SGI och Karlstads kommun

Wermlandskajen

WP3 – Utvärdering av en plats-specifik kemisk metodik för att bedöma effekter på markmiljön

Statens geotekniska institut
Olaus Magnus väg 35
581 93 Linköping
Tel. 013-20 18 00
www.swedgeo.se

2015-08-21

Datum:	2015-08-21
Uppdragsledare:	Dan Berggren Kleja
Handläggare:	**-**
Diarienr:	
Uppdragsnr:	**15183 (intern) och 15184 (extern)**

FÖRORD

Vi redovisar i denna rapport resultat från projektet ”Wermlandskajen WP3” som samfinansierats av Karlstads kommun och Statens geotekniska institut (SGI). Inom projektet undersöktes jordar från 6 provpunkter på Wermlandskajen. Inom ett tidigare större europeiskt projekt ”IBRACS” (*Integrating Bioavailability in Risk Assessment of Contaminated Soils: opportunities and feasibilities*), ingick jordar från 5 andra provpunkter på Wermlandskajen. Eftersom metodiken och frågeställning var densamma inom båda dessa projekt, redovisas i denna rapport resultat från båda projekten. Den svenska verksamheten inom IBRACS finansierades av Formas och SGI. Inom båda projekten utfördes försöken med småringmaskar av Ann-Sofie Allard, IVL och de kemiska analyserna av polycykliska aromatiska föreningar av Staffan Lundstedt, Umeå universitet. Sofia Rolén Ekström har varit kontaktperson på Karlstads kommun. Hon har varit behjälplig vid provplanering och provtagning, samt bidragit med värdefulla synpunkter på denna rapport.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 SAMMANFATTNING 5

2 INLEDNING 6

3 BAKGRUND 8

4 SYFTEN 8

5 BESKRIVNING AV GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR OCH ANALYSER 8

5.1 Provtagningar 8
5.2 Analyser av PAH 9
5.3 POM-metoden 9
5.4 Analyser av organiskt kol och svartkol 10
5.5 Markbiologisk test med småringmaskar *(Enchytraeidae)* 10

6 RESULTAT OCH DISKUSSION 10

6.1 Markkemi 10
6.2 Masktest 13
6.3 Platsspecifik riskbedömning av skydd av markmiljön 15

7 SLUTSATSER 19

8 REFERENSER 20

Bilagor

1. Strukturer oxy-PAH:er och kväveinnehållande polycykliska aromatiska föreningar
2. Koncentrationer av individuella polycykliska aromatiska föreningar i jordprover (µg/g)
3. Koncentrationer av individuella polycykliska aromatiska föreningar i POM-membran (µg/g)
4. Koncentrationer av individuella polycykliska aromatiska föreningar i maskfett (µg/g)

1 SAMMANFATTNING

För vissa föroreningar är skyddet av markmiljön i många fall styrande i bedömningen av om ett område behöver saneras eller ej. Detta är vanligt förekommande för gruppen polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er), där markmiljön är styrande för det generella riktvärdet för känslig markanvändning (KM) för lågmolekylära PAH:er, samt för mindre känslig markanvändning (MKM) för såväl låg- och högmolekylära PAH:er.

Vi har i detta projekt undersökt möjligheten att använda en kemisk metodik för platsspecifik riskbedömning av PAH:er som bygger på principen att markorganismernas upptag av PAH:er sker från porvattnet, d v s porvattenkoncentrationen av PAH:er utgör ett bra mått på den potentiella risken som PAH:erna utgör för markorganismerna. Metoden är enkel och innebär att ett tunt membran av polyoxymetylen (POM) jämviktas med en jordsuspension (POM-metoden). Genom att man vet hur ’fria’ PAH:er i vattenlösningen fördelar sig mellan membranet och vattenfasen (bestämd i kända system) kan man genom att analysera membrankoncentrationen räkna ut den ‘fria’ koncentrationen av PAH :er i vattenfasen, vilket i sin tur antas motsvara den i porvattnet. Vid bedömning av kritiska koncentrationer i porvattnet kan riktvärden som Nederländska institutet RIVM har tagit fram användas, dels ett bakgrundsvärde där det inte kan förväntas någon negativ effekt på ekosystemet (MPC), dels ett värde där allvarlig risk för markmiljön föreligger (SRC). Inom projektet validerades POM-metoden genom att jämföra porvattenkoncentrationer av PAH:er med upptaget i småringmask (*Enchytraeidae*).

Inom föreliggande projekt ”Wermlandskajen WP3” undersöktes jordar från 6 provpunkter på Wermlandskajen. Inom ett tidigare större europeiskt projekt ”IBRACS”, ingick jordar från 5 andra provpunkter på Wermlandskajen. Eftersom metodiken och frågeställning var den samma inom båda dessa projekt, redovisas i denna rapport resultat från båda projekten.

Analyser av porvattenkoncentrationer av PAH:er i jordar från Wermlandskajen visade att jordarna binder PAH:er mellan en och två tiopotenser starkare än vad som antas vid beräkning av de svenska generella riktvärdena. Detta beror sannolikt på att jordarna innehåller svartkol, vilket binder PAH:er starkare än naturligt organiskt material (humus). Den starka bindningen av PAH:er, indikerar att risken för markmiljön är betydligt lägre än den risk som man erhåller då totalhalterna jämförs med de generella riktvärdena. Detta överensstämmer med resultatet då porvattenhalterna av PAH:er jämfördes med de nederländska riktvärdena (MPC och SRC), enligt en metodik som bygger på summering av ”toxiska enheter”. Denna ansats visade att risken för negativa effekter på markmiljön sannolikt är försumbar för 5 av 11 provpunkter på Wermlandskajen. Detta skall jämföras med utfallet av en utvärdering baserad på totalhalter och och Naturvårdsverkets generella riktvärden, då PAH-halterna på 10 av 11 provpunkter överskred antingen KM-värdena (2 fall) eller MKM-värdena (8 fall) för någon PAH-grupp (PAH-L, PAH-M eller PAH-H).

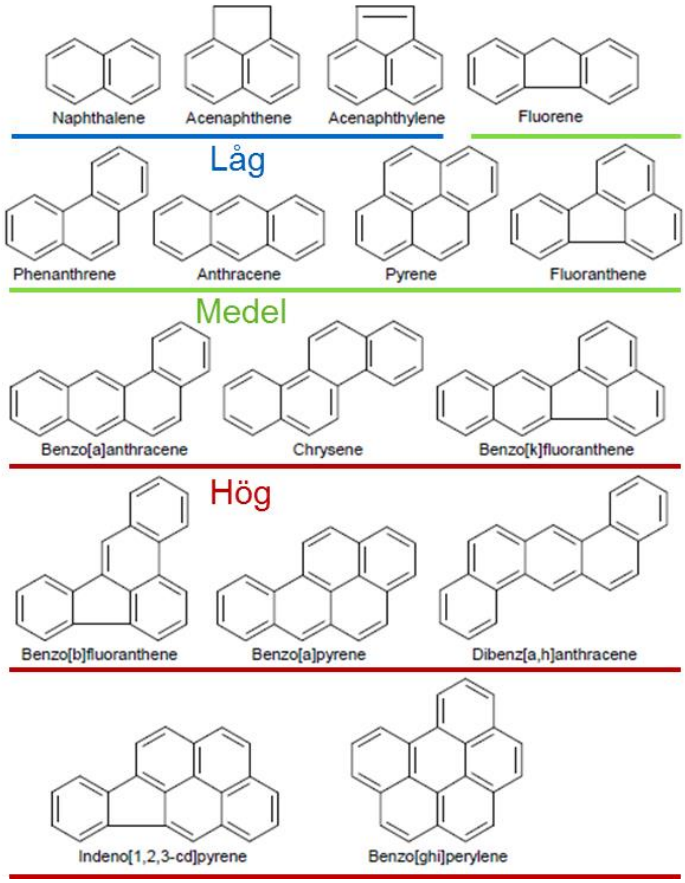
Sammanfattningsvis så visar resultaten framtagna inom ”Wermlandskajen WP3” och ”IBRACS” att POM-metoden är robust, enkel och tycks ge tillförlitliga resultat, d v s porvattenkoncentrationerna av PAH:er är starkt korrelerade till upptaget i småringmask. Möjligheten att jämföra porvattenhalter av PAH:er med nederländska riktvärden för vatten gör det möjligt att redan idag använda metodiken vid platsspecifik bedömning av markmiljön i PAH-förorenad mark.

2 INLEDNING

Naturvårdsverket har formulerat ett antal utgångspunkter som man anser bör vara vägledande i arbetet med efterbehandling av förorenade områden. Dessa utgångspunkter utgör bas i de avvägningar som olika tillsynsmyndigheter gör i samband med riskbedömning och riskvärdering av förorenade områden. En av utgångspunkterna rör skyddet av markekosystemet: ” Markmiljön bör skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen.” Riskerna för markmiljön är i många fall styrande i bedömningen av om ett område behöver saneras eller ej. Trots detta saknas idag bra vägledningsmaterial när det gäller vilken ansats och vilken metodik som bör användas i olika typer av platsspecifika riskbedömningar. Det är till exempel sällan som ekotoxikologiska undersökningar utförs i platsspecifika riskbedömningar. Även om sådana är önskvärda att utföra är de dock inte sällan svåra att tolka. Som ett resultat av ett bristande vägledningsmaterial och generellt accepterad metod är det vanligt att Naturvårdsverkets *generella riktvärden* för skydd av markmiljön även används i platsspecifika riskbedömningar (huvudstudier).

Vid framtagandet av Naturvårdsverkets *generella riktvärden* för skydd av markmiljön har utgångspunkten varit att det finns ett samband mellan *totalhalten* av föroreningen i fråga i marken och dess toxiska effekt. Vidare antar man att det går att relatera antalet påverkade marklevande arter till totalhalten genom en så kallad artkänslighetsfördelning. Genom denna definieras två *kritiska totalhalter*; en för känslig markanvändning (KM) då 25% av arterna riskerar att påverkas, och en för mindre känslig markanvändning (MKM) då 50% av arterna riskerar att påverkas.

Det är allmänt vedertaget att totalhalten av en förorening indikerar en *potentiell risk*. Av denna anledning är det rimligt att basera *generella riktvärden* på totalhalter. Det har dock varit känt länge att biotillgängligheten av en förorening varierar starkt mellan olika jordar beroende på t ex källan till föroreningen, tiden som gått sedan föroreningen kom ut i marken, samt markens fysikaliska och kemiska egenskaper. Det betyder att det vid *platsspecifika* riskbedömningar är önskvärt att använda en metodik (biologisk eller kemisk) som tar hänsyn till denna variation i biotillgänglighet. Kemiska mätmetoder har fördelen gentemot biologiska att de i regel är snabbare och enklare att utföra. Principen för en sådan kemisk metodik bygger på att man kan mäta den faktiskt *biotillgängliga fraktionen* i marken. En sådan metodik kan i sig avsevärt förbättra riskbedömningen i och med att man kan göra en ”mer korrekt” skattning av risken, men kemiska biotillgänglighetsmetoder kan också med fördel användas som ett komplement till biologiska/toxikologiska tester.



Figur 1. En sammanställning av den grupp av PAH:er som tas hänsyn till i den svenska riktvärdesmodellen och som går under benämningen PAH-16. De delas in efter molekylvikt i låg (PAH-L), medel (PAH-M) och hög (PAH-H) vikt.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) är en grupp opolära, aromatiska föreningar som består av ett stort antal ämnen. Både i Sverige och internationellt brukar man av praktiska skäl begränsa sig till 16 föreningar vid analys och riskbedömning av PAH:er (Figur 1). I det svenska systemet delas dessa sedan in i olika grupper efter molekylvikt; låg (PAH-L), medel (PAH-M) och hög (PAH-H) vikt. De generella riktvärdena för dessa finns angivna i Tabell 1. För tre av sex riktvärden är markmiljön styrande för det generella riktvärdet. För de andra ligger markmiljövärdet inom en faktor tre från det generella riktvärdet.

Tabell 1. Naturvårdverkets generella rikt värden för de olika PAH-grupperna. Värdena inom parantes anger skyddet för markmiljön då hälsan är styrande.

PAH-grupp	Känslig markanvändning (KM)		Mindre känslig markanvändning (MKM)	
	Riktvärde (mg/kg)	Skyddsobjekt	Riktvärde (mg/kg)	Skyddsobjekt
L	3	Markmiljö	15	Markmiljö
M	3 (10)	Hälsa	19 (40)	Hälsa
H	1,1 (2,5)	Hälsa	10	Markmiljö

3 BAKGRUND

SGI har under de senaste åren varit inblandade i ett flertal forskningsprojekt där skyddet av markmiljön stått i centrum. Inom SNOWMAN-projekt, IBRACS (*Integrating Bio-availability in Risk Assessment of Contaminated Soils: opportunities and feasibilities*), har SGI undersökt möjligheten att använda en kemisk laboratoriemetod för att bestämma koncentrationen av biotillgängliga PAH:er. Metoden är enkel och innebär att ett tunt membran av polyoxymetylen (POM) jämviktas med en jordsuspension. Genom att man vet hur 'fria' PAH:er i vattenlösningen fördelar sig mellan membranet och vattenfasen (bestämd i kända system) kan man genom att analysera membrankoncentrationen räkna ut den 'fria' koncentrationen av PAH :er i vattenfasen, vilket i sin tur antas motsvara den i porvattnet. En grundläggande hypotes i denna ansats är att den "fria" koncentrationen av PAH:er i porvattnet är direkt relaterad till upptaget i växter och marklevade djur. Inom IBRACS testade vi denna hypotes genom att jämföra erhållna porvattenkoncentrationer med upptaget i småringmaskar (*Enchytraeidae*). Sammanlagt ingick 22 stycken jordprover med mycket varierande kemisk sammansättning och föroreningsgrad, varav fem stycken från Wermlandskajen. Resultaten visade att det fanns ett starkt samband mellan PAH halterna i porvattnet och halterna i maskarnas fettvävnad. För detaljerad information, se Arp m.fl. (2014), samt IBRACS slutrapport (Kleja m.fl., 2015).

Jordarna från Wermlandskajen som ingick i IBRACS togs alla från ett gräsbevuxet område med mullartad jordmån. Halterna av PAH-16 i dessa prover låg i storleksordningen 20-100 mg/kg TS och den allmänna "markkvaliteten" var relativt god (textur, organiskt material, växtnäring). Inom föreliggande projekt, "Wermlandskajen WP3", har vi studerat jordar med högre halter av PAH:er och med en generellt sett sämre "markkvalitet". Provtagning har i huvudsak skett under hårdgjorda ytor. På så sätt har vi erhållit ett större spann i såväl PAH-halter som markegenskaper och därmed fått ett bättre test på POM-metoden. I denna rapport redovisas därför resultaten av provtagningarna gjorda inom såväl IBRACS som "Wermlandskajen WP3".

4 SYFTEN

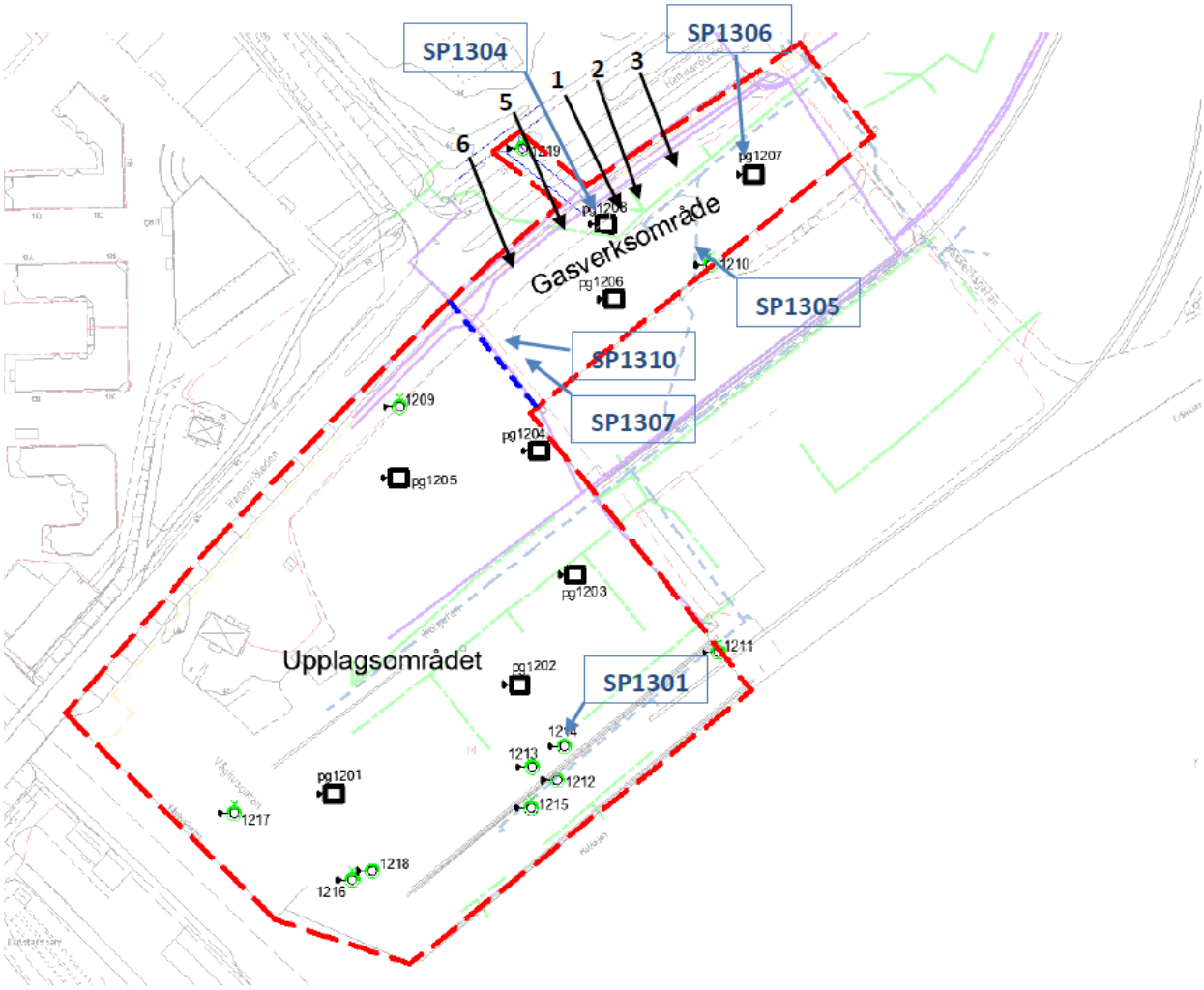
Ett syfte med projektet är att testa en kemisk laboratoriemetod, POM-metoden, som ett mått på biotillgängligen av PAH:er. Metodens lämplighet testas genom att resultaten jämförs med upptag och toxisk respons hos småringmaskar (*Enchytraeidae*).

Ett annat syfte är att göra en fördjupad riksbedömning med avseende på skydd av markmiljön med utgångspunkt i genomförda kemiska och biologiska undersökningar.

5 BESKRIVNING AV GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR OCH ANALYSER

5.1 Provtagningar

De provpunkter som ingick i såväl IBRACS som "Wermlandskajen WP3" framgår av Figur 2. I båda fallen grävdes provgropar med grävare och proverna togs ut från provgropsväggarna. Provdjupen framgår av Tabell 2.



Figur 2. Provpunkterna markerade med 1, 2, 3, 5 och 6 ingick i IBRACS. Övriga provpunkter ingick ”Wermlandskajen WP3”.

5.2 Analyser av PAH

Jordprover, POM-membran, samt maskfett analyserades med anseende på PAH-16, oxy-PAH:er (11 stycken) och N-PAC (4 stycken). De kemiska formlerna för PAH-16 visas i Figur 1 och för oxy-PAH:er (polära, syreinnehållande polyaromatiska kolväten) och N-PAC (kväveinnehållande polyaromatiska kolväten) i Bilaga 1. Analyserna utfördes av Staffan Lundstedt vid Umeå Universitet och metodiken finns beskriven i detalj i Arp m fl (2014) och i IBRACS slutrapport (http://projects.swedgeo.se/ibracs/).

5.3 POM-metoden

Ett 2 x 4 cm polyoxymetylen (POM)-membran jämviktades med en jordsuspension under 28 dygn i rumstemperatur (ca 20 °C). Jordsuspensionen bestod av en blandning av ca 10 g jord (frisk) och 35 mL 0,001 M $CaCl_2$ + 0,015 M NaN_3 lösning. Tillsatsen av natriumazid (NaN_3) gjordes för att förhindra biologisk nedbrytning av de organiska föroreningarna under jämviktningen. Efter jämviktning sköljdes membranet av med vatten. Membranen lakades därefter i en n-hexan/aceton (1:1) blandning vilken sedan analyse-

rades med avseende på PAH-16, oxy-PAH:er och N-PAC. Halten av de olika föreningarna i porvattnet räknades sedan ut med hjälp av fördelningskoefficienter (K_{POM}) framtagna av Josefsson m fl (2015) enligt följande formel:

$$c_{porvatten} = \frac{c_{POM}}{K_{POM}}.$$

Där $c_{porvatten}$ är porvattenkoncentrationen (ng/L), c_{POM} är concentrationen i POM-membranet (ng/g) och K_{POM} är fördelningskoefficienten (L/g).

Metodiken finns beskriven i detalj, som en steg-för-steg-procedur, i IBRACS slutrapport (http://projects.swedgeo.se/ibracs/).

5.4 Analyser av organiskt kol och svartkol

Organiskt kol och svartkol (kol av pyrogent ursprung, sot, aska etc) analyserades av Norges Geotekniska Institut (NGI) enligt metodik framtagen av Gustafsson m fl (1997). Svartkol analyserades därför att tidigare studier har visat att organiska föroreningar binder betydligt hårdare till svartkol än till naturligt organiskt material (humus) (Gustafsson, m fl, 1997; Arp m fl, 2014).

5.5 Markbiologisk test med småringmaskar *(Enchytraeidae)*

Överlevnad och reproduktion av småringmaskar (*Enchytraeidae*) i de olika jordproverna undersöktes enligt standardmetodik (ISO-16387). Försöken genomfördes av Ann-Sofie Allard på IVL. Samtliga jordar kördes i fem replikat. Tio maskar tillsattes per replikat varefter de inkuberades i rumstemperatur under 21 dagar. Efter 21 dagar plockades överlevande maskar bort och räknades (”föräldramaskarna”), vilket gav ett mått på dödligheten (akuttoxiciteten). Efter ytterligare en vecka avslutades försöket och man räknar då alla maskar som kläckts under försökstiden, vilket gav ett mått på reproduktionen. För att bestämma upptaget av PAH-16, oxy-PAH:er och N-PAC i ”föräldramaskarna” analyserades dessa med avseende på PAH-16, oxy-PAH:er och N-PAC. Även fetthalten bestämdes på ett urval av maskarna. Metodiken finns beskriven i Arp m fl (2014).

6 RESULTAT OCH DISKUSSION

6.1 Markkemi

Halten organiskt kol varierade kraftigt mellan de olika jordarna,i ”Wermlandskajen WP3”, från 0,26 till 21%, vilket är ett något mindre spann än IBRACS-jordarna (2-49%) (Tabell 2). Andelen svartkol är dock ungefär den samma i de båda provtagningarna, ca 20-60%. Samtliga jordar har således ett starkt inslag av svartkol, d v s kol av pyrogent ursprung (sot, aska etc.).

Tabell 2. Koncentrationer av organiskt kol i jordprover tagna inom IBRACS och WP3.

Prov	Djup	Totalt organiskt kol (%)	Svartkol (%)	Andel svartkol (%)
IBRACS 1	20-50	5.4	2.7	50
IBRACS 2	20-50	2	0.5	25
IBRACS 3	20-30	7.5	4.9	65
IBRACS 5	40-60	11.8	6.6	56
IBRACS 6	40-69	49.1	12.6	26
SP1306	50-75	0.26	0.05	19
SP1307	55-85	1.16	0.34	29
SP1310	55-70	21.06	7.31	35
SP 1305	45-80	1.4	0.24	17
SP 1301	80-110	19.02	5.13	27
SP 1304	45-75	5.1	2.68	53

Totalhalten PAH-16 i jordproverna varierade kraftigt mellan de olika provpunkterna, från 1 till 1900 mg/kg (Tabell 3). De mellan- och högmolekylära formerna av PAH (PAH-M och PAH-H) dominerade i samtliga jordprover. I samtliga jordar, utom en (SP1307), överskreds KM-värdet för skydd av markmiljö för en eller flera av de olika PAH-grupperna.

Tabell 3 Totalhalter PAH-16 i jordar (mg/kg) från IBRACS (prov 1-6), samt ”Wermlandskajen WP3”. Halter markerade med ljus rosa färg överskrider KM-värdet för skydd av markmiljö, medan halter markerade med mörk rosa färg överskrider MKM-värdet för skydd av markmiljö. Dessutom visas summan av s k toxiska enheter (”toxic units”, TU) för PAH-16 i porvattnet dessa prover. Värden >1 indikerar risk. För förklaring av TU-begreppet, se kapitel 6.3.

Prov	Djup (cm)	PAH-L	PAH-M	PAH-H	PAH-16	TU - RIVM MPC	TU - RIVM SRC
IBRACS 1	20-50	2,4	20,2	33,7	56,3	3,8	0,1
IBRACS 2	20-50	1,9	21,7	32,6	56,3	6,9	0,1
IBRACS 3	20-30	1,4	8,6	13,0	23,1	0,7	0,0
IBRACS 5	40-60	1,6	8,8	11,1	21,5	0,7	0,0
IBRACS 6	40-69	10,6	57,7	62,0	130	4,5	0,1
SP1306	50-75	0,3	5,9	6,9	13	2,4	0,0
SP1307	55-85	0,2	0,5	0,7	1,4	0,1	0,0
SP1310	55-70	0,9	4,0	7,4	12,3	0,1	0,0
SP1305	45-80	2,6	79,5	83,4	165	1,0	0,0
SP1301	80-110	216	1157	554	1927	131,4	2,2
SP1304	45-75	3,8	56,6	66,9	127	6,9	0,1

PAH-L : 3/15 (KM/MKM – skydd av markmiljö)
PAH-M: 10/40 (KM/MKM – skydd av markmiljö
PAH-H: 1,1/10 (KM/MKM – skydd av markmiljö)

Halter av enskilda PAH-16, oxy-PAH:er och N-PAC i de olika jordproverna finns redovisade i Bilaga 2. Halter av PAH-16 i porvattnet, redovisas i Tabell 4. Rent generellt finns det ett samband mellan halten i porvattnet och halten i den fasta fasen (jorden);

provet SP1301 har t ex klart högsta halter i såväl fast fas som porvattenfas. Vad som är av yttersta vikt i en riskbedömning är dock hur detta samband ser ut. Det gäller såväl för bedömning av risk för ångavgång, utlakning till grund- och ytvatten, samt skydd av markmiljön. Man har tidigare visat att det s k K_d-värdet är starkt kopplat till halten organiskt material i jorden. Detta har resulterat i att man definierat ett K_d-värde baserat på fördelningen mellan vattenfasen och det organiska materialet i jorden (K_{oc}) enligt:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

där $K_{oc} = \frac{C_{oc}}{C_{porvatten}}$

och där C_{oc} är totalkoncentrationen av PAH i jorden per kg organiskt material (mg/kg), $C_{porvatten}$ är porvattenkoncentrationen av PAH (mg/L) och f_{oc} är koncentrationen av organiskt kol i jorden (kg/kg). I den svenska riktvärdesmodellen (och även flertalet andra länders modeller) är K_{oc}-värdet likvärdigt (ungefär lika) med den s k oktanol-vatten-fördelningskoefficienten (se Naturvårdsverket 2009 och RIVM 2001). Avvikelser från detta samband får alltså stor betydelse i den platsspecifika riskbedömningen.

Tabell 4. Koncentrationer (ng/L) av PAH-16 i porvatten från Wermlandskajen. Koncentrationer bestämda med "POM-metoden". Luckor i tabellen indikerar värden under rapporteringsgränsen.

Förening	IBRACS					Wermlandskajen WP3					
	1	2	3	5	6	SP1301	SP1304	SP1305	SP1306	SP1307	SP1310
naphthalene						24421	149	64	99	64	54
acenaphthylene	69	145	16	13	64	13998	127	28	35	18	19
acenaphthene	786	475	457	539	4069	6612	79	12	18	11	10
fluorene	359	428	203	244	1418	12020	224	18	33	10	9,8
phenanthrene	182	573	37	36	214	20127	594	73	140	12	12
anthracene	42	232	12	9,8	75	4930	142	8,0	28	2,0	1,3
pyrene	164	245	9,4	5,2	12	4644	310	62	139	1,6	1,1
fluoranthene	225	321	15	10	34	6827	533	83	182	2,2	1,6
chrysene	16	45	1,48	0,47	0,31	177	28	2,77	8,8	0,077	0,052
benz[a]anthracene	14	44	0,77	0,27	0,22	149	23	2,83	10	0,031	
benzo[k]fluoranthene	2,4	5,5	0,25	0,08	0,05	14	2,9	0,32	1,3	0,011	0,0084
benzo[b]fluoranthene	6,2	17	0,57	0,22	0,13	50	11,3	1,1	5,3	0,041	0,037
benzo[a]pyrene	2,5	7,01	0,17	0,05	0,04	28	3,8	0,38	2,0	0,0081	
benzo[ghi]perylene	0,69	1,29	0,063			4,7	0,65	0,11	0,73	0,0079	0,0062
dibenz[ah]anthracene	0,26	0,47				0,94	0,28	0,02	0,14		
indeno[1,2,3-cd]pyrene	0,54	1,2	0,060			4,1	0,70	0,09	0,59	0,0036	

Som framgår av Tabell 5 är det platsspecifika K_{oc}-värdet för Wermlandskajen mellan 1-2 tiopotenser högre än det man antar i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. I genomsnitt sorberas de olika PAH:erna en faktor 60 starkare än vad som antas i den generella riktvärdesmodellen. Den starka bindningen av PAH:er till jordmaterialet på Wermlandska-

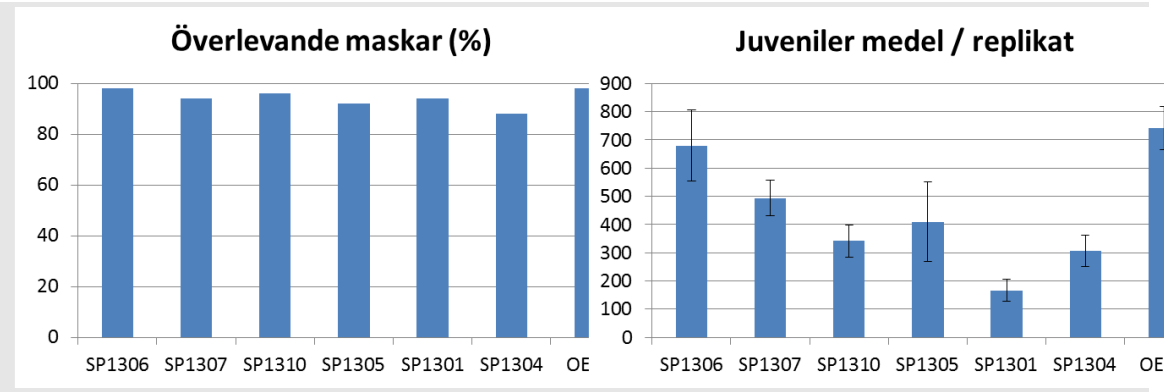
jen beror sannolikt på innehållet av svartkol. Den här situationen är dock inte unik för Wermlandskajen utan vi fann samma starka bindning av PAH:er på de andra lokalerna som ingick i IBRACS-projektet, d v s på en annan svensk lokal (Riksten, Botkyrka kommun), samt på en belgisk och fem franska lokaler (Arp m fl, 2014; Kleja m fl, 2015). Att jordarna binder PAH:er betydligt starkare än den ”standardjord” som är utgångspunken i framtagandet av Naturvårdverkets riktvärden betyder att biotillgänglig-heten är lägre i jordarna på Wermlandskajen än vad som antagits i beräkningen av de generella riktvärdena för markmiljö.

Tabell 5. Platsspecifika log K_{oc}-värden som medelvärden och standardavvikelse (s.d.). Som referens anges också de värden som använts vid beräkning av NV:s generella riktvärden för PAHer (Naturvårdsverket, 2009).

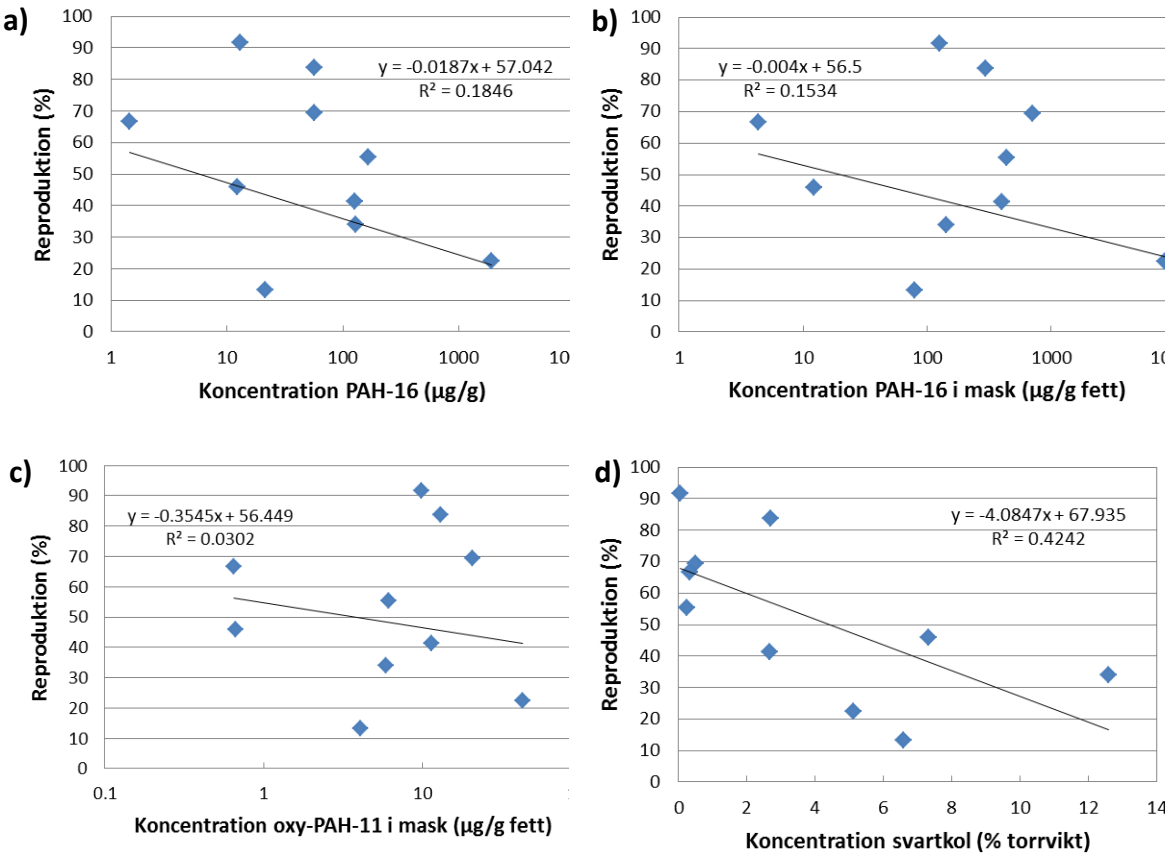
	Wermlandskajen			Referensvärde NV
Ämne	medel	s.d.	n	
naftalen	5.16	0.48	6	2.98
acenaftylen	5.47	0.69	11	3.47
acenaften	3.85	1.07	11	3.53
fluoren	4.66	0.91	11	3.77
fenantren	5.74	0.58	11	4.23
antracen	5.84	0.64	11	4.30
pyren	6.46	0.54	11	4.83
fluoranten	6.37	0.55	11	5.18
krysen	7.39	0.65	11	5.72
bens(a)antracen	7.50	0.66	10	5.79
bens(k)fluoranten	8.04	0.61	11	6.24
bens(b)fluoranten	7.94	0.61	11	5.34
bens(a)pyren	8.20	0.68	10	5.82
benso(ghi)perylen	8.57	0.65	9	6.43
dibens(ah)antracen	8.47	0.78	6	6.14
indeno(123cd)pyren	8.35	1.06	8	6.02

6.2 Masktest

Det var ingen signifikant dödlighet av ”föräldramaskarna” men reproduktionen var på-verkad i alla utom en jord (Figur 3). En avgörande fråga är huruvida den påverkan på reproduktionen som vi ser är en följd av en toxisk respons relaterad till PAH-halterna, någon annan förorening eller någon annan markegenskap. Som framgår av Figur 4 finns det inget samband mellan vare sig totalhalt PAH-16 i jorden, totalhalt oxy-PAH-11 i jorden eller halt PAH-16 i fettvävnaden och reproduktionen. Vi kan inte utesluta toxiska effekter av andra föroreningar, men analyser av metaller i IBRACS-jordarna visade på låga till måttliga halter (<MKM) (Arp m fl, 2014). Den starkaste effekten på reproduktionen verkade andelen svartkol ha, då en hög halt svartkol tycks påverka reproduktionen negativt (Figur 4d). Orsaken är oklar, men kan vara relaterad till sekundära effekter av svartkolet som påverkan på vattenhalt, pH, textur etc.



Figur 3. Överlevnad och reproduktionsförmåga i de olika jordarna i ”Wermlandskajen WP3”. OECD står för en syntetisk standardjord som används som referens.



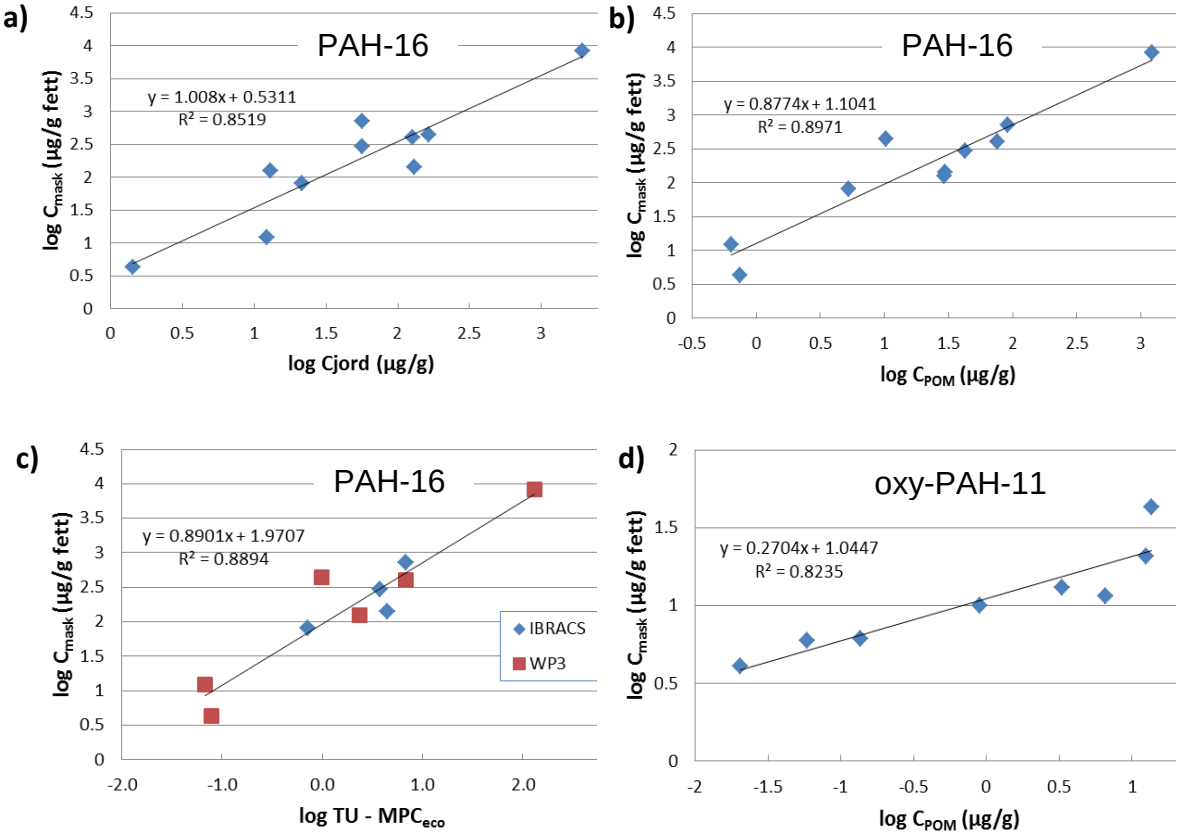
Figur 4. Reproduktion av maskar (% av OECD-jord) som en funktion av a) totalhalt av PAH-16 i jord, b) koncentrationen av PAH-16 i fettvävnad, c) koncentrationen av oxy-PAH-11 i fettvävnad, samt d) koncentrationen svartkol i jord. Både jordar från ”Wermlandskajen WP3” och IBRACS visas i figuren.

6.3 Platsspecifik riskbedömning av skydd av markmiljön

Om man utgår ifrån totalhalter PAH-16 i jordarna och använder det generella riktvärdet för skydd av markmiljön (markekosystemet) som referens bör markekosystem vara starkt negativt påverkat i 8 av de 11 jordproverna, d v s MKM-värdet överskrids för någon eller några av de olika PAH-klasserna (Tabell 2). I ytterligare två jordar överskrids KM-värdet för PAH-H. Den samlade bilden utifrån riktvärdesmodellen är således att markekosystemet generellt sett är starkt negativt påverkat i Wermlandskajen. Mätningarna av porvattenkoncentrationerna talar dock delvis emot att så skulle vara fallet. En indikation är att de platsspecifika K_{oc}-värdena för Wermlandskajen är väsentligt högre än de som riktvärdesmodellen är baserad på (Tabell 5), vilket indikerar en lägre biotillgänglighet av PAH:erna på Wermlandskajen än vad som antagits i riktvärdesmodellen – i genomsnitt en faktor 60.

Ett alternativt sätt att bedöma risken för markekosystemet är att utgå ifrån porvattenhalterna av PAH-16. En grundläggande hypotes vid denna ansats är att koncentrationen av PAH-16 i porvattnet är direkt relaterad till upptaget i marklevade djur. För IBRACS-jordarna fann vi en stark korrelation mellan halten av PAH-16, oxy-PAH-11 och PAC-4 i porvattnet och den i fettvävnaden hos småringmaskar (Arp m fl, 2014).

Även för de 6 nya proverna som ingick i WP3 finns ett starkt samband mellan halterna i POM-membranen (och därmed också porvattenhalterna) och fetthalterna i maskarna (Figur 5b). Som framgår av Figur 5d gäller detta samband också för oxy-PAH-11. Även om sambandet inte är lika starkt som för porvattenkoncentrationerna finns det även ett samband mellan totalhalten PAH-16 i jordarna och halten i fettvävnaderna (Figur 5a). Ett problem med att utgå ifrån totalhalter på denna lokal är att de platsspecifika K_{oc}-värdena starkt avviker ifrån de som använts vid framtagandet av de generella riktvärdena (Tabell 5). Då sorptionen av PAH:er till jordarna på Wermlandskajen är betydligt starkare än vad som antagits i de generella riktvärdena kan dessa inte användas som platsspecifika riktvärden. Det betyder att vi inte har några platsspecifika riktvärden att jämföra våra totalhalter med. Detta ”problem” kan man komma runt genom att använda porvattenkoncentrationer istället för totalhalter i jorden. Anledningen är att markorganismerna tar upp PAH:erna direkt från porvattnet, vilket betyder att porvattenkoncentration ger ett ”universellt” mått på toxiciteten. En omfattande sammanställning av en större mängd toxicitetsdata för både mark-, sediment- och vattenlevande organismer gjord av RIVM stöder detta koncept (Verbruggen, 2012). Denna sammanställning resulterade i två olika riktvärden, MPC och SRC, vilka båda är relaterade till porvattenkoncentrationen av PAH-16 (för oxy-PAH:er finns inga riktvärden). Dessa riktvärden finns förklarade i Tabell 6.

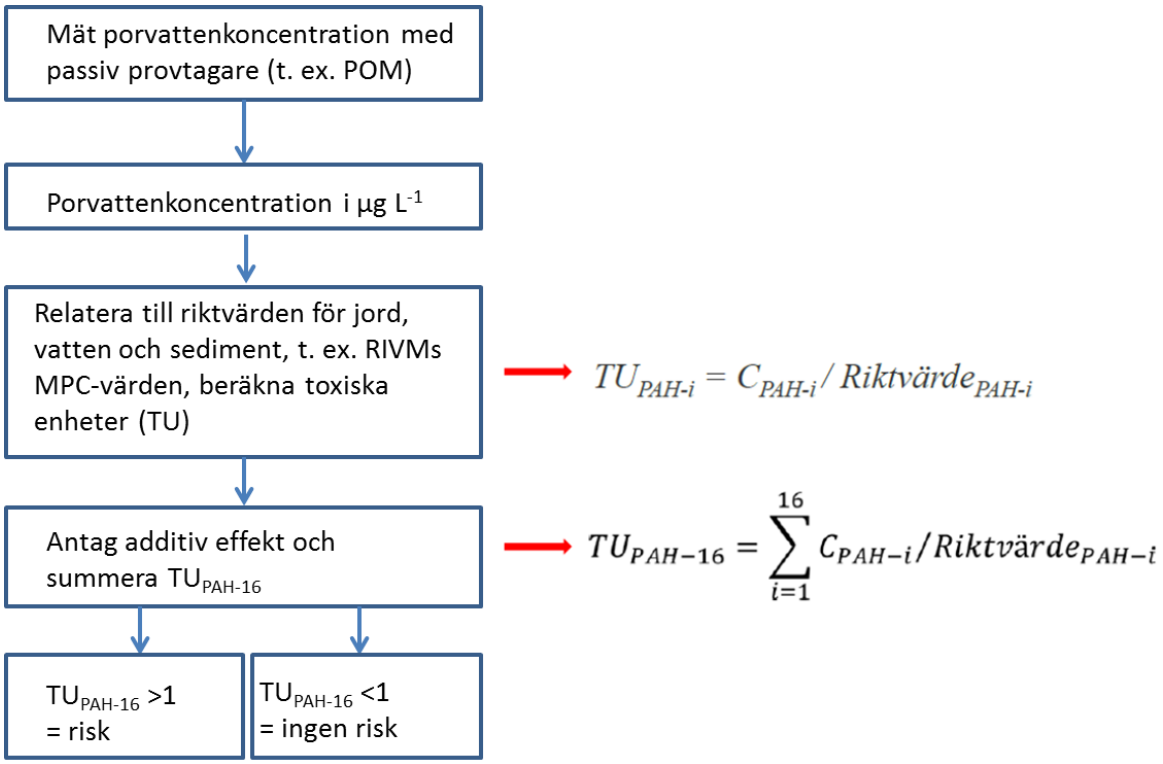


Figur 5. Koncentrationen av PAH-16 i maskfett som en funktion av a) koncentration av PAH-16 i jord, b) koncentrationen av PAH-16 i POM-membranet, samt c) koncentrationen av PAH-16 i porvattnet uttryckt i toxiska enheter (TU). I d) redovisas koncentrationen av oxy-PAH-11 i maskfett som en funktion av koncentrationen av oxy-PAH-11 i POM-membranet.

Tabell 6. Definitioner av MPC- and SRC-riktvärdena (Verbruggen, 2012).

Förkortning	Fullständigt namn	Hur kom man fram till det?	Vad betyder det?
MPC	"Maximum Permissible Concentration" (vatten, jord och sediment)	HC5-värde erhållit från en SSD-kurva baserat på kritiska fetthalter för 54 mark, sediment och vattenlevande arter (0.39 mmol PAH/kg fett), dividerat med en säkerhetsfaktor på 5. HC5-värdet är det värde då 5% av arterna kan påverkas (skydd av 95% av arterna). De kritiska fetthalterna är för varje art halter då ingen effekt har kunnat konstateras (=NOEC-värden). HC står för " hazardous concentration". Detta HC5-värde räknas sedan om till det media som man är intresserad av, t ex vattenmediet, med hjälp av en jämviktsmodell (Equilibrium partitioning theory).	En koncentration där ingen negativ effekt på ekosystemet kan förväntas. Notera att man i den svenska riktvärdesmodellen bara syftar till att skydda 75% av alla arter vid KM och 50% vid MKM.
SRC	"Serious Risk Concentration" (vatten, jord och sediment)	HC50-värde erhållit från en SSD-kurva baserat på kritiska fetthalter för 54 mark, sediment och vattenlevande arter (4.7 mmol PAH/kg fett). HC50-värdet är det värde då 50% av arterna kan påverkas. De kritiska fetthalterna är för varje art halter då ingen effekt har kunnat konstateras (=NOEC-värden).	En koncentration där allvarlig negativ effekt på ekosystemet kan förväntas. Kan användas som ett riktvärde då åtgärd är nödvändig ("intervention value").

Vi har använt det excelbaserade beräkningsprogrammet " IBRACS-TU-calculator-All-PAH_20150223_final", nedladdat från IBRACS hemsida (http://projects.swedgeo.se/ibracs/), i beräkningarna av s k toxiska enheter (Toxic Unit, TU). I beräkningarna antas att de enskilda PAH:erna (PAH-16), väl inne i organismerna, har en additiv effekt. Först utvärderas effekten av varje enskild PAH genom att beräkna kvoten mellan uppmätt porvattenkoncentration och valt riktvärde (MPC eller SRC), en s k toxisk enhet, sedan summeras de toxiska enheterna för samtliga 16 PAH:er (Figur 6). Ett värde >1 indikerar risk i förhållande till det valda riktvärdet. För mer information om beräkningar och antaganden hänvisar vi till IBRACS slutrapport (http://projects.swedgeo.se/ibracs/), samt Arp m fl (2014).



Figur 6. En översikt över arbetsgången som använts vid beräkning av sammalagd toxisk enhet ($TU_{PAH\text{-}16}$), d v s den summerade toxiska effekten av de 16 enskilda PAH:erna. Både mätdata och riktvärden (MPC eller SRC) är baserade på porvattenhalter.

Som framgår av Tabell 3 indikerar TU-beräkningarna en väsentligt mindre risk för markekosystemet jämfört med en riskbedömning baserat på totalkoncentrationer och riktvärdesmodellen. För endast ett av de 11 proverna överskrids kvoten 1 med SRC-värdet som riktvärde, d v s allvarlig risk föreligger. För 5 av proverna är kvoten lägre än 1 med MPC-värdet som referens, vilket betyder att för dessa jordar är risken för negativ påverkan av PAH-16 på markekosystemet försumbar. Värt att notera är att MPC-värdet är betydligt mer konservativt än KM-värdet i riktvärdesmodellen då man avser skydd för 95% av arterna (plus en säkerhetsfaktor på 5).

Eftersom TU-ansatsen är baserad på summaeffekten av PAH-16 är resultaten från denna inte direkt jämförbar med Naturvådsverkets generella riktvärden då dessa anges gruppvis för PAH-L, PAH-M och PAH-H. En rimlig ansats vid en platsspecifik riskbedömning är därför att först identifiera styrande skyddsobjekt med hjälp av Naturvårdsverkets ”rikvärdesmodell”. Om skyddet av markmiljö visar sig vara styrande för en eller flera grupper av PAH:er, kan man därefter göra en platsspecifik riskbedömning baserad på TU-ansatsen. I detta steg utvärderas den sammalagda effekten av PAH-16. I det Nederländska systemet används generellt två typer av gränsvärden, MPC och SRC (Tabell 6), där MPC räknas som ett bakgrundsvärde där ingen negativ effekt på ekosystemet kan förväntas, och där SRC är ett ”intervention value” där åtgärd är nödvändig. Inom intervallet mellan MPC och SRC kallas jorden ”slightly contaminated” och man öppnar upp för olika typer av åtgärder (”sustainable soil management”) vilka är relaterade till den tänkta markanvändningen (Swartjes m fl, 2014). Om man tillämpar det Nederländska systemet på Wermlandskajen kan jorden på 5 av 11 provpunkter betraktas som ”ren” (lägre eller lika med MPC), jorden på 5

provpunkter hamnar i kategorin ”något förorenad”, medan jorden på en provpunkt är i starkt behov av sanering (SP1301). Vad som stöder den mer ”positiva” riskbilden som man erhåller med POM-metoden och de Nederländska riktvärdena är det faktum att jordarna på Wermlandskajen binder PAH:erna mellan en och två tiopotenser starkare än vad som antas vid beräkning av de svenska generella riktvärdena.

7 SLUTSATSER

- Den föreslagna metodiken att bestämma porvattenhalter av PAH:er (oxy-PAH:er och N-PAC), där ett polyoxymetylen (POM)-membran jämviktas med en jordsuspension, är rubust, enkel och tycks ge tillförlitliga resultat, d v s starkt korrelera till PAH-upptag i marklevande organismer (se också Arp m fl, 2014 och Josefsson m fl, 2015).
- Eftersom PAH:er tas upp av marklevande organismer via porvattnet är porvattenkoncentrationen ett bra, generellt mått på den potentiella risken för markekosystemet.
- Genom att jämföra porvattenhalter av PAH:er med Nederländska riktvärden för vatten kan en platsspecifik riskbedömning av skyddet av markmiljön göras där hänsyn tas till platsspecifika faktorer som påverkar biotillgängligheten. Metodiken är därför lämplig att använda vid platsspecifik bedömning av markmiljön i PAH-förorenad mark.
- Porvattenhaltbestämningar av PAH:er med POM-metoden på jordar från Wermlandskajen visade att dessa binder PAH:er mellan en och två tiopotenser starkare än vad som antas vid beräkning av de svenska generella riktvärdena. Detta beror sannolikt på att jordarna innehåller svartkol, vilket binder PAH:er starkare än naturligt organiskt material (humus).
- Den starka bindningen av PAH:er till jordarna från Wermlandskajen, indikerar att risken för markmiljön är betydligt lägre än den risk som man erhåller då totalhalterna jämförs med de generella riktvärdena.
- En jämförelse av porvattenhalter av PAH:er med Nederländska riktvärden, enligt en metod som bygger på summering av ”toxiska enheter”, visade att risken för negativa effekter på markmiljön sannolikt var försumbar för 5 av 11 provpunkter på Wermlandskajen. Detta skall jämföras med en jämförelse av totalhalter och generella riktvärden, då PAH-halterna på 10 av 11 provpunkter överskred antingen KM-värdena (2 fall) eller MKM-värdena (8 fall) för någon PAH-grupp (PAH-L, PAH-M eller PAH-H).
- Det markbiologiska testet med småringmaskar visade på svårigheten att tolka resultaten från toxikologiska tester. Effekter på reproduktionen kunde inte kopplas till maskarnas innehåll av PAH:er (eller oxy-PAH:er). Det enda samband som identifierades var det mellan reproduktion och innehåll av svartkol. Orsaken till detta är oklart, men indirekta, ”icke-toxikologiska” effekter som effekter på textur, pH, näringstillgång, etc.kan inte uteslutas.

8 REFERENSER

Arp, H. P. H, S. Lundstedt, S. Josefsson, G. Cornelissen, A. Enell, A.-S. Allard and D. B. Kleja (2014). “Native Oxy-PAHs, N-PACs and PAHs in historically contaminated soils from Sweden, Belgium and France: their soil-porewater partitioning behavior, bioaccumulation to Enchytraeus crypticus, and bioavailability.” *Environmental Science and Technology* 48, 11187−11195.

Gustafsson et al., 1997. Quantification of the Dilute Sedimentary Soot Phase: Implications for PAH Speciation and Bioavailability, *Environmental Science and Technology* 31, 203-209

Josefsson, S., H. P. H. Arp, D. B. Kleja, A. Enell and S. Lundstedt. 2015. "Determination of POM-water partition coefficients for oxy-PAHs and PAHs." *Chemosphere* 119, 1268–1274

Kleja D.B. m fl., 2014. IBRACS final report (http://projects.swedgeo.se/ibracs/).

Naturvårdsverket 2009. Riktvärden för förorenad mark – modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

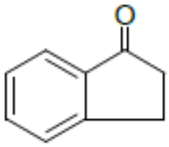
RIVM 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set, proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention values for the first series of compounds. Otte PF, Lijzen, JPA, Otte JG, Swartjes FA, Versluijs CLJ. RIVM report 711701021. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

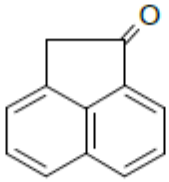
Swartjes, F.A., Rutgers, M., Lijzen, J.P.A., Janssen, P.J.C.M., Otte, P.F., Wintersen, A., Brand, E., Posthuma L. 2012. State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. Science of the Total Environment 427–428: 1–10.

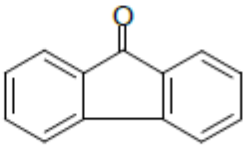
Verbruggen, E.M.J., 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). RIVM report 607711007/2012

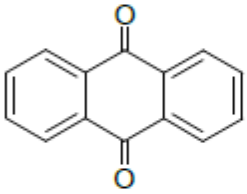
Bilaga 1.

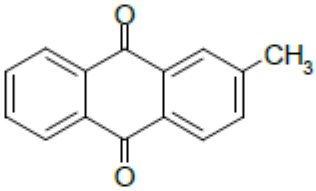
Oxy-PAH

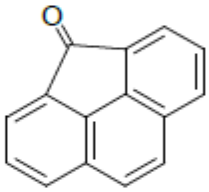

1-Indanone


1-Acenaphthenone

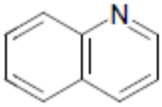

9-Fluorenone

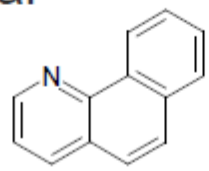

Anthracene-9,10-dione

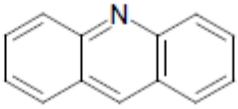

2-Methylanthracenedione

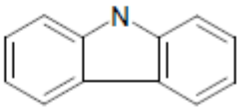

4H-Cyclopenta[def]phenanthrenone

N-innehållande polycykliska aromatiska föreningar


Quinoline


Benzo[h]quinoline


Acridine


Carbazole

Bilaga 2

I jord (ug/g torr jord)	Kategori	SP1306	SP1307	SP1330	SP1305	SP1301	SP1304
Naphthalene	PAH	0.083	0.15	0.70	0.50	126	1.1
Acenaphthylene	PAH	0.19	0.045	0.12	2.1	76	2.5
Acenaphthene	PAH	0.021	0.0095	0.071	0.0017	15	0.19
Fluorene	PAH	0.13	0.026	0.14	0.22	61	1.1
Phenanthrene	PAH	1.2	0.18	1.4	6.5	291	9.5
Anthracene	PAH	0.29	0.026	0.19	1.7	86	4.1
Fluoranthene	PAH	2.3	0.17	1.2	38	395	24
Pyrene	PAH	1.9	0.13	1.1	33	325	17
Benzo[a]anthracene	PAH	0.90	0.074	0.70	13	102	13
Chrysene	PAH	0.75	0.10	0.83	11	78	10
Benzo[b]fluoranthene	PAH	1.5	0.17	1.5	18	123	15
Benzo[k]fluoranthene	PAH	0.47	0.053	0.66	7.3	55	6.2
Benzo[a]pyrene	PAH	1.2	0.097	1.2	14	112	10
Indeno[cd]pyrene	PAH	0.85	0.079	0.89	8.5	1.4	5.3
Dibenz[a,h]anthracene	PAH	0.18	0.022	0.27	2.5	15	2.5
Benzo[g,h,i]perylene	PAH	1.1	0.10	1.4	9.8	68	4.8
1-Indanone	oxy-PAH	0.0033	0.0044	0.044	0.026	2.0	0.069
1-Acenaphthenone	oxy-PAH	0.0071	0.0016	0.010	0.046	1.5	0.11
9-Fluorenone	oxy-PAH	0.049	0.035	0.28	0.20	6.4	1.1
Anthracene-9,10-dione	oxy-PAH	0.074	0.041	0.16	1.5	6.3	1.8
Cyclopentaphenanthrenone	oxy-PAH	0.081	0.017	0.075	0.88	4.6	1.9
2-Methylanthracenedione	oxy-PAH	0.019	0.016	0.094	0.33	2.1	0.95
Benzo[a]fluorenone	oxy-PAH	0.089	0.044	0.37	1.2	5.5	4.8
7H-Benz[de]anthracen-7-one	oxy-PAH	0.29	0.028	0.13	3.4	25	5.1
Benz[a]anthracene-7,12-dione	oxy-PAH	0.028	0.033	0.14	0.57	1.5	0.85
Naphthacene-5,12-dione	oxy-PAH	0.067	0.017	0.097	0.77	7.7	1.4
6H-Benzo[cd]pyren-6-one	oxy-PAH	0.31	0.035	0.089	2.1	15	2.1
Quinoline	N-PAC	0.0054	0.0043	0.014	0.035	7.1	0.10
Benzo[h]quinoline	N-PAC	0.013	<0,001	0.010	0.056	4.9	0.18
Acridine	N-PAC	0.014	0.0027	0.031	0.14	7.9	0.33
Carbazole	N-PAC	0.14	0.012	0.13	0.59	24	1.2
PAH summa 16		13	1.4	12	165	1927	127
Oxy-PAH summa 11		1.0	0.27	1.5	11	77	20
N-PAC summa 4		0.17	0.019	0.18	0.82	44	1.8
PAH, summa cancerogena		5.8	0.60	6.0	74	487	62
PAH, summa övriga		7.2	0.84	6.3	92	1441	65
PAH, summa L		0.29	0.20	0.89	2.6	216	3.8
PAH, summa M		5.9	0.54	4.0	79	1157	57
PAH, summa H		6.9	0.70	7.4	83	554	67

Bilaga 3

I POM (ug/g POM)	Kategori	SP1301	SP1304	SP1305	SP1306	SP1307	SP1310
Naphthalene	PAH	27	0.17	0.072	0.11	0.072	0.060
Acenaphthylene	PAH	84	0.76	0.17	0.21	0.11	0.12
Acenaphthene	PAH	21	0.25	0.039	0.058	0.033	0.032
Fluorene	PAH	81	1.5	0.12	0.22	0.068	0.066
Phenanthrene	PAH	319	9.4	1.1	2.2	0.20	0.18
Anthracene	PAH	98	2.8	0.16	0.56	0.040	0.026
Fluoranthene	PAH	248	19	3.0	6.6	0.081	0.059
Pyrene	PAH	173	12	2.3	5.2	0.058	0.042
Benzo[a]anthracene	PAH	43	6.6	0.82	3.0	0.0090	<0,005
Chrysene	PAH	48	7.6	0.74	2.4	0.021	0.014
Benzo[b]fluoranthene	PAH	32	7.1	0.67	3.3	0.026	0.023
Benzo[k]fluoranthene	PAH	13	2.7	0.30	1.2	0.010	0.0079
Benzo[a]pyrene	PAH	25	3.5	0.35	1.9	0.0074	<0,005
Indeno[cd]pyrene	PAH	7.4	1.3	0.17	1.1	0.0065	<0,005
Dibenz[a,h]anthracene	PAH	1.9	0.56	0.041	0.27	<0,005	<0,005
Benzo[g,h,i]perylene	PAH	5.8	0.80	0.13	0.90	0.0097	0.0077
1-Indanone	oxy-PAH	0.14	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
1-Acenaphthenone	oxy-PAH	0.36	0.026	<0,005	0.0075	<0,005	<0,005
9-Fluorenone	oxy-PAH	3.0	0.37	<0,005	0.0092	<0,005	<0,005
Anthracene-9,10-dione	oxy-PAH	2.5	0.79	0.013	0.070	<0,005	<0,005
Cyclopentaphenanthrenone	oxy-PAH	1.9	1.3	0.038	0.23	<0,005	<0,005
2-Methylanthracenedione	oxy-PAH	0.44	0.54	0.010	0.032	<0,005	<0,005
Benzo[a]fluorenone	oxy-PAH	1.5	1.8	0.033	0.17	<0,005	<0,005
7H-Benz[de]anthracen-7-one	oxy-PAH	2.5	0.84	0.019	0.19	<0,005	<0,005
Benz[a]anthracene-7,12-dione	oxy-PAH	0.18	0.36	0.016	0.062	<0,005	<0,005
Naphthacene-5,12-dione	oxy-PAH	0.66	0.38	<0,005	0.042	<0,005	<0,005
6H-Benzo[cd]pyren-6-one	oxy-PAH	0.52	0.22	0.0078	0.10	<0,005	<0,005
Quinoline	N-PAC	0.030	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Benzo[h]quinoline	N-PAC	1.7	0.048	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Acridine	N-PAC	0.77	0.018	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Carbazole	N-PAC	32	0.80	0.032	0.098	<0,005	<0,005
PAH summa 16		1228	76	10	29	0.748	0.638
Oxy-PAH summa 11		14	6.6	0.14	0.91	0.0000	0.0000
N-PAC summa 4		34	0.86	0.032	0.098	0.000	0.000
PAH, summa cancerogena		170	29	3.1	13	0.080	0.045
PAH, summa övriga		1057	47	7.2	16	0.67	0.59
PAH, summa L		133	1.2	0.28	0.38	0.22	0.21
PAH, summa M		919	45	6.7	15	0.44	0.38
PAH, summa H		176	30	3.2	14	0.090	0.053

Bilaga 4

I maskfett (ug/g)	Kategori	SP1306	SP1307	SP1310	SP1305	SP1301	SP1304
Naphthalene	PAH	<1	<1	<1	<1	4.7	<1
Acenaphthylene	PAH	0.31	0.084	0.12	1.1	15	2.5
Acenaphthene	PAH	0.089	0.033	0.022	0.042	3.4	0.10
Fluorene	PAH	0.38	0.12	0.14	0.28	33	0.82
Phenanthrene	PAH	4.3	1.0	0.87	9.0	87	5.9
Anthracene	PAH	1.6	0.22	0.31	2.4	134	4.1
Fluoranthene	PAH	38	0.67	1.2	129	2455	63
Pyrene	PAH	15	0.36	0.49	62	3071	38
Benzo[a]anthracene	PAH	11	0.27	1.2	50	479	53
Chrysene	PAH	10	0.38	1.4	44	448	44
Benzo[b]fluoranthene	PAH	16	0.58	3.0	63	585	84
Benzo[k]fluoranthene	PAH	6.6	0.18	1.0	24	248	30
Benzo[a]pyrene	PAH	7.4	0.14	0.90	22	373	31
Indeno[cd]pyrene	PAH	4.9	0.095	0.48	11	118	18
Dibenz[a,h]anthracene	PAH	1.3	0.055	0.22	3.6	37	8.7
Benzo[g,h,i]perylene	PAH	7.8	0.15	0.80	15	167	21
1-Indanone	oxy-PAH	0.28	0.16	0.072	0.090	0.64	0.093
1-Acenaphthenone	oxy-PAH	0.13	<0,01	<0,01	0.013	0.15	0.051
9-Fluorenone	oxy-PAH	0.33	0.14	0.16	0.21	2.9	0.27
Anthracene-9,10-dione	oxy-PAH	0.24	0.14	0.093	0.38	4.9	0.43
Cyclopentaphenanthrenone	oxy-PAH	0.082	<0,01	<0,01	0.049	1.3	0.19
2-Methylanthracenedione	oxy-PAH	<0,01	0.057	0.048	0.28	2.0	0.62
Benzo[a]fluorenone	oxy-PAH	0.16	0.014	0.040	0.17	1.2	0.59
7H-Benz[de]anthracen-7-one	oxy-PAH	2.0	0.030	0.080	2.1	19	4.0
Benz[a]anthracene-7,12-dione	oxy-PAH	1.7	0.073	0.11	1.4	1.6	2.2
Naphthacene-5,12-dione	oxy-PAH	0.82	<0,01	0.022	0.28	1.8	0.80
6H-Benzo[cd]pyren-6-one	oxy-PAH	4.2	0.031	0.050	1.1	7.4	2.3
Quinoline	N-PAC	0.11	<0,01	<0,01	<0,01	0.19	<0,01
Benzo[h]quinoline	N-PAC	<0,01	<0,01	<0,01	0.019	3.0	0.048
Acridine	N-PAC	0.034	<0,01	<0,01	0.065	2.0	0.17
Carbazole	N-PAC	1.2	0.10	0.086	0.34	2.8	0.40
PAH summa 16		125	4.3	12	436	8258	404
Oxy-PAH summa 11		9.9	0.65	0.67	6.1	43	11
N-PAC summa 4		1.4	0.10	0.086	0.43	8.0	0.62
PAH, summa cancerogena		58	1.7	8.2	217	2287	268
PAH, summa övriga		67	2.6	3.9	219	5971	136
PAH, summa L		0.40	0.12	0.14	1.2	23	2.6
PAH, summa M		59	2.4	3.0	202	5781	112
PAH, summa H		66	1.9	9.0	232	2454	289