



Kemakta AR 2008-26

Underlag för kriterier för organiska ämnen vid återvinning
av avfall i anläggningsarbete

**Mark Elert
Celia Jones
Sara Södergren Riggare**

December 2008

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

INNEHÅLL

1	INLEDNING.....	3
2	UNDERLAG FÖR POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN.....	4
2.1	Klassificering av PAH som utfasnings- eller riskminskningsämnen	4
2.1.1	Kemikalieinspektions PRIO-databas	4
2.1.2	Klassificering över långlivade organiska ämnen	4
2.2	Analysgränser för PAH	5
2.3	Bakgrundshalter av PAH i mark	6
2.3.1	Bakgrund i tätortsmiljö.....	6
2.3.2	Bakgrund utanför tätorter	8
2.4	Atmosfäriskt nedfall.....	9
2.5	Sammanfattning	10
3	HALT ORGANISKT KOL I MARK OCH GRUNDVATTEN.....	11
3.1	Inverkan av organiskt kol i marken på rörligheten av PAH.....	11
3.2	Halt organiskt kol i jordbruksmark	11
3.3	Halt organiskt kol i skogsmark	12
3.4	Halt organiskt kol i grundvatten.....	13
4	KRITERIER FÖR FASTFASHALT HÄLSORISKER	14
4.1	Inledning	14
4.2	Modeller för de olika exponeringsvägarna	15
4.2.1	Direkt intag av jord.....	15
4.2.2	Hudkontakt	16
4.2.3	Inandning av damm	16
4.2.4	Inandning av ångor.....	16
4.2.5	Intag av växter.....	17
4.3	Modellparametrar	17
4.4	Effektkriterier	17
4.5	Hälsoriskbaserade kriterier för fastfashalt.....	18
5	KRITERIER FÖR SKYDD AV MARKMILJÖN.....	19
6	RESULTAT	20
7	REFERENSER.....	21
	BILAGA A STYRANDE FAKTORER FÖR KRITERIER FASTFASHALT.....	22
	BILAGA B KRITERIER FÖR SKYDD AV MARKMILJÖ FÖR PAH.....	23

1 Inledning

Denna rapport utgör ett underlag för att fastställa kriterier för organiska föroreningar vid återvinning av avfall i anläggningsändamål. Underlaget skall användas av Naturvårdsverket för att ta fram kriterier för haltgränser för organiska föroreningar när föroreningsrisken är mindre än ringa.

Kemakta har tidigare tagit fram ett motsvarande underlag för Naturvårdsverket gällande åtta metaller. Kriterierna angav gränser när risken med användningen är mindre än ringa och togs fram för två kategorier av användning, *allmän användning* respektive *användning ovan täckskikt på deponier*. Detta arbete är en komplettering av tidigare arbete och omfattar ett underlag för att fastställa kriterier för organiska ämnen som kan förekomma i avfall. Underlaget är i första hand inriktat på polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och har med vissa undantag tagits fram på liknande sätt som för metaller.

I kapitel 2 görs en genomgång av PAH-föreningarnas egenskaper och klassificering enligt Kemikalieinspektionen, en sammanställning och utvärdering av bakgrundshalter i mark samt en sammanställning av de rapporteringsgränser som anges för standardanalyser av PAH i mark. I kapitel 3 redovisas en sammanställning av halten organiskt kol i mark och i grundvatten. Denna information används för att bedöma riskerna för spridning av PAH i miljön. Beräkningar har gjorts av haltbaserade kriterier för PAH för skydd av hälsa (kapitel 4) och skydd av markmiljön (kapitel 5). Dessa har sedan sammanställts till underlag för kriterier för haltgränser för organiska föroreningar när risken är mindre än ringa, se kapitel 6.

2 Underlag för polycykliska aromatiska kolväten

2.1 Klassificering av PAH som utfasnings- eller riskminskningsämnen

2.1.1 Kemikalieinspektions PRIO-databas

En viktig del i Naturvårdsverkets arbete med riktlinjer för återanvändning av avfall är den prioritering förekommande föroreningar har i kemikalielagstiftningen. En genomgång har gjorts av vilka PAH-föreningar som förekommer i Kemikalieinspektionens PRIO-databas. PRIO delar in ämnen i två prioriteringsnivåer, utfasningsämnen och prioriterade riskminskningsämnen. Vilken grupp ett ämne tillhör beror på ämnets egenskaper. Utfasningsämnen är ämnen som har så allvarliga egenskaper att de inte bör användas. Urvalskriterierna för utfasningsämnen utgår från delmål 3 i det nationella miljökvalitetsmålet Giftfri miljö. Hänsyn tas också till de kriterier som ligger till grund för tillståndsprövning inom REACH. Prioriterade riskminskningsämnen har egenskaper som gör att ämnena bör särskilt uppmärksammas. Urvalskriterierna för dessa ämnen utgår från delmål 4 i det nationella miljökvalitetsmålet Giftfri miljö.

I tabell 2.1 redovisas de PAH-föreningar som ingår i PRIO-databasen samt prioriteringsnivån och kriterier för prioriteringen. Av de 16 PAH-föreningar som vanligen analyseras är en klassificerad som prioriterat riskminskningsämne och 7 föreningar som utfasningsämnen. I databasen finns ytterligare två PAH-föreningar som klassificeras som utfasningsämnen, men som inte ingår bland i PAH-16 (bens(j)fluoranten och bens(e)pyren). Flera PAH-innehållande petroleum- eller tjärprodukter är klassificerade som utfasningsämnen i PRIO-databasen, t.ex. stenkoltjära och antracenolja.

2.1.2 Klassificering över långlivade organiska ämnen

PAH-föreningar finns inte med på Stockholmkonventionens lista över långlivade organiska föroreningar (POP-föreningar). Listan innehåller de tolv giftigaste POP-föreningarna och kommer att utökas med PFOS och vissa bromerade flamskyddsmedel.

I Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 om långlivade organiska föroreningar (POP-förordningen) listas PAH-föreningar i Bilaga III som ämnen för vilka åtgärder skall vidtas för att minska utsläppen till miljön. Detta innebär att medlemsstaterna skall kartlägga utsläppen av dessa ämnen till vatten, luft och mark samt ta fram planer för att minska dessa.

Tabell 2.1 PAH-föreningar som ingår i PRIO-databasen.

Ämnesnamn	CAS-nr	Prioriteringsnivå	Kriterier
PAH-L			
Naftalen	91-20-3	Prioriterat riskminskningsämne	Miljöfarligt, långtidseffekter
Acenaftalen	208-96-8	Ingår ej i PRIO	
Acenaften	83-32-9	Ingår ej i PRIO	
PAH-M			
Antracen	120-12-7	Utfasningsämne	PBT/vPvB
Fluoren	86-73-7	Ingår ej i PRIO	
Fenantren	85-01-8	Ingår ej i PRIO	
Fluoranten	206-44-0	Ingår ej i PRIO	
Pyren	129-00-0	Ingår ej i PRIO	
PAH-H			
Bens[b]fluoranten	205-99-2	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter
Bens[a]antracen	56-55-3	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter
Bens[k]fluoranten	207-08-9	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter
Bens[a]pyren	50-32-8	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, CMR (kategori 1 och 2), Mutagena, CMR (kategori 1 och 2), Reproduktionsstörande, Allergiframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter
Dibens[a,h]antracen	53-70-3	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter
Krysen	218-01-9	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter, Mutagena (kategori 3)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	Ingår ej i PRIO	
Andra PAH-föreningar			
Bens(j)fluoranten	205-82-3	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter
Benso[e]pyren	192-97-2	Utfasningsämne	CMR (kategori 1 och 2), Cancerframkallande, Miljöfarligt, långtidseffekter

2.2 Analysgränser för PAH

De flesta analyslaboratorier analyserar PAH i jord med GC-MS och har en rapporteringsgräns på 0,03 – 0,1 mg/kg TS för de enskilda PAH-föreningarna.

De olika labben har dock olika princip att ange rapporteringsgränser vid summering. Vanligen har rapporteringsgränser i intervallet 0,2 – 0,3 mg/kg TS angetts för gruppen cancerogena PAH och för övriga PAH i intervallet 0,3 – 2 mg/kg TS. De detektionsgränser som anges är något lägre.

De rapporteringsgränser som labben uppgett för de nya fraktionerna är 0,3 mg/kg TS för PAH-L mellan 0,25 och 0,3 mg/kg TS för PAH-M och mellan 0,1 och 0,3 mg/kg TS för PAH-H.

I enskilda prover kan rapporteringsgränsen av olika skäl bli högre, exempelvis på grund av små provmängder eller en besvärlig matris. Med specialiserade analysmetoder (t.ex. HPLC) kan lägre rapporteringsgränser uppnås.

Labben hanterar också halter under rapporteringsgränsen olika i summeringen. En vanlig metod är att när samtliga ämnen i gruppen ligger under sina rapporteringsgränser så anges halten som mindre än halva summan av rapporteringsgränserna. Om några ämnen ligger över sin rapporteringsgräns skiljer sig metodiken åt. Vissa labb summerar då halten av de föreningar som ligger över rapporteringsgränsen och anger detta som en uppmätt halt (utan mindre än tecken). Andra labb summerar halten av de rapporterade föreningarna, men lägger till halva rapporteringsgränsen för de ämnen som underskrider denna. I detta fall rapporteras halten som ett "mindre än"-värde om rapporteringsgränsen för summan underskrids .

2.3 Bakgrundshalter av PAH i mark

Relativt få mätningar finns av PAH i mark som kan betecknas som bakgrundshalter beroende av naturliga utsläpp och diffus antropogen påverkan. De litteraturuppgifter som finns anger låga halter (WHO, 2003). För Europa anges halten av cancerogena PAH i skogsjordar ligga i intervallet 0,005 – 0,1 mg/kg och halten i jordbruksmark mellan 0,01 och 0,1 mg/kg huvudsakligen orsakat av atmosfäriskt nedfall. Huvuddelen av jordar i stadsmiljö anges ha halter mellan 0,6 och 3 mg/kg.

2.3.1 Bakgrund i tätortsmiljö

Analyser av PAH i svenska jordar har huvudsakligen inriktats på tätortsområden som är påverkade av lokala utsläppskällor såsom vägtrafik, förbränning, men som inte är påverkad av punktkällor som gett direkta utsläpp till mark. Följande undersökningar i stadsmiljö har gått igenom:

- Bakgrundshalter i mark. Naturvårdsverket rapport 4640, 1997. PAH halter i urban bakgrund. Prover från 19 tätorter i Sverige.
- Undersökningar av PAH-föreningar i park- och naturmark i Stockholm, 2000 och 2006.
- Undersökning av ytjord inom Malmö stad. Sweco, 2002.
- PAH-undersökning av ytjord inom Göteborg, Göteborgs stad, R 2003:10.

Dessa fyra undersökningar har genomförts i syfte att undersöka den diffusa belastningen av PAH i storstadsmiljön. Prover har tagits ut i parkmark eller naturmark som inte ligger helt nära trafikerade vägar och som bedöms vara opåverkade av punktkällor. I samtliga undersökningar har en mycket stor variation i halter påträffats, från prover under rapporteringsgränsen till prover med relativt höga halter (över generella riktvärden för känslig markanvändning eller i vissa fall även över riktvärdena för mindre känslig markanvändning). Prov med så höga halter kan misstänkas vara förorenade av lokala punktkällor och är således inte representativa för en lokal bakgrund.

I tabell 2.2 sammanfattas resultatet från de olika undersökningarna. I tabellen redovisas statistik för samtliga punkter som provtagits, även sådana med mycket höga halter som kan misstänkas vara förorenade av en lokal punktkälla.

Tabell 2.2 Statistik för undersökningar av PAH-halter i svenska städer (mg/kg TS).

	Ämne	Antal över rapporterings- gräns	Medel- värde	Min- värde	25- percentil	Median	90- percentil	Max- värde
Bakgrundshalter i mark, NV 4640	cancerogena PAH	43		*	0,06	0,32	2,54	9,8
	övriga PAH	10		*	0,06	0,27	2,67	9,97
	Summa PAH	43		*	0,12	0,56	5,21	19,5
Stockholm 101 prover	cancerogena PAH	39	0,59	0,35	0,35	0,35	1,23	3,50
	övriga PAH	42	0,71	0,45	0,45	0,45	1,35	4,71
Malmö 44 prover	cancerogena PAH	42	2,2	<0,01		0,33	3,2	47
	övriga PAH	43	2,7	0,03		0,38	5,6	63
Göteborg 94 prover	cancerogena PAH	53		0,01				120
	övriga PAH	31		<0,13				44
	Summa PAH	94						

* under rapporteringsgräns (ej angiven)

För undersökningarna i Stockholm och Malmö har samtliga resultat från provtagning varit tillgänglig och vi har kunnat göra en mer utförlig analys. För undersökningen i Göteborg fanns fullständiga data för endast en mindre andel av proven. Analysen har omfattat identifiering och uteslutning av "outliers", dvs. prover som kan misstänkas vara förorenade av en lokal punktkälla. Vidare har en något avvikande behandling av analyser under rapporteringsgränsen gjorts. De detaljerade data har också använts för att utvärdera statistik för bakgrundshalter av fraktionerna PAH-L, PAH-M respektive PAH-H.

En analys av proverna från Malmö med statistikprogrammet ProUCL visade att 9 av de 44 proverna kunde betecknas som "outliers". Dessa prover uteslöts från den vidare analysen. Dessa prover hade halter av cancerogena PAH i intervallet 1,8 – 47 mg/kg TS och halter övriga PAH i intervallet 1,8 – 63 mg/kg TS.

För proverna från Stockholm visade analysen att 1 av de 101 proverna kunde betecknas som "outlier" och uteslutas. Halten i detta prov av cancerogena PAH var 3,5 mg/kg TS och halten övriga PAH var 4,7 mg/kg TS.

I de ursprungliga labbrapporterna hade summahalter för prover där samtliga ingående föreningar låg under rapporteringsgränsen rapporterats som mindre än halva summan av rapporteringsgränserna. Om däremot en eller flera av de ingående föreningarna låg över sin rapporteringsgräns rapporterades summahalten som summan av de rapporterade föreningarna. Detta medför att prover där en eller flera föreningar detekteras kan få en lägre halt än prover där samtliga föreningar ligger under rapporteringsgränsen. För att undvika detta gjordes summeringen om så att summahalten för gruppen är summan av rapporterade halter plus summan av halva rapporteringsgränsen för de föreningar som ej rapporteras. Statistik för de bearbetade data redovisas i tabell 2.3.

Tabell 2.3 Statistik för undersökning av PAH-halter i Stockholm och Malmö (mg/kg TS). Justerat för "outliers" samt modifierad hantering av summering av värden under rapporteringsgräns.

	Ämne	Antal över rapporteringsgräns	Medelvärde	Minvärde	25-percentil	Median	90-percentil	Maxvärde
Malmö 35 prov (9 outliers borttagna)	cancerogena PAH	33	0.38	0.05	0.2	0.29	0.80	1.22
	övriga PAH	34	0.50	0.13	0.30	0.41	0.85	1.58
	PAH-L	0	Samtliga prover <0.08					
	PAH-M	34	0.35	0.045	0.17	0.27	0.67	1.33
	PAH-H	32	0.45	0.06	0.24	0.345	0.924	1.40
Stockholm 100 prov (1 outlier borttagen)	cancerogena PAH	38	0.56	0.35	0.35	0.35	1.22	2.10
	övriga PAH	41	0.67	0.45	0.45	0.45	1.31	2.12
	PAH-L	0	Samtliga prover <0.15					
	PAH-M	37	0.44	0.25	0.25	0.25	0.97	1.80
	PAH-H	28	0.63	0.40	0.40	0.40	1.37	2.35

2.3.2 Bakgrund utanför tätorter

IVL Svenska Miljöinstitutet har genomfört mätningar av halter i skogsmark vid Gårdsjön, ca 7 km öster om Stenungsund. Dessa visar på en halt på 2,5 mg/kg TS av totalt 24 PAH-föreningar (Brorström-Lundén och Löfgren, 1998).

Före och efter saneringen av Örserumsviken i Västervik gjordes mätningar av PAH-halten i mark vid referensstation Hjorten. Prov togs i skogsmark på djupet 0 – 10 cm och analyserades med avseende på totalt 24 PAH-föreningar (Palm m.fl., 2001, Palm Cousins m.fl., 2007). Totalt togs prover i tre punkter vid fem tillfällen. Analyserna visar på halter mellan 0,2 och 1,7 mg/kg TS av summa 24 stycken PAH-föreningar. Statistik för fraktionerna cancerogena och övriga PAH samt de nya fraktionerna PAH-L, PAH-M och PAH-H redovisas i tabell 2.4. Dessa har beräknats utifrån grunddata tillhandahållna av Västerviks kommun (*Christer Ramström, pers.komm*).

Tabell 2.4 Statistik för undersökning av PAH-halter i mark vid referensstation vid Hjorten (mg/kg TS).

	Antal	Medel	Min	25-percentil	50-percentil	90-percentil	Max
PAH-L	15	0,011	0,0018	0,0059	0,011	0,02	0,03
PAH-M	15	0,14	0,020	0,053	0,13	0,32	0,39
PAH-H	15	0,40	0,035	0,14	0,35	0,78	1,17
PAH-övr	15	0,19	0,027	0,07	0,17	0,40	0,51
PAH-canc	15	0,37	0,031	0,13	0,32	0,73	1,05
Me-PAH ¹	12	0,022	0,005	0,010	0,013	0,044	0,06
B(e)P+Per ²	12	0,06	0,02	0,03	0,05	0,10	0,14
PAH-24	12	0,75	0,20	0,40	0,64	1,33	1,72

Not 1 Metylerade PAH (2-Metylnaftalen, 1-Metylnaftalen, Bifenyl, 2,6-Dimetylnaftalen, 2,3,5-Trimetylnaftalen, 1-Methylfenantren)

Not 2 Benso[e]pyren, Perylen

Analyserna från referensstation Hjorten är tagna i skiktet 0 – 10cm, vilket innebär att även förnaskiktet till viss del kommit med. Detta skikt innehåller högre PAH-halter än i den underliggande jorden.

Inga svenska undersökningar av halter i olika markskikt har hittats. Undersökningar som genomförts i Tyskland visar på högst halter i skiktet med organiskt material nära markytan och sjunkande halter längre ned i markprofilen (Gocht m.fl., 2007), se tabell 2.5.

Tabell 2.5 PAH-halter i olika delar av markprofilen (mg/kg TS) (Gocht m.fl., 2007).

	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Organiskt lager	0,0014 – 0,028	0,035 – 1,4	0,045 – 4,4
Ytjord (A och E horisont)	0,0003 – 0,03	0,0027 – 1,3	0,04 – 1,7
Djupare jord (B-horisont)	0 – 0,0075	0,001 – 0,013	0 – 0,011

2.4 Atmosfäriskt nedfall

IVL bedriver sedan flera år kontinuerliga mätningar av nedfallet av ett femtontal PAH-föreningar på landsbygden, Aspvreten vid Nyköping, Pallas i norra Finland samt Råö och Rörvik på svenska västkusten. De analyserade föroreningarna motsvarar fyra av de fem föreningar som ingår i gruppen PAH-M och samtliga 8 som ingår i gruppen PAH-H. Dessutom analyseras två föreningar som inte ingår i PAH-16. Data finns för fyra stationer fördelade över Sverige. I tabell 2.6 sammanfattas medelvärden av nedfallet för de fyra stationerna i mg/m², år.

Tabell 2.6 Sammanställning av nedfall av PAH från IVL:s mätningar i mg/m², år. Aspvreten och Pallas medelvärde 2000-2006, Rörvik medelvärde 2000-2001 och Råö medelvärde 2002-2006. Datavärd: IVL Svenska Miljöinstitutet.

	Aspvreten	Pallas	Råö	Rörvik
Fenantren	0,0135	0,0043	0,0078	0,0103
Antracen	0,0008	0,0003	0,0003	0,0009
Fluoranten	0,0207	0,0044	0,0089	0,0136
Pyren	0,0121	0,0033	0,0057	0,0099
Benso(a)anthracene	0,0030	0,0020	0,0014	0,0053
Krysen	0,0108	0,0024	0,0043	0,0094
Benso(b)fluoranthene		0,0021	0,0038	0,0097
Benso(k)fluoranthene		0,0010	0,0015	0,0044
Benso(b+k)fluoranthene	0,0216			
Benso(a)pyrene	0,0055	0,0013	0,0021	0,0048
Benso(e)pyrene	0,0084			
Benso(ghi)perylene	0,0066	0,0018	0,0022	0,0066
Indeno(cd)pyrene	0,0100	0,0023	0,0026	0,0087
Dibenz(a,h)anthracene	0,0013	0,0004	0,0003	0,0016
Corene	0,0030			
PAH-M (4 av 5 ämnen)	0,047	0,012	0,023	0,035
PAH-H	0,059	0,013	0,018	0,050

Data på nedfall kan inte direkt översättas i halter i ytjord utan vissa antaganden om omsättning av PAH i jord och berörd jordmängd. I den tyska undersökningen uppmättes ett högre nedfall, medelvärden summa PAH motsvarande PAH-M och PAH-H ligger i intervallet 0,13 – 0,17 mg/m² och år (Gocht mfl., 2007). Detta innebär sannolikt att de halter som anges i tabell 2.5 är något högre än motsvarande värden för svenska förhållanden.

2.5 Sammanfattning

För organiska ämnen som PAH saknas undersökningar av bakgrundshalter i mark orsakade av naturliga källor eller diffusa antropogena källor på det sätt som finns för metaller. PAH kan bildas naturligt genom skogsbränder och tillförs också från förbränning och trafik. De undersökningar som finns har genomförts i storstäder där belastningen både i dag och historiskt har varit högre än i andra delar av landet. Detta gäller både atmosfäriskt nedfall och påverkan från punktkällor.

De undersökningar som gjorts i storstäder visar på medianvärden för cancerogena PAH och övriga PAH som ligger i storleksordningen 0,3 – 0,5 mg/kg TS. Om ”outliers” sorterats bort ligger det övre intervallet (90-percentilen) för både cancerogena och övriga PAH i storleksordningen 0,8 – 1,3 mg/kg TS. Den nya indelningen i PAH-L, PAH-M och PAH-H visar att:

- De PAH-föreningar som ingår i gruppen PAH-L i stort sett aldrig detekteras i bakgrundsprover (<0,1 mg/kg TS).
- Halterna av PAH-M (median ca 0,25 mg/kg TS, 90-percentil 0,7 – 1,0 mg/kg TS) motsvarar i stort halterna av övriga PAH.
- Halterna av PAH-H (median 0,4 mg/kg TS, 90-percentil 0,9 – 1,4 mg/kg TS) motsvarar i stort halterna av cancerogena PAH.

För landsbygdsområden saknas prover att göra en statistisk utvärdering. De data som finns indikerar att bakgrundshalterna av:

- PAH-L är mycket låga (<0,03 mg/kg TS)
- PAH-M är i storleksordningen 0,1 - 0,3 mg/kg TS (50 – 90-percentil)
- PAH-H är i storleksordningen 0,3 - 0,8 mg/kg TS (50 – 90-percentil).

Halterna är förhöjda i det organiska toppskiktet, men sjunker längre ned i jorden. Totalhalten PAH-16 i mineraljorden underskrider sannolikt 0,1 mg/kg TS.

3 Halt organiskt kol i mark och grundvatten

3.1 Inverkan av organiskt kol i marken på rörligheten av PAH

Halten av organiskt kol i marken har stor betydelse för hur PAH binds i marken. Lakbarheten av PAH i jorden minskar med ökad halt organiskt kol i jorden, men mobiliteten av PAH-föreningarna i marken ökar om det finns löst organiskt kol i markvatten och grundvatten. För att kunna bedöma risker för spridning av PAH från avfall som används för anläggningsbyggnad krävs därför kunskap om typiska halter av organiskt kol i marken.

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell antas att fastläggningen till marken är linjär mot halten organiskt kol inom ett intervall på 0,5 – 15 procent. Förhållandet mellan halten i jorden (mg/kg) och i jordens porvatten (mg/l) beskrivs av ett K_d-värde. För organiska ämnen beräknas det som halten organiskt kol multiplicerat med ämnets K_{oc}-värde. Data för K_{oc}-värdet hämtas vanligen från litteraturuppgifter. Det standardvärde som används för halten organiskt kol i marken i riktvärdesmodellen är 2%. K_{oc}-värdet ökar med ökande molekylvikt, därför är effekten av organiskt kol är störst för PAH-H och minst för PAH-L.

Vissa typer av organiskt kol i marken kan kraftigt binda organiska föreningar med höga K_{oc}-värden. Det gäller till exempel sotpartiklar. I riktvärdesmodellen tas dock ingen hänsyn till olika bindningsförmåga för olika typer av organiskt material.

Eftersom organiska föreningar binds kraftigt till organiskt kol kan rörligt löst eller finpartikulärt organiskt kol transportera organiska föreningar i marken. Detta tas hänsyn till i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Halten löst organiskt kol varierar kraftigt i markprofilen, med de högsta halterna i det övre markskiktet. Eftersom det organiska kolet fastläggs eller bryts ned under transporten ned i markprofilen sjunker halterna med djupet. För bedömning av riskerna med föroreningstransport är det framförallt halterna djupare i markprofilen och i grundvattnet som är av betydelse. Som standardvärde används en halt rörligt organiskt kol i grundvattnet på 3 mg/l.

För att undersöka hur halten organiskt kol varierar mellan olika jordtyper och markförhållanden har en datasammanställning gjorts av halter i jordbruksmark och halter i skogsmark. I förorenade områden med fyllning kan halten organiskt kol vara mycket varierande beroende på typen av fyllning.

3.2 Halt organiskt kol i jordbruksmark

SLU mäter regelbundet markkemiska parametrar i jordbruksmark vid en stor mängd lokaler runt om i Sverige, bland annat tungmetaller, näringsämnen och organiskt kol. Data rapporteras som humushalt, dvs. organiskt material, men mäts som organiskt kol och räknas sedan om genom att dividera med 0,58. I denna sammanställning har halterna räknats tillbaka till halt organiskt kol. Proverna är tagna i plogdjupet ca 2 – 4 dm. I tabell 3.1 redovisas länsvis statistik för mätningarna av organiskt kol i jordbruksmark. Sammanställningen visar att medelhalten i landet något överstiger det värde på 2% som används som standardvärde i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Tabell 3.1 Statistik över halten organiskt kol i jordbruksmark i procent av TS. Data insamlade 1988-2003. Datavärd: SLU Markvetenskap.

Organiskt kol (% av TS)	Antal obs.	Medel	Std	Min	10%	25%	50%	75%	90%	Max
Blekinge län	53	4,1	6,4	1,1	1,4	1,7	2,2	3,2	5,9	41,7
Dalarnas län	86	3,5	4,3	1,2	1,4	1,7	2,3	3,0	4,1	24,2
Gävleborgs län	104	3,9	3,3	1,2	2,0	2,3	3,0	3,9	6,3	26,5
Gotlands län	116	4,9	8,3	0,8	1,2	1,7	2,3	3,4	9,9	44,3
Hallands län	183	4,0	4,7	0,5	1,8	2,3	3,0	3,9	6,1	44,5
Jämtlands län	64	5,1	4,4	1,4	2,1	2,8	3,7	4,9	9,8	28,6
Jönköpings län	136	3,5	4,5	0,9	1,6	2,1	2,7	3,6	4,8	49,0
Kalmar län	214	4,4	6,5	0,4	1,4	1,9	2,6	3,7	6,8	45,4
Kronobergs län	90	8,6	13,1	1,3	2,1	2,6	3,5	5,6	37,3	55,5
Norrbottnens län	57	5,3	9,1	0,3	1,4	1,9	2,6	3,9	11,4	54,2
Skåne län	717	2,5	3,9	0,6	1,2	1,5	1,8	2,4	3,1	53,4
Södermanlands län	212	3,5	5,1	0,9	1,6	1,9	2,3	3,0	4,8	46,2
Stockholms län	134	2,8	3,8	1,0	1,4	1,7	2,1	2,7	3,9	38,6
Uppsala län	235	3,9	5,3	0,7	1,5	1,9	2,4	3,2	5,3	37,5
Värmlands län	169	3,1	3,9	1,0	1,5	2,0	2,4	3,1	4,0	44,0
Västerbottens län	109	5,4	7,5	1,0	1,8	2,3	3,1	4,6	10,7	45,2
Västernorrlands län	80	2,7	1,0	0,8	1,7	2,0	2,6	3,1	3,6	6,6
Västmanlands län	182	3,9	6,6	0,8	1,5	1,9	2,4	3,0	6,4	52,9
Västra Götalands län	725	3,8	6,2	0,5	1,5	1,9	2,5	3,3	4,9	48,6
Örebro län	166	4,2	6,3	0,8	1,6	2,0	2,6	3,4	7,0	49,0
Östergötlands län	315	4,2	6,7	0,8	1,5	1,8	2,2	3,1	7,2	47,3
Hela landet	2894	2,5	1,0	0,5	1,5	1,8	2,4	3,1	4,9	7,0

3.3 Halt organiskt kol i skogsmark

SLU samlar även in data för halt organiskt kol i olika markhorisonter i skogsmark. I tabell 3.2 redovisas data för E-horisonten (blekjord), B-horisonten (rostjord) och C-horisonten (underliggande mineraljord).

Tabell 3.2 Statistik över halten organiskt kol i skogsmark i procent av TS. Datavärd: SLU Markvetenskap.

	E-horisont	B-horisont	C-horisont
Antal prov	1261	1884	2036
Medelvärde	2,2	2,6	1,2
Standardavv.	2,1	2,5	1,5
Minvärde	0,08	0,11	0,01
5-percentil	0,56	0,66	0,19
25-percentil	1,1	1,4	0,5
Median	1,9	2,2	0,8
75-percentil	3,1	3,4	1,6
95-percentil	5,9	6,1	4,0
Maxvärde	30,1	50,3	21,7

Sammanställningen visar att halten organiskt kol i C-horisonten är lägre än i de övre horisonterna. Medianhalten i E-horisonten och B-horisonten motsvarar standardvärdet på 2 % i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För C-horisonten ligger 75-percentilen under 2 %.

3.4 Halt organiskt kol i grundvatten

Vid SGU:s miljöövervakning av grundvatten ingår analyser av metaller och vid vissa stationer även av halten organiskt kol i grundvattnet. I tabell 3.3 redovisas statistik över halten organiskt kol (TOC) uppmätt i grundvattenprover SGU:s undersökningar.

Tabell 3.3 Statistik över halten totalt organiskt kol i grundvatten (mg/l). Datavärd: SGU.

	TOC (mg/l)
Antal prov	5079
Medel	3,5
Standardavv.	5,5
Min	0
10-percentil	0,8
25-percentil	1,2
Median	2
75-percentil	3,5
95-percentil	11,2
Max	87,5

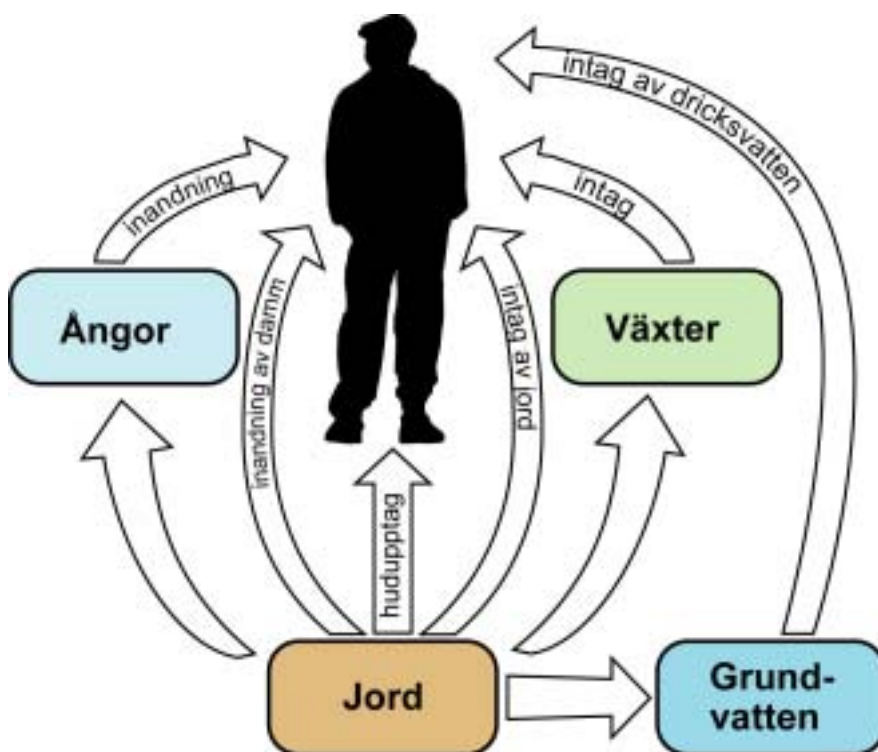
Det standardvärde på 3 mg/l som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell ligger något över medianvärde, men under medelvärdet. En högre halt organiskt kol i grundvatten medför en större mobilitet av organiska föreningar med stark bindning till kol.

4 Kriterier för fastfashalt hälsorisker

4.1 Inledning

Beräkning av kriterier för fastfashalter avseende hälso- och miljörisker från återvinning av avfall för anläggningsändamål baserar sig på den metodik som utvecklats för beräkning av riktvärden i förorenad mark. Samma metodik har använts för organiska föroreningar som för metaller.

Beräkning av hälsorisker från förorenad mark baserar sig på en uppskattning av den föroreningsexponering som en människa som vistas i området utsätts för. I modellen för riktvärden beaktas sex olika sätt på vilka människor kan exponeras direkt eller indirekt från förorenad jord – *exponeringsvägar*, se figur 4.1. När modellen använts för att ta fram kriterier för återvinning av avfall beräknas inte exponering via intag av grundvatten med riktvärdesmodellen.



Figur 4.1 Exponeringsvägar som beaktas i riktvärdesmodellen för förorenad mark. För fallet återanvändning beaktas inte exponeringsvägen grundvatten vid beräkning av kriterier för fastfashalt.

Exponeringen är beräknad med rimligt försiktiga antaganden. Detta innebär att den beräknade exponeringen kan vara högre än den genomsnittliga på området, men det kan inte uteslutas att ovanliga beteenden eller andra omständigheter kan leda till en ännu högre exponering. Sannolikheten för större exponering än den som antagits i modellen ska dock vara låg. Den beräknade exponeringen jämförs sedan med toxikologiska

referensvärden för de aktuella föroreningarna. Dessa anger exponeringsnivåer där inga negativa hälsoeffekter förväntas.

4.2 Modeller för de olika exponeringsvägarna

I följande avsnitt beskrivs översiktligt den metodik som används för att beräkna exponeringen via de olika vägar som beaktas i modellen. En komplett beskrivning av modellen och de parametrar som används ges i "Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning", Naturvårdsverket, 2009. För varje exponeringsväg beräknas följande:

- **Långtidsexponering av barn** per kg kroppsvikt (antagen kroppsvikt är 15 kg)
- **Långtidsexponering av vuxna** per kg kroppsvikt (antagen kroppsvikt är 70 kg)
- **Livstidsmedelvärde** för exponering viktat över tid som barn och tid som vuxen

För ämnen med tröskeeffekter (såsom PAH-L) används sedan den grupp (barn eller vuxna) som får den högsta långtidsexponeringen. För de flesta exponeringsvägarna i de givna scenarierna är det barn som får den högsta långtidsexponeringen. För genotoxiska ämnen (såsom PAH-M och PAH-H) används livstidsmedelvärdet för exponeringen. Detta beräknas utgående från den tidsviktade medelxponeringen under en livstid av 80 år.

4.2.1 Direkt intag av jord

Barn och vuxna som vistas på områden där avfall återanvänts kan få i sig förorening via munnen antingen genom att jord tas in direkt i munnen, jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg. Exponering sker både inomhus och utomhus. Intaget är åldersberoende och antas vara högst hos små barn på grund av deras "hand till mun" beteende.

I modellen beräknas exponeringen via intag av jord utgående från:

- det genomsnittliga dagliga intaget
- antal dygn/tillfällen exponering sker

Olika uppskattningar har gjorts av det genomsnittliga intaget av jord. De mest tillförlitliga bedöms vara de undersökningar där utsöndring av vissa spårämnen undersökts.

Exponeringstiden för Kategori 1 baserar sig på vistelse i området 365 dagar/år. För Kategori 2 antas ett lägre dagligt intag av förorenad jord samt en kortare vistelsetid: 200 dagar/år för vuxna och 60 dagar/år för barn. Vistelsetiden för vuxna baserar sig på antalet arbetsdagar och vistelsetiden för barn på en vistelse som motsvarar vistelse på området lite drygt en gång i veckan. Detta motsvarar antagandena för känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM) i modellen för riktvärden för förorenad mark.

Det bör observeras att det genomsnittliga dagliga intaget baserar sig på långtidsstudier och att exponeringstiden därför speglar hur många dygn eller tillfällen man vistas på området och inte beräknas utgående från antalet timmar per dygn eller antalet enstaka tillfälle man exponeras.

4.2.2 Hudkontakt

Exponering genom hudkontakt uppkommer när förorenad jord fastnar på huden och föroreningar tas upp genom huden. Storleken på exponeringen beror av:

- den exponerade hudytan
- mängden jord som fastnar på hudytan
- upptaget av föroreningar genom huden
- antal dygn/tillfällen exponering sker

Modellen för exponering p.g.a. hudkontakt med jord och damm baseras på modellen CSOIL som används i Nederländerna (van den Berg, 1995) och en amerikansk modell (MDEP, 1994).

Med hänsyn till att klimatet endast under delar av året tillåter en väsentlig exponering av hud är antalet dagar som exponering genom hudkontakt antas ske lägre än för jordintag. För användning enligt Kategori 1 antas exponering ske 120 dagar per år för barn och vuxna. För användning enligt Kategori 2 antas exponering ske 90 dagar per år för vuxna och 60 dagar per år för barn. Detta motsvarar antagandena för KM respektive MKM i modellen för riktvärden för förorenad mark.

4.2.3 Inandning av damm

Människor kan andas in finkornigt material som sprids från det återvunna avfallet. Viktiga parametrar för exponering är:

- halten partiklar i luften som andas in
- andel av partiklarna som är inandningsbara (respirabel fraktion)
- halten i inandningsbara partiklar i förhållande till halt i jorden
- inandningshastighet
- exponeringstid

En redovisning av de data som använts ges i bilaga 1 till Beräkningsmodellen för förorenad mark. Två olika metoder används för beräkning av exponering på grund av inandning av damm från det förorenade materialet. Den första används för ämnen för vilka det finns en toxikologiskt baserad luftkoncentration (Reference Air Concentration, *RfC*) eller en cancerriskbaserad referenskoncentration, *RISKinh*. Den andra metoden används för ämnen som saknar dessa värden. I detta fall görs en uppskattning av den genomsnittliga dagliga mängd förorening som andas in. Denna jämförs sedan med *TDI*-värdet.

4.2.4 Inandning av ångor

PAH har en varierande grad av flyktighet. Om flyktiga PAH finns i avfall som används för anläggningsändamål kan det avgå till omgivningsluften och tränga in i byggnader.

Viktiga faktorer för exponeringen är diffusionshastigheten i materialet, utspädningen i inomhus- respektive utomhusluft samt exponeringstiden. Den beräknade koncentrationen jämförs med en referenskoncentration (*RfC* eller *RISKor*) som anger en lågrisknivå vid långvarig exponering.

4.2.5 Intag av växter

Exponering kan ske genom att växter från området som tagit upp föroreningar konsumeras. Det kan vara grönsaker, rotsaker, potatis, bär, frukt och svamp som odlas eller växer vilt. För användning enligt Kategori 1 antas motsvara de som gäller för de generella riktvärdena för känslig markanvändning, dvs. ett årligt intag av växter på ca 150 kg för vuxna och 90 kg för barn. Av detta antas 10 procent härröra från området där avfall återanvänts. För användning enligt Kategori 2 antas att barn och vuxna plockar och äter 5 kg växter, bär och svamp från området.

4.3 Modellparametrar

Modellparametrarna som användes vid modellberäkningarna redovisas i tabell 4.1 nedan. En närmare motivering till parametervärdena ges i Naturvårdsverket (2009).

Tabell 4.1 Modellparametrar för beräkning av kriterier i fastfashalt för skydd av hälsa och markmiljö.

Exponeringsväg	Kategori 1	Kategori 2
Intag av jord	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn
Hudkontakt	120 d/år vuxna 120 d/år barn	90 d/år vuxna 60 d/år barn
Inandning av damm	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn
Inandning av ångor	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus Utspäd. 1/10 000	200 d/år vuxna 60 d/år barn Utomhus Utspäd. 1/1 000 000
Intag av grönsaker	Barn 90 kg/år Vuxna 150 kg/år 10% antas vara odlat på avfall	Barn 5 kg/år Vuxna 5 kg/år
Miljörisker inom området	95% skydd av arter	75% skydd av arter

4.4 Effektkriterier

Bedömningen av hälsoeffekter vid exponering för föroreningar grundar sig på uppskattningar av vilken effekt en given dos har på människor, så kallade dos-responsförhållanden. Dos-responsförhållanden används för att fastställa ett tolerabelt dagligt

intag, dvs. ett högsta intag av förorening som bedöms ge en liten risk för skadliga effekter.

Ämnen med tröskleffekter – PAH-L

För många ämnen bedömer man att det krävs en viss dos för att hälsoeffekter kan uppkomma. Uppskattningar av tröskeldos eller tolerabel dos bygger på data från djurförsök eller epidemiologiska undersökningar. Vid exponering under tröskeldosen är toxiska effekter osannolika. Säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i tillgängliga data. Tröskeldosen anges som ett tolerabelt dagligt intag (TDI, mg/kg kroppsvikt och dag) vid oralt intag och för exponering genom inandning som en referenskoncentration i luften (RfC, mg/m³).

Människor exponeras för föroreningar även på annat sätt än via återvunnet avfall, t.ex. via livsmedel, dricksvatten och omgivningsluft. Eftersom den totala exponeringen inte ska överstiga det tolerabla dagliga intaget är det inte rimligt att ett område med återvunnet avfall täcker in hela TDI. För beräkning av riktvärden antas det därför schablonmässigt att endast 50 procent av TDI eller RfC får intecknas av exponering från området där avfall återvunnits.

Riskenivåer för ämnen utan tröskelnivå – PAH-M och PAH-H

För ämnen som skadar arvsmassan, genotoxiska cancerogena ämnen, kan en tröskeldos inte definieras eftersom även en mycket låg exponering teoretiskt ger en liten risk för uppkomst av cancer. Istället antar man att risken att drabbas av cancer är proportionell mot dosen. En lågriskenivå för det förorenade området har för dessa ämnen satts till en dos motsvarande maximalt ett extra cancerfall per 100 000 personer exponerade under en livstid. Denna nivå anger risken för det återvunna avfallet och någon justering görs i detta fall inte för att exponering kan ske från andra källor.

4.5 Hälsoriskbaserade kriterier för fastfashalt

I tabell 4.2 summeras de hälsoriskbaserade kriterierna för fastfashalt för de två kategorierna av användning.

Tabell 4.2 Förslag på kriterier för hälsoskydd (mg/kg TS).

Ämne	Kategori 1	Kategori 2
PAH-L	33	290
PAH-M	3,1	84
PAH-H	1,1	3,9

5 Kriterier för skydd av markmiljön

Höga krav på skydd av markmiljön skall ställas vid återvinning av avfall. Kraven för kategori 1 ”Allmän användning” skall motsvara ett skydd av 95% av de arter som lever i jorden. Kriteriet 95% skydd används som underlag i Nederländerna för de MPC/MPA-värden (maximalt tillåtlig koncentration/tillskott) som beräknas för skydd av markmiljön. För metaller används det maximalt tillåtna tillskottet till bakgrundshalten med motiveringen att markmiljön är anpassad till de bakgrundshalter som finns. För organiska föroreningar såsom PAH förväntas ingen anpassning av markmiljön till bakgrundshalterna och istället används den maximalt tillåtlig koncentrationen.

För att ta fram värden motsvarande ett skydd på 95% har en genomgång gjorts av sammanställningar av ekotoxikologiska tester från RIVM i Nederländerna tillsammans med material från andra källor, huvudsakligen från CCME i Kanada. Utifrån dessa data har förslag på halter som motsvarar skydd av 95% respektive 75% av arter tagits fram. Resonemanget bakom de olika värdena beskrivs närmare i bilaga B.

Kraven för kategori 2 ”Användning inom deponiområden ovan tätskikt” skall motsvara ett skydd av 75% av de arter som lever i jorden. Detta motsvarar kraven för Känslig Markanvändning när det gäller förorenad mark. Därför har samma värden som i modellen för förorenad mark använts.

I tabell 5.1 ges förslag på kriterier för skydd av markmiljön med skyddsnivån 95% av arter och processer.

Tabell 5.1 Förslag på kriterier för skydd av markmiljö med skydd av 95% respektive 75% av arter/processer (mg/kg TS).

Ämne	Kategori 1 Halt för skydd av 95% av arter	Kategori 2 Halt för skydd av 75% av arter
PAH-L	0,6	3
PAH-M	2	10
PAH-H	0,5	2,5

6 Resultat

Med hjälp av modellen för riktvärden för förorenad mark har kriterier för fastfashalt tagits fram. Dessa tar hänsyn till hälsoeffekter på grund av exponering från avfallet samt effekter i markmiljön. I tabell 6.1 redovisas de beräknade värdena. I Bilaga A redovisas i tabellform vilka exponeringsvägar som är styrande för kriterierna.

Tabell 6.1 Kriterier för fastfashalt avseende skydd av hälsa och markmiljö

	Kategori 1 Haltgräns (mg/kg TS)	Kategori 2 Haltgräns (mg/kg TS)
PAH-L	0,6	3
PAH-M	2	10
PAH-H	0,5	2,5

För både kategori 1 och kategori 2 är kraven på skydd av markmiljön styrande för kriterierna. För kategori 1 är kriterierna baserade på hälsa något högre än de baserade på kraven av skydd av markmiljön för PAH-M och PAH-H.

7 Referenser

Brorström-Lundén E och Löfgren C, 1998: Atmospheric Fluxes of Persistent Semivolatile Organic Pollutants to a Forest Ecological System at the Swedish West Coast and Accumulation in Spruce Needles, Environ. Pollution , 102; 139-149.

Gocht T, Ligouis B, Hinderer M, Grathwohl P, 2007: Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in rural soils based on mass balances at the catchment scale, Environ. Tox. and Chem., Vol 26, No 4, pp 591-600.

Göteborgs stad (2003): PAH-undersökning av ytjord inom Göteborg, R 2003:10, Göteborgs stad Miljö, Sweco.

Naturvårdsverket, 2009: Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Under framställning.

Palm A, Wängberg I och Brorström-Lundén E, 2001: Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. Utvärdering av mätresultat. IVL B 1433, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Palm Cousins A, Wängberg I, Ramström C, Hermansson C, Junedah E och Brorström-Lundén E, 2001: Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. Del 2: Efter saneringen. IVL B 1705, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Stockholms stad, 2001: Undersökningar av föroreningar i park- och naturmark i Stockholm. J&W Energi och Miljö.

Sweco (2002): Undersökning av ytjord inom Malmö stad, Sweco VBB VIAK, Malmö.

BILAGA A Styrande faktorer för kriterier fastfashalt

Kriterier för fastfashalt Kategori 1 (mg/kg TS)

Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)							Ojusterat hälsorisk-värde	Justeringar (mg/kg)		Integrerat Hälsorisk-värde	Miljöeffekter (mg/kg) Mark-miljön	Justerat integrerat riktvärde	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter	Exponering andra källor		Akut-toxicitet					
	PAH L	3800	11000	210000	85	ej aktuell	330		66	33				
PAH M	330	530	290	3.5	ej aktuell	34	3.1	3.1	data saknas	3.1	2	2	2	
PAH H	6.6	11	29	750	ej aktuell	1.7	1.1	1.1	data saknas	1.1	0,5	0,5	0,5	

Kriterier för fastfashalt Kategori 2 (mg/kg TS)

Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)							Ojusterat hälsorisk-värde	Justeringar (mg/kg)		Integrerat Hälsorisk-värde	Miljöeffekter (mg/kg) Mark-miljön	Justerat integrerat riktvärde	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter	Exponering andra källor		Akut-toxicitet					
	PAH L	34000	53000	880000	90000	ej aktuell	590		570	290				
PAH M	2300	1700	1200	2900	ej aktuell	100	84	84	data saknas	84	10	10	10	
PAH H	46	34	120	7100	ej aktuell	5.1	3.9	3.9	data saknas	3.9	2.5	2.5	2.5	

BILAGA B Kriterier för skydd av markmiljö för PAH

Inledning

Ett antal organisationer i olika länder har tagit fram riktvärden för PAH-föreningar i mark, t.ex. Nederländerna, USA, Danmark. Framtagning av riktvärden för miljöeffekter i mark för PAH-föreningar är svårt på grund av att de olika föreningarna har olika egenskaper med avseende på beteende i miljön och toxicitet.

Generellt är lättare PAH-föreningar mer vattenlösliga och mer flyktiga. Löslighet och flyktighet minskar med ökande molekylvikt medan fettlösligheten ökar. De toxiska effekterna av PAH-föreningarna varierar också med molekylvikt. Dessutom varierar de toxiska effekter mellan olika typer av organismer i miljön.

PAH-föreningar är en stor grupp föreningar. Olika organisationer rekommenderar analys av olika urval av föreningar för att representerar hela gruppen och delar in de analyserade PAH-föreningar i olika delgrupper.

I Sverige, har riktvärden tagits fram för tre grupper: PAH-L, PAH-M och PAH-H med låg, medel respektive hög molekylvikt. De tre grupperna skiljer sig vad gäller fysikalisk-kemiska egenskaper, men även toxikologiskt och ekotoxikologiskt.

Vid framtagning av generiska ekotoxbaserade riktvärden för mark delade Jensen och Svedrup (2003) PAH-föreningar i två grupper; PAH log Kow < 6.0 och log Kow >6.0, vilket motsvarar föreningar med 4 ringar eller mindre och PAH med > 4 ringar.

Även USEPA delar in PAH-föreningar i två grupper. Indelning är baserat på molekylvikt och motsvarar ungefär en indelning i föreningar med (1-3 ringar) och med fyra eller mera ringar.

I Nederländerna analyseras tio PAH-föreningar och generella riktvärden har tagits fram för enskilda föreningar.

CCME (2008) har nyligen uppdaterade deras riktvärden för jord. Riktvärden för skydd av markmiljön anges för enskilda PAH-föreningar om tillräckligt med data finns. Riktvärden finns för endast tre föreningar, benso(a)pyren, fluoranten och antracen.

En sammanfattning av vilka PAH som betraktas av de olika organisationerna visas i tabell A-1 .

Tabell A-1 PAH som beaktas vid framtagning av riktvärden för ekotoxikologiska effekter i mark

	Sverige	Jensen och Svedrup (2003)	USEPA (2007)	CCME (2008)	RIVM (2001)	
naftalen	PAH-L	4 ringar eller mindre*	Låg molekylvikt		X	
acenaftilen						
acenften						
fluoren	PAH-M					
antracen				X	X	
fenantren					X	
fluoranten				X	X	
pyren	PAH-H	> 4 ringar	Hög molekylvikt			
bens(a)antracen					X	
krysen					X	
bens(b)fluoranten						
bens(k)fluoranten				X		
bens(a)pyren		X		X		
benso(ghi)perylene				X		
indeno(123cd)pyren						
dibens(ah)antracen			X			

Framtagning av riktvärden, andra organisationer

Toxiska effekter

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

En viktig toxisk effekt för PAH-föreningar med log Kow-värden >5.5-6.0 är "nonpolar narcosis" (Svedrup et al, 2002) där PAH-föreningar påverkar funktionen av cellmembraner. 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. Detta samband är starkare för PAH-föreningar med låg molekylvikt och mindre bra för PAH-föreningar med hög molekylvikt. Flera specifika toxiska effekter av PAH-föreningar på marklevande evertetrater kan förekomma. Reproduktiva effekter på evertetrater observeras på PAH-halter långt under halter där akut- eller subkroniska exponering orsakar dödlighet i marklevande populationer.

En annan viktig exponeringsväg är intag av PAH-föreningar med föda, antingen direkt intag av jord (t.ex. intag av jord av dagmask, intag av jord partiklar som fäster till växter) eller intag av PAH- som ackumulerats i födoarter. Denna exponeringsväg kan vara viktig för predatororganismer och är viktig för vertebrater. I vertebrater liknar toxiska effekterna av PAH-föreningar de effekter som observerats i människor. Effekter på vertebrater inkluderar (men är inte begränsad till) påverkan på tillväxt och dödlighet, reproduktiva effekter, hormonella effekter, cancer, påverkan på njurar och levern,

neurologiska effekter, beteendeförändringar, påverkan på värmeregleringen (CCME 2008). Generellt är PAH-föreningar med högre molekylvikt mer toxiska än lättare PAH-föreningar med avseende på denna typ av effekt.

Riktvärdenas syfte

Riktvärdena som har tagits fram av olika organisationer är baserad i stort sätt på samma dataunderlag. Däremot är riktvärden framtagna för olika ändamål. Riktvärden som är framtagen för att skydda funktion och strukturen av ekosystem till samma skyddsnivå som kriterier för återanvändning av avfall är:

- Holländska MPC-värden (maximum permissible concentration), som är baserade på skydd av 95% av arterna, eller ekvivalent skyddsnivå med användning av säkerhetsfaktorer.
- Riktvärden som föreslås av Jensen och Svedrup (2003) som är även baserad på skydd av 95% av arterna, eller ekvivalent skyddsnivå med användning av säkerhetsfaktorer.
- INERIS PNEC-värden, som är baserade på skydd av 95% av arter.

USEPA:s Eco-SSL-värden är det geometriska medelvärdet av de kvalitetsgranskade och accepterade toxicitetsdata och har därmed inte lika högt skyddsnivå som skydd av 95% av arterna. Eco-SSL-värden tas fram för fyra olika grupper organismer; växter, marklevande evertebrater, fåglar och däggdjur. Värdena för fåglar och däggdjur är beräknade utifrån toxikologiska referensvärden (TRV) för dessa gruppen, som uttrycks som en dos (mg PAH/kg kroppsvikt och dag). Halten PAH-föreningar i mark som ger en exponering motsvarande TRV-värdet beräknas med en modell som representerar upptag och ackumulation av PAH-föreningar i födoorganismer och överföring i näringskedjan.

CCMEs riktvärden för jordbruks och bostadsmark (agricultural och residential) är baserad på skydd av 75% av arterna, eller motsvarande skyddsnivå med användning av säkerhetsfaktorer. Vid framtagning av CCME:s riktvärden har även riktvärden för skydda av organismer vid intag av PAH i föda tagits fram. På grund av databrist har inga riktvärden för skydd av markprocesser (dvs. baserat på data för mikroorganismer) kunnat tas fram. För två PAH-föreningar (pyren och fenantren) är det möjligt att ta fram 5-percentilen av fördelningen av sammanställt toxicitetsdata.

Dataunderlaget för riktvärdesframtagning 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 användning av artfördelningsmetoden, och stora säkerhetsfaktor har använts. När akvatiska data används, toxicitetsvärden måste omräknas till motsvarande jordhalten med fördelningskoefficienter. Detta resulterar i stora osäkerheter med de framtagna riktvärdena.

Vid framtagning av riktvärden för skydd av djur vid intag av PAH-föreningar i föda finns stora osäkerheter kring toxikologiska referensvärdena.

Generellt har fyra olika metoder använts vid framtagning av riktvärden.

1. Artkänslighetsfördelningsmetod, där 95-percentilen beräknas utifrån fördelningen av lämpliga data från toxicitetstester. Lämpliga data kommer från försök med kronisk exponering och är NOEC eller LOEC (koncentrationen där

inga toxiska effekter observerades eller lägsta effekt koncentrationen). Denna metod kräver minst 4 data i dataunderlaget

2. Säkerhetsfaktormetoden, där lägsta toxikologiska data delas med en säkerhetsfaktor för att ta hänsyn till brister i dataunderlaget.
3. Säkerhetsfaktormetoden med akvatiska data som är omräknad med en fördelningskoefficient till motsvarande totalföroreningshalt i jord.
4. Säkerhetsfaktormetoden med akvatiska data från QSAR modeller.

Kravet på dataunderlaget och därför säkerheten i riktvärdet är störst för metod 1 och minskar från metod 1-4.

Dessutom har riktvärden tagits fram för skydd av djur som konsumerar PAH-förorenad föda.

Val av riktvärde motsvarande skydd av 95% arter

Med hänsyn till dataunderlaget som har sammanställts av RIVM (2001), USEPA (2007), CCME (1999 och 2008) and andra organisationer (ECB, 2003 för naftalen och Ineris, 2005 för flera PAH-föreningar) har värden som bedömts motsvarar skydd av 95% arter tagits fram, Se tabell A-2.

Tabell A-2 Valt riktvärde för skydd av 95% av arterna (mg/kg TS)

	Nivå för skydd av 95% av arterna
PAH-L	0,6
PAH-M	2
PAH-H	0,5

PAH-L

Detta värde har baserats på data sammanställt av CCME (1999) för naftalen. CCMEs riktvärde för bostadsmark är 0,6 mg/kg och är den lägsta av tre EC25 data (för 2 växter och 1 daggmask) och en säkerhetsfaktor 5. Säkerhetsfaktorn bedöms vara tillräcklig för att motsvarar en lågriskkoncentration. Ingen andra organisation har baserat ett riktvärde på data för marklevande organismer och har istället använt jämviktsfördelningsfaktorer med akvatiska eller QSAR data, i vissa fall med säkerhetsfaktorer. Dessa riktvärden varierar mellan 0,05 och 3,5. CCME har även beräknat ett riktvärde för skydd av djur vid intag av naftalen i föda. Värdet är mycket högre än riktvärdet för skydd av marklevande organismer (8,8 mg/kg).

PAH-M

Detta värde är baserat främst på datasammanställningar gjort av CCME och USEPA samt resultat av toxikologiska tester i Jensen och Svedrup (2003). CCME har sammanställt data för fluoranten och antracen. Med artkänslighetsfördelningsmetoden är halten fluoranten som motsvarar skydd av 95% arter under 10 mg/kg. För antracen beräknade CCME ett riktvärde för bostadsmark, 2,5 mg/kg med lägsta NOEC-värde och en säkerhetsfaktor 3. Jensen och Svedrups riktvärden för PAH-föreningar i denna grupp

varierar mellan 0,15 och 2,2 mg/kg när artkänslighetsfördelningsmetoden används och mellan 1 och 2,5 mg/kg när säkerhetsfaktormetoden används. USEPA:s datasammanställning (som inkluderar Jensen och Svedrups data) indikerar att en 95%-skyddsnivå ligger i denna storleksordning.

PAH-H

Värdet är baserat främst på data sammanställt av RIVM och CCME. USEPA:s sammanställning inkluderar inga PAH-föreningar i denna grupp.

CCME har tagit fram ett riktvärde endast för benso(a)pyren. Skydd av 95% av arterna från deras sammanställning ligger under 2 mg/kg.

RIVM:s riktvärden för benso(a)antracen, benso(a)pyren och benso(k)fluoranten är framtagna med säkerhetsfaktormetoden och data för marklevande arter. Riktvärdena varierar mellan 0,025 och 0,32. Riktvärdena för andra PAH-H är baserade på akvatiska data eller QSAR-data (och en extra säkerhetsfaktor), omräknade med jämviktsfördelningskoefficienter. Dessa riktvärden varierar mellan 0,031 och 8,1.

CCME har även beräknat riktvärden för skydd av djur vid intag av PAH via näringskedjan. Lägsta riktvärde för PAH-H är 0,6 mg/kg för benso(a)pyren.

Referenser

CCME (1999): Canadian soil quality guidelines, Naphthalene (Environmental effects). Scientific supporting document (Based on the 1997 assessment), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.

CCME (2008): Polycyclic aromatic hydrocarbons. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health, Factsheet 2008. Canadian council of Ministers of the Environment.

ECB (2005): European Union Risk assessment report, Naphthalene. EUR 20763 EN European chemicals bureau, European Commission Joint Research Centre.

INERIS (2005): Toxicological and environmental data sheets. www.ineris.fr

Jensen och Svedrup (2003): Polycyclic aromatic hydrocarbon ecotoxicity data for developing soil quality criteria. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 179, 73-97.

RIVM (2001): 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.

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.

USEPA (2007): Ecological soil screening levels for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Interim final. OSWER, USEPA, Washington.