (2006) och riskerna vid inhalation har utvärderats av WHO (2000). Den relativa cancerframkallande förmågan hos dessa PAH-föreningar jämfört med den av benso(a)pyren beskrivs med hjälp av toxiska ekvivalentfaktorer (TEF). TEF-värden framtagna av Larsen och Larsen (1998) har använts och visas i tabellen nedan. Exempelvis har benso(b)fluoranten ett TEF-värde 0,1, vilket innebär att det krävs en 10 gånger högre dos av benso(b)fluoranten än av benso(a)pyren för att åstadkomma samma effekt.

För de grupper av PAH som har genotoxiska egenskaper (PAH-M och PAH-H) har ett effektivt TEF-värde beräknats utifrån den information om typisk sammansättning av PAH i jordar som använts för att beräkna effektiva fördelningsfaktorer, se avsnittet om Fysikalisk-kemiska egenskaper ovan. Dessa representerar sammanställningar av PAH-prover från gasverkstomter, impregneringsplatser, fyllnadsmassor samt bensinstationer. Det effektiva TEF-värdet för gruppen PAH-M ligger kring 0,02. Det toxikologiska referensvärdet ($RISK_{or}$) för gruppen PAH-M motsvarar därför $RISK_{or}$ för benso(a)pyren dividerat med 0,02. För gruppen PAH-H ligger det effektiva TEF-värdet runt 0,2 för de utvärderade proverna. Undersökningar av de genotoxiska och carcinogena egenskaperna av tyngre PAH visar att den sammanlagda effekten av flera PAH-föreningar kan överskrida summaeffekten av de enskilda ämnena (IMM, 2006). Vid beräkning av $RISK_{or}$ för gruppen PAH-H har därför en extra bedömningsfaktor på 5 använts. $RISK_{or}$ värdet för PAH-H blir således samma som för benso(a)pyren, eftersom faktorn som tar hänsyn till de ingående PAH-föreningarnas TEF-värden och den extra säkerhetsfaktorn jämnar ut varandra, dvs den totala faktorn beräknas enligt $0,2 * 5 = 1$.

De effektiva TEF-värdena används även för att beräkna riskerna vid inhalation av PAH-M och PAH-H. För inhalationsrisker används inte den extra säkerhetsfaktorn, eftersom den redan indirekt ingår i utvärderingen av den epidemiologiska studien.

För grupperna PAH-M och PAH-H baserar sig det riskbaserade toxikologiska referensvärdet ($RISK_{or}$) på en cancerrisk på 1 på 100 000, medan för de enskilda PAH-föreningarna baserar sig $RISK_{or}$ i beräkningsprogrammet på en cancerrisk 1 på 1 000 000. Detta görs eftersom flera olika cancerogena PAH samtidigt förekommer inom förorenade områden och den sammanlagda risknivån inte bör överskrida 1 på 100 000.



Fördelning av effektivt TEF för olika typjordar.

Toxiska ekvivalentfaktorer för oralt intag för PAH-föreningar i grupperna PAH-M och PAH-H (enligt Larsen och Larsen, 1998)

PAH-förening	TEF
fluoren	0,0005
fenantren	0,0005
antracen	0,0005
fluoranten	0,05
pyren	0,001
benso(a)antracen	0,005
krysen	0,03
benso(b)fluoranten	0,1
benso(k)fluoranten	0,05
benso(a)pyren	1
dibens(ah)antracen	1,1
benso(ghi)perylen	0,02
indeno(123cd)pyren	0,1

Övrig exponering

Alla människor exponeras för PAH i luften från utsläpp från trafiken, vedeldning eller lokala industrier, från maten, från tobaksrök eller i arbetsmiljön. Mot bakgrund av känd eller okänd övrig exponering baseras riktvärden för icke-genotoxiska ämnen (däribland PAH-L) i modellen endast på 50% av TDI.

PAH-M och PAH-H räknas som genotoxiska ämnen och riktvärden är beräknade så att exponeringen från det förorenade området innebär en risk mindre än 1 extra cancerfall per 100 000 personer exponerade under en livstid. Någon justering av riktvärden för exponering från övriga källor görs därför inte.

Cancerklassning

Flera olika blandningar av PAH har klassats som cancerogena för människor (klass 1) av International Agency for Research on Cancer, för en översikt se Boström et al. (2002) och IMM (2006). Det finns t ex många studier av yrkesexponerade grupper som har ökad risk för cancer. Flera enskilda PAH-föreningar har visats vara genotoxiska och/eller carcinogena i djurstudier. Baserat på detta har PAH-M och PAH-H bedömts vara genotoxiska carcinogener.

Hudupptag

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, hudupptagsfaktor för PAH-föreningar

f_{du}	0,13	dimensionslös
----------	------	---------------

Baserat på studier av Wester och medarbetare (1990) rekommenderar USEPA 13% som absorptionsfaktor för benso(a)pyren (USEPA, 2004). För benso(a)pyren finns det många experimentella studier för upptag från jord. Hudupptagsfaktorn 13% rekommenderas även som standardvärde för hela gruppen PAH. Wester studerade in vivo absorptionen av benso(a)pyren från jord bland annat hos apa. Det finns få studier om hur jordens sammansättning påverkar hudupptag av PAH från jord. Samma värde har valts för samtliga PAH-föreningar.

Akuttoxicitet

PAH-föreningar är inte så akuttoxiska att förgiftning orsakas av enstaka intag av förorenad jord med PAH-halter som vanligtvis förekommer på förorenade områden. Något värde för akuttoxicitet är inte satt. Vid mycket höga PAH-halter i mark bör riskerna för akuttoxicitet utvärderas.

TDI/Oral risk

Parametervärden i riktvärdesmodellen, TDI värdet för PAH-L och RISK_{or}-värden för PAH-M och PAH-H

PAH-L	TDI	0,03	mg/kg kroppsvikt och dag
PAH-M	RISK _{or}	0,00042	mg/kg kroppsvikt och dag
PAH-H	RISK _{or}	$8,3 \cdot 10^{-6}$	mg/kg kroppsvikt och dag

PAH-L

PAH-L betraktas i riktvärdesmodellen som icke-genotoxiska föreningar. TDI för naftalen är 0,02 mg/kg kroppsvikt och dag (IRIS, 1998) och baseras på minskad kroppsvikt hos råttor efter subkronisk oral exponering. Toxikologiska referensvärden för acenaften och acenaftylen kommer från TPHCWG (1997), 0,04 mg/kg kroppsvikt och dag. Det sammanvägda TDI-värdet för PAH-L är ett viktat medelvärde av de ämnen som ingår i gruppen.

PAH-M

I gruppen PAH-M ingår genotoxiska föreningar och ett RISK_{or} används. Detta utgår från cancerrisken från benso(a)pyren baserat på en studie på mus (beskriven i IMM, 2006). Denna

studie ger ett $RISK_{or}$ för benso(a)pyren på $8,3 \cdot 10^{-6}$ mg/kg kroppsvikt och dag motsvarande en livstidsrisk 1 på 100 000. $RISK_{or}$ för PAH-M har beräknats utifrån de enskilda föreningarnas TEF-värde (se ovan). $RISK_{or}$ för enskilda PAH-föreningar motsvarar en risk 1 på 1 000 000. Den sammanlagda $RISK_{or}$ för PAH-M har beräknats genom ett viktat medelvärde för de PAH som ingår i gruppen (effektivt TEF=0,02, se ovan) och motsvarar en risk 1 på 100 000.

PAH-H

I gruppen PAH-H ingår genotoxiska föreningar och ett $RISK_{or}$ används. Detta utgår från $RISK_{or}$ för benso(a)pyren ($8,3 \cdot 10^{-6}$ mg/kg kroppsvikt och dag motsvarande en livstidsrisk 1 på 100 000) baserat på en cancerstudie på mus (beskriven i IMM, 2006). $RISK_{or}$ för PAH-H har beräknats utifrån de enskilda föreningarnas TEF-värde (effektivt TEF=0,2, se ovan). $RISK_{or}$ för enskilda PAH-föreningar motsvarar en risk 1 på 1 000 000. Den sammanlagda $RISK_{or}$ för PAH-H har beräknats genom ett viktat medelvärde för de PAH som ingår i gruppen (se ovan) och motsvarar en risk 1 på 100 000. Undersökningar av de genotoxiska och carcinogena egenskaperna av tyngre PAH visar att den sammanlagda effekten av flera PAH-föreningar kan överskrida summaeffekten av de enskilda ämnena (IMM, 2006). Vid beräkning av $RISK_{or}$ för gruppen PAH-H har därför en extra bedömningsfaktor på 5 använts.

RfC/Inhalationsrisk

Parametervärden i riktvärdesmodellen, RfC-värdet för PAH-L och $RISK_{inh}$ -värdet för PAH-M och PAH-H

PAH-L	RfC	$3,0 \cdot 10^{-3}$	mg/m ³
PAH-M	$RISK_{inh}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	mg/m ³
PAH-H	$RISK_{inh}$	$6,0 \cdot 10^{-7}$	mg/m ³

PAH-L

RfC för PAH-L är i modellen satt till $3 \cdot 10^{-3}$ mg/m³ och är baserat på RfC för naftalen från ATSDR (2005). Detta RfC är baserat på icke-cancerogena förändringar i nos- och luftvägsepitel hos möss och råttor kroniskt exponerade för naftalen via inhalation. Detta RfC är uppdaterade från det tidigare värdet i riktvärdesmodellen av 0,004 mg/m³, vilket var RfC-värdet för naftalen från USEPA (IRIS, 1998)

PAH-M

$RISK_{inh}$ för PAH-föreningar med medelhög molekylvikt (PAH-M) har beräknats från $RISK_{inh}$ för benso(a)pyren ($0,12 \text{ ng/m}^3 = 1,2 \cdot 10^{-7} \text{ mg/m}^3$ för en livstidsrisk på 1 på 100 000). Detta värde bygger på en epidemiologisk studie av koksverksarbetare som exponerats för PAH och ökad risk för död i lungcancer (WHO, 2000; IMM, 2006). $RISK_{inh}$ för enskilda PAH-M har beräknats utifrån deras TEF-värde (se ovan). $RISK_{inh}$ för enskilda PAH-föreningar motsvarar en risk 1 på 1 000 000. Den sammanlagda $RISK_{inh}$ för PAH-M har beräknats genom ett viktat medelvärde för de PAH-föreningar som ingår i gruppen (effektivt TEF=0,02, se ovan) och motsvarar en risk 1 på 100 000.

PAH-H

Även $RISK_{inh}$ för PAH-föreningar med hög molekylvikt (PAH-H) har beräknats från $RISK_{inh}$ för benzo(a)pyren ($0,12 \text{ ng/m}^3 = 1,2 \cdot 10^{-7} \text{ mg/m}^3$ för en livstidsrisk på 1 på 100 000 $RISK_{inh}$ för enskilda PAH-H har beräknats utifrån deras TEF-värde (se ovan). $RISK_{inh}$ för enskilda PAH-föreningar motsvarar en risk 1 på 1 000 000. Den sammanlagda $RISK_{inh}$ för PAH-H har beräknats genom ett viktat medelvärde för de PAH-föreningar som ingår i gruppen (effektivt $TEF=0,2$, se ovan) och motsvarar en risk 1 på 100 000.

Skydd av grundvatten

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, haltkriterium för PAH-föreningar i grundvatten

	C_{crit_gw}	Enhet
PAH-L	0,01	mg/l
PAH-M	0,002	mg/l
PAH-H	0,00005	mg/l

PAH-L

Det finns inga dricksvattennormer för denna grupp PAH-föreningar. För beräkningarna har ett värde på 0,01 mg/l valts som motsvarar smak- och luktröskeln för naftalen i vatten (Young et al., 1996). Detta värde motsvarar ca 15% av det Nederländska interventionsvärdet för naftalen i grundvatten (VROM, 2000).

PAH-M

WHO (2004) anger en dricksvattennorm för fluoranten på 0,004 mg/l. Haltkriteriet C_{crit_gw} för gruppen PAH-M motsvarar halva detta värde.

PAH-H

För gruppen PAH-H används Livsmedelsverkets gränsvärde på 0,0001 mg/l för summan av fyra PAH-föreningar i gruppen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(ghi)perylen och indeno(1,2,3-cd)pyren (Livsmedelsverket, 2005). Värdet av C_{crit_gw} för PAH-H motsvarar halva gränsvärdet. Gränsvärdet för den enskilda föreningen benso(a)pyren är lägre: 0,00001 mg/l.

Skydd av markmiljö

Ett antal organisationer i olika länder har tagit fram riktvärden för PAH-föreningar i mark, exempelvis Nederländerna, USA, Danmark. De miljöriskbaserade riktvärden för PAH baseras på en sammanställning av befintliga underlag för miljöriskbaserade värden från andra organisationer. För en definition av terminologin, se Naturvårdsverket (2009b). Omfattningen av befintliga underlag och metoder som har använts vid riktvärdesframtagning sammanfattas i texten nedan.

Det är komplicerat att ta fram riktvärden för miljöeffekter i mark för grupper av PAH eftersom de olika föreningarna har så olika toxiska egenskaper. Generellt innebär en ökande molekylvikt minskad löslighet och flyktighet, men en ökad fettlöslighet. Den toxiska verkan av

PAH-föreningar varierar, delvis beroende på föreningarnas fysikaliska och kemiska egenskaper, men även beroende på exponeringsvägen och vilka organismer som exponeras. Många marklevande organismer exponeras för PAH-föreningar genom direktkontakt med lösta PAH-föreningar i porvatten. Däremot kan andra landlevande organismer exponeras för PAH-föreningar genom direkt intag av jord eller genom intag av växter eller djur som har ackumulerat PAH-föreningar.

Indelning av PAH i grupper

För bedömning av ekotoxikologiska risker med PAH görs ofta en indelning avseende molekylvikt. Indelningen är dock inte alltid helt överensstämmande med den indelning i PAH-L, PAH-M och PAH-H som används för de svenska riktvärdena. Vid framtagning av generiska ekotoxbaserade riktvärden för mark delade Jensen och Svedrup (2003) in PAH-föreningarna i två grupper; PAH med $\log K_{ow} < 6$ och med $\log K_{ow} > 6$, vilket motsvarar PAH med 4 ringar eller mindre respektive PAH med fler än 4 ringar. Även USEPA delar in PAH-föreningar i två grupper. Deras indelning är baserad på molekylvikt och motsvarar ungefär en indelning i PAH med 1-3 ringar respektive, PAH med fyra eller fler ringar. I Nederländerna (RIVM, 2001b) togs riktvärden fram för tio enskilda PAH-föreningar och i en senare datasammanställning (RIVM, 2012) togs riktvärden fram avseende direkta effekter för 16 enskilda PAH-föreningar. CCME (2010) studerade underlaget för riktvärden för 16 enskilda PAH-föreningar och tog fram riktvärden för skydd av markmiljön om tillräckligt med data finns. Riktvärden för direkta effekter på marklevande organismer finns i CCME (2010) endast för tre föreningar, benso(a)pyren, fluoranten och antracen. En sammanfattning av vilka PAH som betraktas av de olika organisationerna visas i tabellen nedan.

PAH-grupper som beaktas vid framtagning av riktvärden för ekotoxikologiska effekter i mark

	Sverige	Jensen och Svedrup (2003)	USEPA (2007)	CCME (2010)	RIVM (2001)	RIVM (2012)	
naftalen	PAH-L	4 ringar eller mindre	låg molekylvikt		X	X	
acenaften						X	
acenaftylen						X	
fluoren	PAH-M			hög molekylvikt			X
antracen					X	X	X
fenantren						X	X
flouranten					X	X	X
pyren	PAH-H	> 4 ringar				X	
benso(a)antracen					X	X	
krysen					X	X	
benso(b)fluoranten					X	X	
benso(k)fluoranten					X	X	
benso(a)pyren			X	X	X		
benso(g,h,i)perylen				X	X		
indeno(1,2,3 cd)pyren						X	
dibenso(a,h)antracen				X	X		

De toxiska effekterna av PAH-föreningarna varierar med molekylvikt, men är även beroende av föreningens struktur. De lågmolekylära PAH-föreningar är mer vattenlösliga, men med ökande molekylvikt minskar lösligheten i vatten, medan fettlösligheten ökar. Upptaget i biota från porvattnet styrs av föreningarnas fettlöslighet.

En viktig toxisk effekt för PAH-föreningar med $\log K_{ow}$ -värden $<5,5-6,0$ är ”nonpolar narcosis” (Svedrup et al, 2002) där PAH-föreningar påverkar cellmembranens funktion. Denna toxiska effekt påverkar framförallt marklevande organismer. För många organismer och PAH-föreningar sker exponering huvudsakligen genom direkt kontakt med den lösta fraktionen i porvatten. Därför visar denna typ av toxisk effekt ett samband med porvattenhalten. Flera specifika toxiska effekter av PAH-föreningar på marklevande evertetrater kan förekomma utöver narkoseffekter. Reproduktiva effekter på evertetrater observeras vid PAH-halter långt under halter där akut eller subkronisk exponering orsakar dödlighet i marklevande populationer.

En annan viktig exponeringsväg är intag av PAH med föda, antingen direkt intag av jord (t.ex. intag av jord av dagmask, intag av jordpartiklar som fäster till växter) eller intag av PAH som ackumulerats i föda. Denna exponeringsväg kan vara viktig för predatororganismer och är viktig för vertebrater. I vertebrater liknar de toxiska effekterna av PAH de effekter som observerats på människor. Effekter på vertebrater inkluderar (men är inte begränsade till) påverkan på tillväxt och dödlighet, reproduktiva effekter, hormonella effekter, cancer, påverkan på njurar och levern, neurologiska effekter, beteendeförändringar, påverkan på värmeregleringen (CCME 2010). Generellt är PAH med högre molekylvikt mer toxiska än lättare PAH med avseende på denna typ av effekt.

Riktvärdena som har tagits fram av olika organisationer är baserad i stort sett på samma dataunderlag. Dataunderlaget för riktvärdesframtagning är bristfälligt, och befintliga riktvärden är baserade på ett litet antal ekotoxikologiska data för marklevande organismer eller på akvatiska data. För de flesta PAH-föreningar är det inte möjligt att ta fram riktvärden med artfördelningsmetoden, utan enskilda värden med stora osäkerhetsfaktorer har använts. När akvatiska data används, måste toxicitetsdata räknas om till motsvarande halt i jorden med fördelningsfaktorer. Detta resulterar i stora osäkerheter med de framtagna riktvärdena. Vid framtagning av riktvärden för skydd av djur vid intag av PAH i föda finns även stora osäkerheter kring de toxikologiska referensvärdena.

Sammanfattning av dataunderlaget och riktvärden

Parametervärden i riktvärdesmodellen, miljöriskbaserade riktvärden för PAH-föreningar vid känslig och mindre känslig markanvändning

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

PAH-L

Dataunderlag

CCME tog fram riktvärden för naftalen i mark, (CCME, 1999a). Dessa riktvärden baserades på tre EC25-värden, två för växter och ett för dagmask. Dessa riktvärden drogs tillbaka 2010 eftersom CCME ansåg att dataunderlaget var otillräckligt. CCME har för naftalen och acenaften beräknat provisoriska riktvärden för skydd av däggdjur och fåglar som exponeras genom intag av jord och förorenad föda (se nedan).

RIVM har baserat riktvärdet för naftalen i mark på akvatiska data och jämviktsfördelningsfaktorer. (RIVM, 2001b). Tillgängliga akvatiska data består av två NOEC- och 10 L(E)C50 värden för sötvattensarter samt tre NOEC- och nio L(E)C50 för havsvattensarter. I en senare datasammanställning (RIVM, 2012) rapporterades för naftalen tre kroniska toxicitetsvärden för marklevande arter (två för insekter och ett för mask) samt ett värde för markprocesser. För acenaften och acenaftenen rapporterades ett kroniskt värde för arter (insekter).

Även ECB (2005) baserade PNEC-värdet för naftalen i mark på akvatiska data, eftersom terrestra data är begränsade. Många akuta akvatiska data finns för naftalen, men kroniska data finns endast för daphnia och fisk. INERIS (2005) har också använt akvatiska data vid framtagning av PNEC-värden för naftalen och acenaften i mark.

USDoE (1997) hade ett EC50 data för acenaften och växter i sin sammanställning.

USEPA:s datasammanställning (USEPA, 2007) inkluderar toxicitetsdata för däggdjur som underlag för beräkning av riktvärden för skydd av vilda djur vid direkt oralt intag av föroreningar och intag av kontaminerad föda. Dessa data är huvudsakligen för naftalen.

Markmiljö, känslig markanvändning (E_{KM})

Riktvärden för PAH-L är baserat huvudsakligen på data för naftalen. Dataunderlaget för PAH-L är bristfälligt och riktvärdet kan inte baseras enbart på data för terrestra arter. Det lägsta NOEC-värdet för terrestra arter är 3 mg/kg. Halten naftalen i mark som motsvarar skydd av 75 procent av arterna beräknat från RIVM:s justerade akvatiska data (justerat med jämviktsfördelningsfaktorer) blir också 3 mg/kg. EKM för naftalen har därför sätts till 3 mg/kg. EU:s PNEC-värdet är mycket lägre, men är baserat på skydd av 95 procent av arterna, akvatiska data och en säkerhetsfaktor 50. INERIS PNEC-värde för acenaften är 3,5 mg/kg. Det finns inga data för markprocesser. Utifrån dataunderlag i RIVM (2012) har ett riktvärde på ca 3 mg/kg TS beräknats för gruppen av de tre PAH-L föreningarna. Dessa värden beräknades från en artkänslighetsfördelning och motsvarar skydd av 75 % av marklevande arter, och viktning är gjord med hänsyn till typiska sammansättningar av PAH-föreningar.

Riktvärdets säkerhet bedöms vara låg eftersom det finns mycket lite data för marklevande organismer.

Markmiljö, mindre känslig markanvändning (E_{MKM})

Riktvärdet är baserat på data i RIVM:s sammanställningar. Värdet motsvarar skydd av 50 procent av arter baserat på akvatiska data från RIVM (2001b) för naftalen, justerat med jämviktsfördelningsfaktorn. Det geometriska medelvärdet av tillgängliga data i RIVM (2001b) för marklevande organismer är i samma storleksordning (22 mg/kg). Från den senare sammanställningen (RIVM, 2012) beräknades ett riktvärde på ca 16 mg/kg TS från data för alla tre PAH-L föreningar. Detta värde motsvarar det geometriska medelvärdet av tillgängliga data

viktat med hänsyn till typiska sammansättningar av PAH-föreningar. Riktvärdets säkerhet bedöms vara låg eftersom det finns mycket lite data för acenaften och acenaftilen, och eftersom data för marklevande organismer är mycket begränsade.

Hänsyn till bioackumulering

CCME (2010) har sammanställt underlag för riktvärden för PAH-föreningar för skydd av fåglar och däggdjur vid intag av jord och föda. Ett medelvärde viktat med hänsyn till typiska sammansättningar av PAH-föreningar på 12 mg/kg TS beräknades från data för naftalen och acenaften. Detta värde ligger högre än riktvärdet för E_{KM} och därför bedöms riktvärdet för KM ge ett skydd mot sekundära effekter för djur som vistas eller söker föda på det förorenade området. Riktvärdet för MKM bedöms inte med säkerhet ge något sådant ett skydd.

PAH-M

Dataunderlag

CCME (2010) har tagit fram riktvärden för antracen och fluoranten, men drog slutsatsen att dataunderlaget var otillräckligt för att ta fram miljöriskbaserade riktvärden för andra PAH-föreningar i denna grupp. Riktvärden för fenantren baserades på en artkänslighetsfördelning, men för antracen var dataunderlaget otillräckligt för att använda en artkänslighetsfördelning och riktvärdet baserades istället på LOEC-data och en säkerhetsfaktor. CCME har för alla föreningarna i gruppen PAH-M tagit fram provisoriska riktvärden för skydd av djur (växtätande boskapsdjur samt däggdjur och fåglar högt upp i näringskedjan) vid oralt intag av jord och kontaminerad föda. Dessa värden baseras på toxicitetsdata för däggdjur och fåglar.

Jensen och Svedrup (2003) baserade sina förslag till riktvärden för fluoren, fluoranten, fenantren och pyren på egna data (EC10 eller EC20 data) för tre växter, tre evertbrater och en markprocess. Jensen och Svedrups data har inkluderats i andra sammanställningar, t.ex. från USEPA och CCME.

USEPA har sammanställt data för framtagning av Eco-SSL värdena för PAH-föreningar (USEPA, 2007). För antracen finns data för växter (huvudsakligen L(E)C50 data från samma källa som data i INERIS sammanställning, se nedan), och för evertbrater finns data huvudsakligen från Jensen och Svedrup, med enstaka uppgifter från andra källor (två för pyren och en för fenantren).

RIVM (2001b) har sammanställt data för antracen, fenantren och fluoranten. Deras riktvärden är för alla tre föreningarna baserade på akvatiska data, trots att två akuta data finns för effekten av antracen på växter. I en senare sammanställning (RIVM, 2012) ingick kroniska data för alla PAH-M föreningar:

- fluoren; 7 värden för arter fördelade över 5 grupper) och 1 värde för markprocesser
- fenantren; 8 värden för arter fördelade över 3 grupper och 1 värde för markprocesser
- antracen; 2 värden för arter (fördelade över 2 grupper)
- pyren; 8 värden för arter fördelade över 3 grupper och 1 värde för markprocesser
- fluoranten; 6 värden för arter fördelade över 3 grupper och 1 värde för markprocesser

INERIS (2005 och 2006) har sammanställt data och tagit fram PNEC-värden för jord för antracen, fluoren, fenantren och pyren. Värden för fluoren och pyren baseras på data från Jensen och Svedrup (2003), lägsta EC10-värdet för hoppstjärtar. Värdet för fenantren baseras på ett

NOEC-data för hoppstjärtar från en annan källa. Värdet för antracen är baserat på två akuta data för växter samt på akvatiska data. En säkerhetsfaktor har använts vid framtagning av alla fyra riktvärdena. INERIS ansåg att dataunderlaget för fluoranten var otillräcklig för framtagning av ett PNEC-värde.

Markmiljö, känslig markanvändning (E_{KM})

Riktvärdet är baserat på data för pyren, fluoranten, fenantren och fluoren från Jensen och Svendrup (2003). Lägsta EC10/EC20-värdena är ca 10 mg/kg. Antracen har något högre toxicitet än övriga PAH-föreningar i gruppen (EC10-värdet från Jensen och Svendrup är 5 mg/kg), men 10 mg/kg bedöms lämpligt för hela gruppen. E_{KM} -värdet stämmer ganska bra med ett riktvärde på ca 15 mg/kg TS som beräknats för en typisk sammansättning av PAH-M med data från RIVM (2012) där E_{KM} beräknat som det geometriska medelvärdet av MPC och SRC-värdet. Värdet som baserades på data i RIVM (2012) motsvarar skydd av 75 % marklevande arter och är viktat med hänsyn till typiska sammansättningar av PAH-föreningar.

Riktvärdets säkerhet bedöms vara måttlig på grund av bristfälligt dataunderlag för ämnena i gruppen.

Markmiljö, mindre känslig markanvändning (E_{MKM})

Riktvärdet är baserat på data för pyren, fluoranten, fenantren och fluoren från Jensen och Svendrup (2003). Riktvärdet (40 mg/kg) är det geometriska medelvärdet av EC10/EC20-värdena. Medelvärdet av de två akuta data i RIVM:s sammanställning för växter (73 mg/kg) är något högre, men används inte eftersom RIVM anser att växter verkar vara okänsliga för PAH-föreningar. Detta värde är mycket lägre än ett viktat riktvärde på 88 mg/kg TS som beräknades från data i RIVM (2012) för gruppen PAH-M. Värdet motsvarar det geometriska medelvärdet av tillgängliga data och viktningen tar hänsyn till typiska sammansättningar i PAH-förorenad jord. För E_{MKM} valdes ett värde på 40 mg/kg med hänsyn till bioackumulering, se nedan.

Riktvärdets säkerhet bedöms måttligt pga något begränsat dataunderlag.

Hänsyn till bioackumulering

Ett riktvärde som är viktat med hänsyn till typiska sammansättningar av PAH-föreningar, 15 mg/kg, beräknades från CCME:s riktvärden för skydd av däggdjur och fåglar (CCME, 2010), ligger i samma storleksordning som riktvärdet för känslig markanvändning. Därför bedöms riktvärdet för KM ge ett skydd mot sekundära effekter för djur som vistas eller söker föda på det förorenade området. Riktvärdet för MKM bedöms inte med säkerhet ge något sådant ett skydd.

PAH-H

Dataunderlag

RIVM:s datasammanställning (RIVM, 2001b) innehåller data för sex föreningar i gruppen. Terrestra data finns endast för benso(a)antracen (ett NOEC för evertbrater) och benso(a)pyren (fyra NOEC-data för marklevande arter). Riktvärdena för de övriga fyra föreningarna är baserade helt på akvatiska data, inklusive QSAR data. I den senare datasammanställningen (RIVM, 2012) fanns data endast för benso(a)pyren (kroniska värden för 4 arter, fördelat över tre grupper samt ett värde för markprocesser) och för benso(a)antracen (ett värde för arter, från

gruppen kräftdjur). För de andra PAH-H föreningar gjordes försök med insekter, men inga toxicitetsvärden kunde rapporteras.

CCME (2010) har tagit fram riktvärden för benso(a)pyren, som baseras på data för tre växter och två evertetrater. Dessutom har CCME (2010) beräknat provisoriska riktvärden för skydd av djur (växtätande boskapsdjur samt däggdjur och fåglar högt upp i näringskedjan) vid oralt intag av jord och kontaminerad för flera PAH-föreningar i denna grupp. Dessa baserades på toxicitetsdata för däggdjur och fåglar.

USEPA:s datasammanställning (USEPA, 2007) inkluderar toxicitetsdata för däggdjur som underlag för beräkning av riktvärden för skydd av vilda djur vid direkt oralt intag av föroreningar och intag av kontaminerad föda.

INERIS (2005 och 2006) har tagit fram riktvärden för benso(k)fluoranten respektive benso(a)pyren. Inga terrestra data finns i deras sammanställning för benso(k)fluoranten utan riktvärdet är baserat på akvatiska data. För benso(a)pyren innehåller deras sammanställning ett LOEC- och tre NOEC-värden för evertetrater

Markmiljö, känslig markanvändning (E_{KM})

Riktvärdet är baserat på data i RIVM:s datasammanställningar från 2001. Riktvärdet är det lägsta NOEC-värdet för marklevande organismer för ämnena i denna grupp. För PAH-H kan ett riktvärde på ca 5 mg/kg TS beräknas från det begränsade dataunderlaget i RIVM (2001). Detta värde motsvarar skydd av 75% marklevande arter och tar hänsyn till typiska sammansättningar i PAH-förorenad mark. De lägsta kroniska toxicitetsvärden i RIVM (2012) var ca 2 mg/kg TS. CCME (2010) beräknade halten av benso(a)pyren som motsvarar skydd av 75 procent arter mot direkta effekter till 20 mg/kg med en artkänslighetsfördelning. Detta är högre än det valda E_{KM} -värdet, men E_{KM} -värdet tar även hänsyn till bioackumulering i näringskedjan (se nedan).

Riktvärdets säkerhet bedöms vara mycket låg på grund av bristfälligt dataunderlag.

Markmiljö, mindre känslig markanvändning (E_{MKM})

E_{MKM} baseras på data från RIVM:s datasammanställning från 2001. Riktvärdet är det geometriska medelvärdet av SRC-värden som togs fram av RIVM för ämnen i denna grupp, inklusive SRC-värden som baserats på jämviktsfördelningsmetoden och akvatiska data. Riktvärdet är i samma storleksordning som det geometriska medelvärdet av data för marklevande arter som exponeras för benso(a)pyren.

Ett geometriskt värde av tillgängliga data i RIVM (2012), viktat med hänsyn till typiska sammansättningar i PAH-förorenad jord, skulle ge ett värde för E_{MKM} på ca 40 mg/kg TS. Eftersom dataunderlaget är bristfälligt och att ingen hänsyn tas till bioackumulering (se nedan) har värdet från RIVM (2001) använts för E_{MKM} .

Riktvärdets säkerhet vara mycket låg pga bristfälligt dataunderlag.

Hänsyn till bioackumulering

Ett värde på 2,8 mg/kg TS beräknades för skydd av däggdjur och fåglar från CCME:s datasammanställning (CCME, 2010). Detta värde ligger i nivå med riktvärdet för E_{KM} och därför bedöms riktvärdet för KM ge ett skydd mot sekundära effekter för djur som vistas eller söker föda på det förorenade området. Riktvärdet för MKM bedöms inte med säkerhet ge något sådant ett skydd.

Bakgrundshalter i jord

Används inte för beräkning av riktvärden för PAH-föreningar.

Skydd av ytvatten

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, haltkriterium för PAH-föreningar i ytvatten

	C_{crit_sw}	Enhet
PAH-L	1	$\mu\text{g/l}$
PAH-M	0,05	$\mu\text{g/l}$
PAH-H	0,005	$\mu\text{g/l}$

PAH-L

Värdet för C_{crit_sw} är uppdaterad från det tidigare värdet 1,2 $\mu\text{g/l}$. C_{crit_sw} är baserat på miljökvalitetsnormen (MKN-värdet) för naftalen från Vattendirektivet (EU, 2013). MKN-värdet, 2 $\mu\text{g/l}$, är i samma storleksordning som ett riktvärde som har beräknats från MPC-värden för PAH-L i ytvatten från RIVM (2012), 2,35 $\mu\text{g/l}$. Viktningen tar hänsyn till typiska sammansättningar i PAH-förorenad jord. Värdet av C_{crit_sw} har satts till halva MKN-värdet. C_{crit_sw} är i samma storleksordning som CCME:s kriterium för ytvatten för naftalen (CCME, 1999b).

PAH-M

Toxicitetsbaserade riktvärden för denna grupp av PAH-föreningar i ytvatten varierar mellan 0,034 och 3,2 $\mu\text{g/l}$ i RIVM:s sammanställning (RIVM, 2001b) och mellan 0,012 och 3,0 $\mu\text{g/l}$ i CCME:s sammanställning (CCME, 1999b). Ett viktat MPC-värde för PAH-M på 0,13 $\mu\text{g/l}$, som tar hänsyn till typiska sammansättningar i PAH-förorenat vatten, beräknades från RIVM (2012). Hänsyn tas även till MKN-värden för PAH-M. C_{crit_sw} ligger i rätt nivå i jämförelse med MKN-värdet för antracen (0,1 $\mu\text{g/l}$). MKN-värden för fluoranten är 0,0063 $\mu\text{g/l}$, beroende på riktvärdet för skydd mot hälsorisker vid konsumtion av vatten och fisk. Dessa aspekter är inte relevanta för parametervärdet för C_{crit_sw} och därför har parametervärdet satts till halva MKN-värdet för antracen, vilket ligger i intervallet för övriga riktvärden för ämnen i gruppen PAH-M.

PAH-H

Miljökvalitetsnormen för gruppen PAH-H är 0,00017 $\mu\text{g/l}$, beroende på riktvärdet för skydd mot hälsorisker vid konsumtion av vatten och fisk. Dessa aspekter är inte relevanta för parametervärdet för C_{crit_sw} därför baseras parametervärdet på toxicitetsdata för akvatiska organismer. Ett viktat MPC-värde för PAH-H på 0,0089 $\mu\text{g/l}$ beräknades från datasammanställningen i RIVM (2012), med hänsyn till typiska sammansättningar av PAH-föreningar. Detta värde ligger har avrundats till 0,01 $\mu\text{g/l}$ och värdet för C_{crit_sw} har valts till halva det viktade MPC-värdet.

Referenser

- ATSDR (2005). *Toxicological profile for naphthalene, 1-methylnaphthalene and 2-methylnaphthalene*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Public Health Service.
- Boström C-E, Gerde P, Hanberg A, Jernström B, Johansson C, Kyrklund T, Rannug A, Törnqvist M, Victorin K och Westerholm R (2002). *Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air*. *Environ Health Perspect*, Environ. Health Perspect 110 (suppl 3): 451-489.
- CCME (1999a): *Canadian soil quality guidelines, Naphthalene (Environmental effects)*. Scientific supporting document (Based on the 1997 assessment), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999b). *Polycyclic aromatic hydrocarbons. Factsheet. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life*. Canadian Council of Ministers of the Environment/
- CCME (2010). *Polycyclic aromatic hydrocarbons. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health, Factsheet 2010*. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- ECB (2005). *European Union Risk assessment report, Naphthalene. EUR 20763EN*, European Chemicals Bureau, European Commission Joint Research Centre.
- EU (2013). Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EC and 2008/105/EC vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.
- IMM (2006). *Riskbedömning av PAH i mark, luft, grönsaker och bär i Sundsvall*. Hanberg A, Berglund M, Stenius U, Victorin K, Abrahamsson Zetterberg L. IMM-Rapport nr 1/2006. Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet.
- INERIS (2005 och 2006). *Toxicological datasheets. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. www.ineris.fr. INERIS, Frankrike
- IRIS Integrated Risk Information System: <http://www.epa.gov/iris/>
- Jensen och Svedrup (2003). *Polycyclic aromatic hydrocarbon ecotoxicity data for developing soil quality criteria*. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 179, 73-97.
- Larsen J C och Larsen P B(1988). *Chemical carcinogens. In: Air pollution and health* (Hester RE, Harrison RM eds). Cambridge UK: The Royal Society of Chemistry, 33.56.
- Livsmedelsverket (2005). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten SLVFS 2001:30*, med ändringar tom t.o.m. LIVSFS 2005:10
- Naturvårdsverket (1997). *Generella riktvärden för förorenad mark- beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning*. Naturvårdsverket rapport 4638
- Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*, Naturvårdsverket Rapport 5976.

- Naturvårdsverket (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*, Naturvårdsverket Rapport 5977.
- RIVM (2001a). *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set, proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention values for the first series of compounds*. Otte PF, Lijzen, JPA, Otte JG, Swartjes FA, Versluijs CLJ. RIVM report 711701021. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna
- RIVM (2001b). *Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and groundwater: updated proposals for first series of compounds*. RIVM report 711701 020. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- RIVM (2012). *Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic and terrestrial toxicity*. RIVM report 607711007. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- Svedrup LE, Nielsen T och Krogh PH (2002). *Soil Ecotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity and water solubility*. Environ. Sci. Technol. 36, 2429-2435.
- 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, Volume 4.
- USDoE (1997). *Toxicological Benchmarks for contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision*. US Department of Energy.
- USEPA (2004). *Risk assessment guidance for Superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)* EPA/540/R/99/005, Washington DC: US EPA.
- USEPA (2007). *Ecological soil screening levels for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. Interim final. OSWER, USEPA, Washington.
- VROM (2000). *Circular on target values and intervention values for soil remediation, Annex A, Target values, soil remediation intervention values and the indicative levels for serious contamination*. Version February 4th, 2000. Ministerie van Volkhuysvesting, Riutelijke Ordening en Milieu beheer, (Netherlands Ministry of Spatial planning, Housing and Environment).
- Wester RC, Maibach HI och Bucks DAW (1990). *Percutaneous absorption of [¹⁴C]DDT and [¹⁴C]Benzoapyrene from soil*. Fund Appl Toxicol 15, 510-516.
- WHO (2000). *Air quality guidelines for Europe. Second Edition*. WHO regional publications, European series, No. 91. WHO regional office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2004). *Guidelines for drinking-water quality*. Third Edition, volume 1, recommendations. World Health Organisation, Geneva.
- Young W F, Horth H, Crane R, Ogden T och Arnott M (1996). *Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants*. Water Research Volume 30, Issue 2, February 1996, Pages 331-340.