



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkolstjära

– Lägesrapport 2003

LENNART LARSSON

Varia 542

LINKÖPING 2004



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **542**

**Ytutlakning av återvunnen asfalt
innehållande stenkolstjära**
– Lägesrapport 2003

LENNART LARSSON

LINKÖPING 2004

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI Litteraturtjänsten Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--04/542--SE
Projektnummer SGI	10625
Dnr SGI	1-0009-0590
©	Statens geotekniska institut

FÖRORD

Årligen återvinns stora mängder gamla asfaltbeläggningar. I de flesta fall utgörs bindemedlet av bitumen men även *stenkolstjära* har tidigare använts som bindemedel eller vidhäftningsbefrämjande tillsats och förekommer därför i äldre beläggningskonstruktioner. Stenkolstjära innehåller ett antal hälso- och miljöfarliga ämnen och beläggningsmaterial innehållande tjära över viss halt är klassat som farligt avfall från och med 2002.

I syfte att studera miljöpåverkan vid hantering, mellanlagring och återvinning av tjärhaltiga beläggningsmaterial har ett FoU-projekt startats upp 2001 och som beräknas pågå fram till slutet av 2003. Projektet behandlar följande frågor:

- Lakstudier (både kolonnlakning och ytutlakningsförsök)
- Kall och halvvarm återvinning med inblandning av bindemedel
- Inventering, förprovning, provtagning
- Rikt- eller gränsvärden för PAH
- Rekommendationer för hantering, mellanlagring och återvinning av tjärhaltiga material

Laboratorie- och fältförsök ligger till grund för bedömningen av de effekter på arbetsmiljö och omgivning som tjärhaltiga massor eventuellt kan medföra. Arbetsmiljöfrågorna behandlas i ett SBUF-projekt som bedrivs av entreprenörerna.

I FoU-projektet har som delprojekt publicerats ett flertal rapporter avseende omgivningspåverkan genom utlakning av PAH från tjärinnehållande vägbeläggningsmaterial. Dessa föreligger som pdf-filer att laddas ned från <http://www.swedgeo.se/publikationer/varia/lakning.html>. En av dessa rapporter, SGI Varia 522, behandlar ytutlakningsförsök på laboratorietillverkade provkroppar av återvinningsmassa innehållande stenkolstjära. I FoU projektet har även publicerats resultat från bl a fältförsök och fältundersökningar. Dessa är i form av VTI notat (Notat 12, 2002; Notat 45, 2002). Den senare föreligger som pdf-fil att laddas ned från <http://www.vti.se/info/rapporter/detalj.asp?RecID=2585>. Alternativt kan variorna och notaten beställas från SGI/VTI biblioteken. I övrigt publicerad i projektet kan laddas ned från www.fas.se/miljo.html.

Föreliggande lakstudie har bedrivits i nära samarbete mellan SGI och VTI. Provkropparna har tagits fram av VTI ur befintliga vägar, lakning av dessa provkroppar har utförts vid SGI, medan kemiska analyser gjorts på ALcontrols laboratorium i Nyköping och toxicitetsstudier vid Toxicon AB. Projektledare, som även skrivit denna rapport, har varit Lennart Larsson SGI. Torbjörn Jacobson VTI har ansvarat för framtagning av provkropparna. Inom projektet har därtill medverkat Britt Aurell, SGI (utfört själva lakningarna).

Uppdragsgivare för projektet är Vägverket, Åsa Lindgren och Svenska Kommunförbundet, Carmita Lundin. I styrgruppen för projektet deltar, förutom uppdragsgivarna, även representanter för entreprenörer, kommuner, Vägverkets regioner, konsulter, KTH och Previa.

Göteborg i januari 2004,

Lennart Larsson

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	6
1. INLEDNING	7
2. UTFÖRANDE.....	7
2.1. MATERIAL	7
2.2. TOTALHALTSBESTÄMNING AV PAH	9
2.3. YTUTLAKNING AV PAH OCH AKUT-TOX RESPONS I GENERERADE LAKVATTEN	9
2.4. UNDERSÖKNING AV ADSORPTIONSFÖRLUST	12
3. RESULTAT.....	12
3.1. TOTALHALTSBESTÄMNING.....	12
3.2. RESULTAT FRÅN YTUTLAKNING.....	14
3.2.1. Prov 7A.....	14
3.2.2. Prov 16	14
3.2.3. Jämförelse av prov 7A och prov 16.....	15
3.2.4. Jämförelse med tidigare ytutlakade monoliter.....	16
3.3. POTENTIAL FÖR DIFFUSION	19
3.4. AKUT-TOXICITET (MICROTOX) I LAKVATTNEN	24
3.5. MICROTOX-RESPONS V.S. PAH-UTLAKNING.....	26
3.6. KONTROLL AV ADSORPTIONSFÖRLUST	27
4. SLUTSATSER.....	28
REFERENSER.....	29

Bilagor (separata dokument):

BILAGA 1. Data från ytutlakning av prov 7A

BILAGA 2. Data från ytutlakning av prov 16

BILAGA 3. Adsorptionskontroll

BILAGA 4. Analysprotokoll

SAMMANFATTNING

I en tidigare rapport (SGI Varia 522) har studerats huruvida utlakning av PAH förändras genom inblandning av bitumen och bitumen + cement i valt tjärinnehållande vägbeläggningsmaterial. Härav framkom att bitumeninblandning reducerade utlakning av cancerogena PAH. Provvägar av bitumeninkapslade tjärinnehållande vägbeläggningsmaterial har därefter lagts ut som bärlager på provsträckor av väg 825 och väg 90. Föreliggande studie har undersökt omfattning av ytutlakning av PAH från två borrhärdar från dessa provvägar.

Tjärinnehållande material till varje provsträcka har tagits från tidigare beläggning från respektive väg. Provsträcka väg 825s bärlager producerades i ett halvvarmt blandningsverk med ånguppvärmning (70-80 °C). Materialet bestod av en blandning av krossat tjärinnehållande vägbeläggningsmaterial, mjukbitumen och makadam. Provsträcka väg 90s bärlager producerades i kallblandningsverk. Produkten bestod av krossat tjärinnehållande material, bitumen emulsion, makadam och vatten.

Analys av utborrhärdade intilliggande kärnor gav att prov från väg 825 innehöll 118 mg/kg av 16 PAH och material från väg 90 innehöll 288 mg/kg av 16 PAH.

Testresultaten från lakstudierna, i form av ytutlakning under 64 dygn, gav ringa indikation på att ytutlakning av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH från båda materialen skulle vara diffusionsstyrda. Härav föreligger svårigheter att prognostisera framtida omgivningspåverkan från de aktuella materialen. Preliminärt har bedömts att materialens framtida lakegenskaper istället skulle kunna grovt approximeras med speciellt utvalda ekvationer, matematiskt anpassade till reella lakdata. Utifrån dessa har beräknats uppkomna halter under 25 år i ett tunt jordlager under bärlager av de aktuella materialen. Den så grovt framtagna prognosen indikerar för båda materialen preliminärt liten omgivningspåverkan från summa övriga PAH och summa cancerogena PAH via ytutlakning. Framtida fältprovtagningar under och vid de vägvägningsmaterial som materialen är tagna ifrån kan förhoppningsvis ge ytterligare vägledning avseende relevansen i dessa, på de valda lakekvationerna baserade, prognoser.

Förlustkontroll avseende adsorption av PAH på testutrustning har utförts. Adsorptionen bedöms som låg. Jämfört med totalt utlakat efter 64 dygn detekterades ca 2 vikts-% av summa övriga PAH och 7-11 vikts-% av summa cancerogena PAH på glasbehållarnas ytor.

Utöver analys av PAH har valda lakvatten undersökts m a p akut-toxicitet (Microtox). Resultaten indikerar att sådan toxicitet i lakvattnen generellt varit låg. Utlakade halter av PAH kopplade till den akut-toxiska respons som erhöles, indikerade att det kan ha förelagat annat/andra utlakade ämne/n i vattnen än de 16 PAHerna som gett responsen.

Rapport

Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkolstjära. Lägesrapport 2003.

1. INLEDNING

Ökat antal volymer av tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial har på senare tid upptäckts i Sverige. Önskemål föreligger att undersöka sådant materials omgivningspåverkan genom utlakning av PAH efter inkapsling med bitumen. I ett led i att försöka realisera dessa önskemål har i föreliggande studie undersökts möjligheter att bestämma diffusionskoefficienter för PAH från sådana material för prognosticering av framtida omgivningsåverkan genom utlakning. Statens geotekniska institut (SGI) har härav, på uppdrag av Vägverket och Svenska Kommunförbundet, via Väg- och transportforskningsinstitutet (VTI), utfört föreliggande lakstudier.

2. UTFÖRANDE

2.1. Material

Fullständig materialbeskrivning samt beskrivning av vägavsnitt från vilka provkroppar till föreliggande lakstudie har tagits, samt materialegenskaper från respektive vägavsnitt, ges i Jacobson och Larsson, 2002 (VTI Notat 45, 2002; <http://www.vti.se/info/rapporter/detalj.asp?RecID=2585>). Nedan följer kortfattat utdrag från denna referens.

Provkärnor från ett år gamla bärlager i två olika provsträckor, belägna på väg 825 och väg 90, har tagits ut för laboratorieell undersökning av omgivningspåverkan via ytutlakning av PAH. Provsträckorna bestod delvis av återvunnet tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial som hade brutits upp på samma ställe som provsträckorna sedermera placerades. Provsträcka väg 825s bärlager producerades i ett halvvarmt blandningsverk med ånguppvärmning (max ca 80 °C) och bestod av en blandning av krossat tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial, mjukbitumen och makadam. Blandningstemperaturen var i föreliggande fall max 80°C. Provsträcka väg 90s bärlager producerades i kallblandningsverk och bestod av krossat tjärinnehållande material, bitumen emulsion, makadam och vatten. Blandningstemperaturen var i detta fall omgivningstemperatur (ca 15-25 °C).

Från valda delområden togs borkärnor så nära varandra som möjligt, varav en från varje sträcka genomgått föreliggande lakstudie och en analyserats på totalhalt av 16 PAH. Andra närplacerade borkärnor har genomgått andra studier, presenterade i Jacobson och Larsson (2002). Den ena lakstuderade borkärnan, nedan benämnd prov 7A, togs från väg 825 Salteå-Binböle (Ångermanland), sektion 11/198. Bild 1. Den andra borkärnan, nedan benämnd prov 16, togs från väg 90 Skarped-Näsåker (Ångermanland), sektion 2/580. Bild 1. Material från sektion 11/198, dvs från samma material som det nu lakade prov 7A, hade hålrumshalten 2,4 % medan material jämförbart med prov 16 (sektion 2/580) hade hålrumshalten 9,8 % (VTI Notat 45, 2002).



Bild 1. De två monoliter som genomgått ytutlakningstest. Från vänster prov 7A och prov 16.

2.2. Totalhaltsbestämning av PAH

Monoliternas/borrkärnornas totala innehåll av PAH har av naturliga skäl inte kunnat analyserats då de använts till lakstudierna. För att ändå erhålla godtagbara haltbestämningar har monoliter med samma diameter borrats ut ur väggkroppen endast några få centimeter intill de borrkärnor som gått till lakningen. Bestämning av PAH i borrkärnorna bestämdes enligt det rutinmässiga förfarande som används vid VTI för bestämning av bindemedelshalt i asfalt, men också vid återvinning av bitumen. På senare tid har även bindemedel till miljöundersökningar extraherats fram enligt detta förfarande. Metoden benämns FAS Metod 404 och beskrivs i bilaga till Larsson (2002). Kortfattat löses organiska ämnen upp från den fasta fasen med lösningsmedel (xylen, GC-grade) under uppvärmning med återloppskylning. Erhållet extrakt och lösningsmedel sändes därefter till AICcontrol för analys av 16PAH och enskilda 16 PAH.

2.3. Ytutlakning av PAH och akut-tox respons i genererade lakvatten

Ovanstående beskrivna två monoliter, prov 7A och prov 16, har genomgått ytutlakning m a p PAH. Lakförsöken har utförts på SGI:s ackrediterade laboratorium. Lakvattnen har där analyserats enligt Svensk Standard med avseende på pH och elektrisk konduktivitet. Alla genererade lakvatten har analyserats m a p 16PAH och enskilda 16 PAH vid AICcontrol.

Alla PAH-analyser har utförts m h a högupplösande gaskromatografi och masspektrometri/massfragmentografi (HRGC/MS) (se Bilaga 4).

Utöver analys av 16 PAH i genererade lakvatten har valda lakvatten även undersökts med avseende på akut-toxicitet. Metoden kallas Microtox® och är en screeningmetod för att undersöka akut-toxisk respons i vatten. Toxicon, Landskrona, har utfört Microtox-tester på 15 av de 24 framställda vattnen.

Sammantaget redovisas i Tabell 1 genomförda analyser på de olika lakvattnen.

Tabell 1. PAH-analys och Microtox-test i lakvatten från de undersökta materialen.

Provuttag, dygn	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
Akkumulerade dygn	0,25	1	2	4	8	16	32	64
”Prov 7A”								
PAH (total-16PAH, cancerogena PAH, övriga PAH)	x	x	x	x	x	x	x	x
Microtox (akut-tox)	x	x	-	x	-	x	-	x
”Prov 16”								
PAH (total-16PAH, cancerogena PAH, övriga PAH)	x	x	x	x	x	x	x	x
Microtox (akut-tox)	x	x	-	x	-	x	-	x

Ytutlakning är ett statiskt test (prov i stillastående vatten), i motsats till t ex kolonnlakning som är ett dynamiskt test (vatten strömmar genom/förbi provet). Målsättningen med ytutlakningstest är att undersöka den tidsberoende utlakningen av PAH från ytan av fast matris ut i bulkvattenfasen. Därtill undersöks om erhållen ytutlakning är diffusionsstyrd eller ej. Metoden är lämpad att användas om man är intresserad av att undersöka

utlakning från t ex en hel vägyta, i motsats till kolonnlakning som lämpligen används för t ex uppbrutet/krossat vägmateriels utlakning i t ex mellanupplag.

Det nu använda ytutlakningstestet är utfört i princip enligt Nederländska testet *NEN 7345*. Denna metod är designad för utlakning av oorganiska ämnen. Någon ytutlakningsmetod för organiska ämnen föreligger ännu ej. I avsikt att ändå försöka åstadkomma någon form av ytutlakning av organiska ämnen har *NEN 7345* preliminärt modifierats av SGI för föreliggande lakundersökning och för tidigare utförda lakförsök på inkapslade tjärbeläggningsmaterial (Larsson 2002). Målsättningen med modifieringen har främst varit att reducera nedbrytning av organiska ämnen under testets utförande och eventuell avgång av PAH i gasfas.

Principiellt har undersökningen utförts enligt följande. Varje monolit (provkropp), som av VTI utborrats ur vald väg och levererats till SGI, vägdes och sänktes ned i 2,5 liters glasbehållare (Duran). Varje provkropp vilade på en mycket tunn smal glaskropp. Behållarna fylldes helt med avjoniserat och surgjort (pH4, H₂SO₄) MilliQ-vatten så att vätskevolym-/fastfasvolym-förhållandet 4:1 erhöles. Tillfört vatten var surgjort bl a för att simulera surt regn och för att det föreligger indikation att låga pH kan öka utlakning av vissa PAHer, relativt neutralt pH (*Wahlström m. fl., 1994*).

Lakning utfördes i rumstemperatur (20°C, +/-1°C), samma temperatur som lakvattnet. All lakvätska bytes ut efter 0,25; 1; 2; 4; 8; 16; 32 och 64 dygn (ackumulerad tid) med samma mängd nytt vatten (MilliQ, avjoniserat, surgjort). I avsikt att reducera eventuell nedbrytning av, och/eller gasavgång av, PAH under testet modifierades metoden så att varje behållare var helt täckt med aluminiumfolie inklusive behållares inslipade glaslock. Vidare var vattnet som användes mättat med kvävgas för att hålla låg syrehalt i lakvattnet. Uttagna vattenprover centrifugerades varefter deras pH sänktes till pH 2 (H₂SO₄) och lagrades temporärt i kyl (4°C, +/-2°C) i folietäckta glasflaskor inför analys.

Centrifugeringen utfördes för att avskilja partiklar > 0,45 µm. Val av centrifugeringstid och hastighet baserades på resultat från tidigare tester i samma centrifug med vatten från lakning av liknande material, där olika centrifugerade och/eller filtrerade vatten undersöktes med PCS-instrument (photon correlation instrument). Normalt väljs partikelstorlek ≤ 0,45 µm att ingå i de vatten som analyseras från lakning av organiska föroreningar ur fasta matriser. Sådana partiklar anses vara mobila i naturen och kan därigenom transportera adsorberade föroreningar. Det skall dock påpekas att större partiklar troligtvis kan ha en betydande potential att påverka grundvatten om motsvarande material ligger i nära anslutning till detta eller alternativt till t ex sprickigt berg eller grov jord med direkt anslutning till underliggande grundvatten. I sådana fall bör större maximal partikelstorlek väljas. I föreliggande undersökning, och i de tidigare utförda undersökningarna på tjärinnehållande beläggningsmaterial, har förutsatts att det senare scenariot inte är/var relevant för de undersökta materialen.

Vid ytutlakning är det av betydelse att klarlägga om lakningen är diffusionsstyrd. Om så är fallet finns potential att utlakning från materialet kan prognostiseras för en avsevärt längre period än för de 64 dygn som undersökningen utförs. För att avgöra om utlakningen är diffusionsstyrd eller inte beräknas (enl. *NEN 7345*) först aritmetiskt kumulativt värde på utlakat för varje lakningsperiod. Detta beräknas oberoende av tidigare fraktioner på utlakad mängd enligt:

$$E_n = E^*_i \cdot \sqrt{t_i} / (\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}}) \quad \text{för } n=1 \text{ till } N \text{ (i föreliggande fall är } N=8)$$

där

E_n är den beräknade aritmetiska kumulativa utlakningen oberoende av tidigare fraktioner

E^*_i är den uppmätta utlakningen (halt/ytenhet, i föreliggande fall $\mu\text{g}/\text{m}^2$) i fraktion i

t_i är försökstiden vid slutet av fraktion i

t_{i-1} är försökstiden vid start av fraktion i

Den aritmetiska kumulativa utlakningen per tidsenhet beräknas för varje enskilt utlakat ämne (motsvarar i föreliggande studie enskild PAH-förening). Därtill beräknas för varje ämne dess kumulativa utlakning ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) (detsamma som totalt ackumulerat utlakat upp till slutet av varje tidsperiod), varefter dessa plottas i diagram.

Regressionsanalys görs på olika delar av kurvan för att kontrollera huruvida utlakningen styrs av olika mekanismer under olika tidsperioder. Genom linjär regression av förhållandet $\log E_n - \log t_i$ kan riktningskoefficienten beräknas för olika delar av kurvan och standardavvikelsen hos respektive riktningskoefficient. Diffusion karakteriseras av att utlakningen, eller masstransporten, är proportionell mot roten ut tiden (\sqrt{t}). En utlakning som helt styrs av diffusion får då, i en logaritmisk kurva över utlakningen mot tiden, riktningskoefficienten 0,5.

Enligt *NEN 7345* föreligger vissa kriterier för att utlakningen skall kunna klassas som diffusionsstyrd. Kortfattat så skall värdena på riktningskoefficienterna för olika delar av kurvorna ligga mellan $0,35 < m < 0,65$ (0,60) och därtill skall motsvarande standardavvikelser ligga under vissa värden (varierar upp till 0,5). För mer information, se vidare t ex Bilaga 1 alt. Bilaga 2. Ytterligare information och teoretisk bakgrund till diffusionsstyrd utlakning kan fås i *NEN 7345*.

Det skall påpekas att nämnda klassning och teori är baserad på oorganiska ämnen. Någon standard för ytutlakning av organiska ämnen finns ännu inte. I brist på sådant underlag har ovanstående intervall används. Resultaten bör därför inte tolkas bokstavstroget även om teorin i princip bör kunna appliceras också på organiska ämnen. Fastän metoden är designad för lakning av oorganiska ämnen, har den ändå nyligen används internationellt för utvärdering av PAH-utlakning ur vägbeläggingsmaterial (*Bowen m. fl., 2000; Beuving m. fl., 1996; Engbers och Smallegange, 1996*).

Bestämning av ytutlakade mängder av ämnen görs normalt på basis av m^2 yta av materialet. Monoliternas ytor var relativt släta och innehade inga större håligheter, Bild 1. Eventuell förekomst av små håligheter, okulärt svårupptäckta, kan inte uteslutas. Bestämningen av de nu undersökta monoliternas ytor har härav generaliserats genom beräkning m h a uppmätt höjd och diameter (eventuellt inhomogena ytor generaliserades alltså med släta ytor). Alla resultat är härav baserade på denna generalisering.

De resultat som ges i följande kapitel är alltså baserade på att monoliterna hade slät yta. Lakresultaten bör härav bedömas utifrån detta något förenklade betraktande. Förenklingen behöver endast beaktas om jämförelse istället önskas baseras på total monolityta (dvs inklusive alla ytliggande porers/mikroporers totala lakbara yta och ej på förenklad slät yta).

2.4. Undersökning av adsorptionsförlust

Avsikten med denna undersökning var att undersöka omfattningen av eventuell adsorptionsförlust av PAH på lakbehållares inre glasvägg. Efter utförda ytutlakningar av prov 7A och prov 16 togs dessa prover ut ur de i övrigt tomma lakbehållarna. Till lakbehållare 7A tillsattes en droppe aceton (pro analysi) och 0,040 liter av toluen GC-grade, varefter behållare täcktes med lock. Denna extraktionsvätska, med densitet 0,867 kg/l, tilläts lätt skakas om i behållaren för hand under någon minut så att all glasyta av behållaren mer eller mindre hela tiden kom i kontakt med lösningsmedlet. Lösningsmedlet överfördes därefter i avsedd ren glasflaska varefter denna fyllda flaska sändes in för analys av 16 enskilda PAH. Samma förfarande utfördes för lakbehållare 16, men med skillnaden att 0,033 liter av samma typ av extraktionsmedel användes. Förlusttesterna utfördes i rumstemperatur (20°C +/-1°C).

3. RESULTAT

Nedan redovisas i text, tabell- och i diagramform resultat från lakttesterna, både separat och i relation till varandra, för valda ämnen och samlingsparametrar. I Bilaga finns de fullständiga resultaten som analysprotokoll.

I analysprotokollen framgår bl a att chrysen och trifenylen ej kunde särskiljas i analyserna; de GC-detekterade signalerna från chrysen och trifenylen överlappade varandra. Generellt sett i alla beräkningar nedan har värden på chrysen/trifenylen konservativt satts att motsvara 100 % chrysen. Trifenylen ingår ej i beteckningen 16PAH och därmed ej heller i beteckningen summa cancerogena PAH (vilket chrysen gör).

3.1. Totalhaltsbestämning

Totalhaltsanalys har utförts på borrhärdar upptagna från respektive väg några centimeter från de borrhärdar som själva lakstudien utförts på. I Tabell 2 redovisas resultat från totalhaltsanalyserna. Resultaten är hämtade från Jacobson och Larsson (2002). Analysresultaten är baserade på innehåll i det extraktionsmedel som genererades vid VTI från deras lösningsmedelsextraktion av borrhärdarna, här omräknat av VTI som totalhaltsinnehåll i samlingsprovet.

Enligt VTI gäller för prov 7A (egentligen för den borrhärda som togs ut några cm från prov 7A) följande: 1,1226 kg neddelat samlingsprov innehållande 0,38 g vatten användes till extraktionen. Som extraktionsmedel användes xylen (GC grade). Total mängd bindemedel var 62,2 g, bindemedelshalt 5,22 %, total mängd extrakt var 785,5 g, omräknat per kg TS 89,4 %.

Enligt VTI gäller för prov 16 (egentligen för den borrhärda som togs ut några cm från prov 16) följande: 1,0285 kg neddelat samlingsprov innehållande 0,9 g vatten användes till extraktionen. Som extraktionsmedel användes xylen (GC grade). Total mängd bindemedel var 50,1 g, bindemedelshalt 4,79 %, total mängd extrakt var 695,7 g, omräknat per kg TS 97,3 %.

Av Tabell 2 framgår att prov 16 innehar drygt dubbla halten 16 PAH jämfört med prov 7A.

Tabell 2. Totalhalter av 16 PAH i borrhärnor tagna några centimeter intill prov 7A och prov 16 (data från Jacobson och Larsson, 2002).

Typ av PAH	Totalhalt	
	Prov 7A, mg/kg TS	Prov 16, mg/kg TS
Naftalen	1,1	1,2
Acenaften	2,1	7
Acenaftylen	0,4	1,0
Fluoren	3,7	7
Fenantren	19,7	37
Antracen	6	13
Fluoranten	21,8	58
Pyren	16,1	42
Benso(g,h,i)perylen	3,7	9
Benso(a)antracen*	7	18
Chrysen*/Trifenylen a/	13,3	29
Benso(b)fluoranten*	4,6	20
Benso(k)fluoranten*	6,1	15
Benso(a)pyren*	6,8	18
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	3,4	8
Dibenso(a,h)antracen*	2,2	5,1
Σ Cancer. PAH (* ovan)	43	113
Σ Övriga PAH	75	175
Total-16PAH	118	288

a/: Chrysen och trifenylen kunde ej särskiljas i analysen. Värdet ansatt att gälla för chrysen.

Något slutgiltigt riktvärde för PAH i beläggningsmaterial innehållande tjära är vid skrivning av denna rapport ännu ej fastställt. Totalhalterna för både prov 7A och prov 16 kommer hypotetiskt att ligga under gränsen för farligt avfall.

Det kan noteras att fördelningen av totalhalter av inbördes PAH i prov 7A och prov 16 ligger inom det "fingerprint"-intervall eller PAH-profil som uppvisats för 24 äldre beläggningsmaterial innehållande stenkoltjära, Diagram 1 (data från Jacobson och Larsson, 2002).

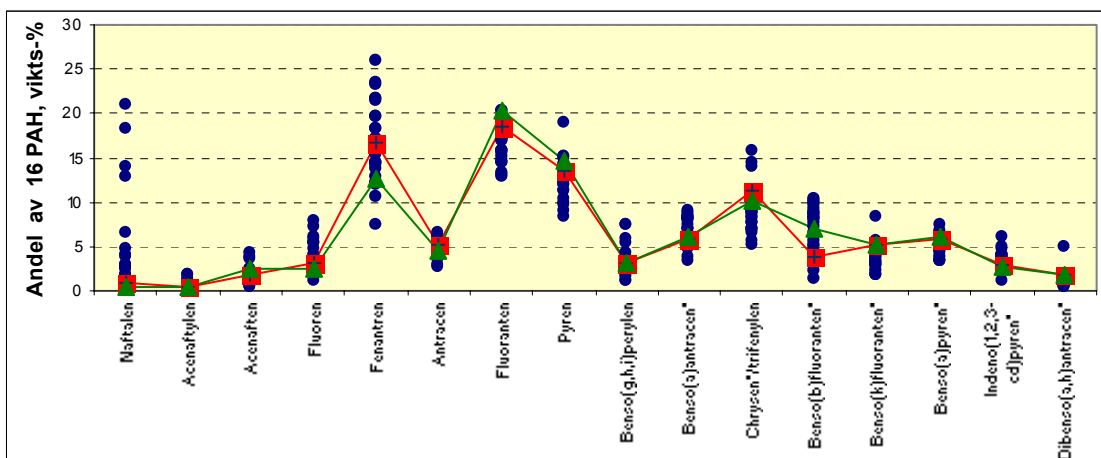


Diagram 1. PAH-profil för 24 äldre vägbeläggningsmaterial samt för prov 7A (röda fyrkanter) och prov 16 (gröna trekanten).

3.2. Resultat från ytutlakning

Protokoll avseende analys av lakvatten från de två proven 7a (väg 825, sektion 11/198) och prov 16 (väg 90, sektion 2/580), redovisas i Bilaga 4.

3.2.1. Prov 7A

Alla data från ytutlakning av prov 7A redovisas i sin helhet i Bilaga 1 och sammanfattas och utvärderas nedan. I Tabell 3 ges ackumulerat utlakat av enskilda PAH upp till 64 dygn. Häri framgår att ökningen av ackumulerade (kumulativt utlakade) PAH som funktion av laktid uppvisar en avtagande trend. Detta visar sammantaget för ackumulerat utlakade summa cancerogena PAH och summa övriga PAH i Diagram 2 och Diagram 3 nedan. För enskilda PAH, se Bilaga 1 (Diagram 1:1 –Diagram 1:19).

Tabell 3. Beräknade kumulativt utlakade mängder (E^*_{n}) från prov 7A.
Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Ämne \ Kumulativa lakdygn	0,25	1	2	4	8	16	32	64 b/
Naftalen	0,40	1,4	2,7	5,7	1,3E+1	2,3E+1	2,6E+1	3,5E+01
Acenaften	0,96	3,2	6,3	1,1E+1	2,2E+1	3,9E+1	5,8E+1	5,8E+01
Acenaftylen	0,19	0,71	0,91	1,3	1,8	2,5	3,2	3,3
Fluoren	5,0	1,5E+1	2,7E+1	4,3E+1	7,4E+1	1,2E+2	1,3E+2	1,3E+02
Fenantren	3,1E+1	9,3E+1	1,6E+2	2,2E+2	3,2E+2	4,6E+2	4,6E+2	4,6E+02
Antracen	6,8	1,8E+1	3,1E+1	4,4E+1	6,7E+1	9,1E+1	1,1E+2	1,1E+02
Fluoranten	1,2E+1	3,3E+1	5,5E+1	7,6E+1	1,1E+2	1,5E+2	1,8E+2	1,8E+02
Pyren	5,4	1,5E+1	2,7E+1	3,9E+1	5,7E+1	7,7E+1	9,7E+1	1,1E+02
Benso(a)antracen*	0,52	1,5	2,5	3,5	5,2	7,8	9,8	1,1E+01
Chrysen*/Trifenylen	0,96	2,8	4,7	6,0	8,0	1,1E+1	1,4E+1	1,6E+01
Benso(b)fluoranten*	0,25	0,75	1,1	1,4	1,8	3,0	3,3	3,4
Benso(k)fluoranten*	0,074	0,24	0,37	0,48	0,58	0,90	1,0	1,1
Benso(a)pyren*	0,074	0,24	0,37	0,45	0,57	1,1	1,2	1,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	0,085	0,28	0,40	0,47	0,54	0,91	0,97	1,0
Benso(g,h,i)perylen	0,074	0,21	0,32	0,38	0,45	0,74	0,80	0,83
Dibenso(a,h)antracen* a/	0,028	0,056	0,085	0,11	0,14	0,24	0,27	0,29
Summa cancerogena PAH (* ovan)	2,0	5,8	9,6	1,2E+1	1,7E+1	2,5E+1	3,1E+1	3,4E+01
Summa övriga PAH	6,2E+1	1,8E+2	3,1E+2	4,4E+2	6,7E+2	9,5E+2	1,1E+3	1,1E+03
Summa 16PAH	6,4E+1	1,8E+2	3,2E+2	4,5E+2	6,9E+2	9,8E+2	1,1E+3	1,1E+03

a/ Alla halter, utom vid 16 dygn ack. tid, låg under detektionsgräns 0,001 $\mu\text{g}/\text{l}$. Kumulativa värden baserade på halva detektionsgränsvärdet i de fall halt låg under detektionsgräns.

b/ Halt av acenaften, fluoren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benso(g,h,i)perylen och dibenso(a,h)antracen låg under detektionsgräns. Kumulativa värden baserade på halva detektionsgränsvärdet i de fall halt låg under detektionsgräns.

3.2.2. Prov 16

Resultaten från ytutlakningarna av prov 16 presenteras i sin helhet i Bilaga 2 och sammanfattas och utvärderas nedan. I Tabell 4 ges ackumulerat utlakat av enskilda PAH upp till 64 dygn. Häri framgår att den tidsberoende ökningen av utlakat av PAHerna uppvisar en i stort avtagande trend (denna trend framgår även i Bilaga 2, Diagram 2:1 – Diagram 2:19). Sammantaget erhålls avtagande trender för summa cancerogena PAH och summa övriga PAH enligt Diagram 2 och Diagram 3 nedan.

Tabell 4. Beräknade kumulativt utlakade mängder (E^*_n) från prov 16.
Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Ämne \ Kumulativa lakdygn	0,25	1	2	4	8	16	32	64 a/
Naftalen	9,1E-01	2,5E+00	4,6E+00	6,3E+00	7,5E+00	9,1E+00	1,1E+01	1,4E+01
Acenaften	9	2,1E+01	4,6E+01	7,9E+01	1,2E+02	1,4E+02	1,4E+02	1,4E+02
Acenaftilen	4,6E-01	1,0E+00	2,0E+00	3,8E+00	8,9E+00	1,2E+01	1,3E+01	1,3E+01
Fluoren	1,3E+01	3,2E+01	6,4E+01	8,5E+01	9,3E+01	9,9E+01	9,9E+01	9,9E+01
Fenantren	4,5E+01	1,0E+02	1,8E+02	1,9E+02	1,9E+02	1,9E+02	1,9E+02	1,9E+02
Antracen	1,4E+01	2,6E+01	4,9E+01	5,7E+01	6,1E+01	6,8E+01	7,0E+01	7,1E+01
Fluoranten	3,4E+01	8,0E+01	1,4E+02	1,9E+02	2,8E+02	3,7E+02	3,8E+02	3,8E+02
Pyren	1,8E+01	4,4E+01	7,8E+01	1,1E+02	1,6E+02	2,2E+02	2,3E+02	2,3E+02
Benso(a)antracen*	2,1	4,5	8,5	13	1,8E+01	2,7E+01	3,1E+01	3,1E+01
Chrysen*/Trifenylen	3,1	6,6	12	1,7E+01	2,3E+01	3,3E+01	3,8E+01	3,9E+01
Benso(b)fluoranten*	1,2	2,2	4,0	5,4	6,9	12	13	15
Benso(k)fluoranten*	0,43	0,76	1,4	1,9	2,4	4,6	5,0	5,5
Benso(a)pyren*	0,55	0,91	1,8	2,4	2,9	5,3	5,9	7,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	0,46	0,79	1,5	2,0	2,4	4,9	5,1	5,7
Benso(g,h,i)perylene	0,40	0,69	1,3	1,6	1,9	3,9	4,2	4,8
Dibenso(a,h)antracen*	0,14	0,24	0,44	0,5	0,6	1,7	1,8	2,0
Summa cancerogena PAH (* ovan)	7,9	1,6E+01	2,9E+01	4,2E+01	5,6E+01	8,8E+01	9,9E+01	1,1E+02
Summa övriga PAH	1,4E+02	3,1E+02	5,6E+02	7,2E+02	9,2E+02	1,1E+03	1,1E+03	1,1E+03
Summa 16PAH	1,4E+02	3,3E+02	5,9E+02	7,6E+02	9,8E+02	1,2E+03	1,2E+03	1,2E+03

a/ Acenaftens halt låg under detektionsgräns 0,001 $\mu\text{g}/\text{l}$. Kumulativa värden baserade på halva detektionsgränsvärdet.

3.2.3. Jämförelse av prov 7a och prov 16

I Diagram 2 och Diagram 3 jämförs ackumulerat ytutlakat i μg per m^2 materialyta (slät), under 64 dygns lakning. Av diagrammen framgår att prov 16 lakar ut signifikant mer av cancerogena PAH, jämfört med prov 7A. Det är också prov 16 som har signifikant högre totalhalt av cancerogena PAH jämfört med prov 7A (Tabell 2). Denna differens i totalhalt gäller också för summa övriga PAH men skillnad i utlakat avspeglar sig mindre för utlakade summa övriga PAH. Därtill var hålrumsalten högre i prov 16 visavi prov 7A (kapitel 2.1). Utlakningen av cancerogena PAH synes härav vara mer beroende av motsvarande totalhalt och eventuellt hålrumsalt, jämfört med summa övriga PAH.

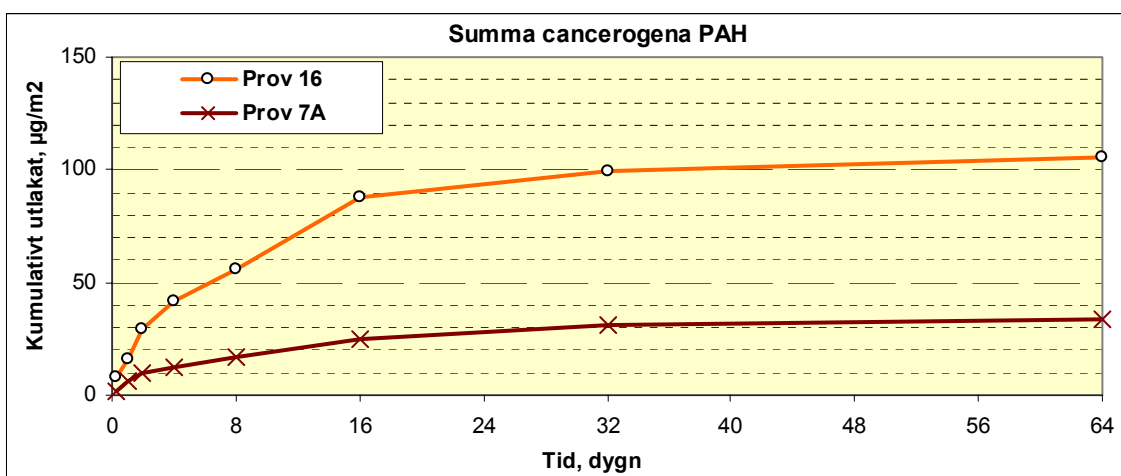


Diagram 2. Ackumulerat ytutlakat, i $\mu\text{g}/\text{m}^2$, av summa cancerogena PAH under 64 dygn från prov 7a och prov 16.

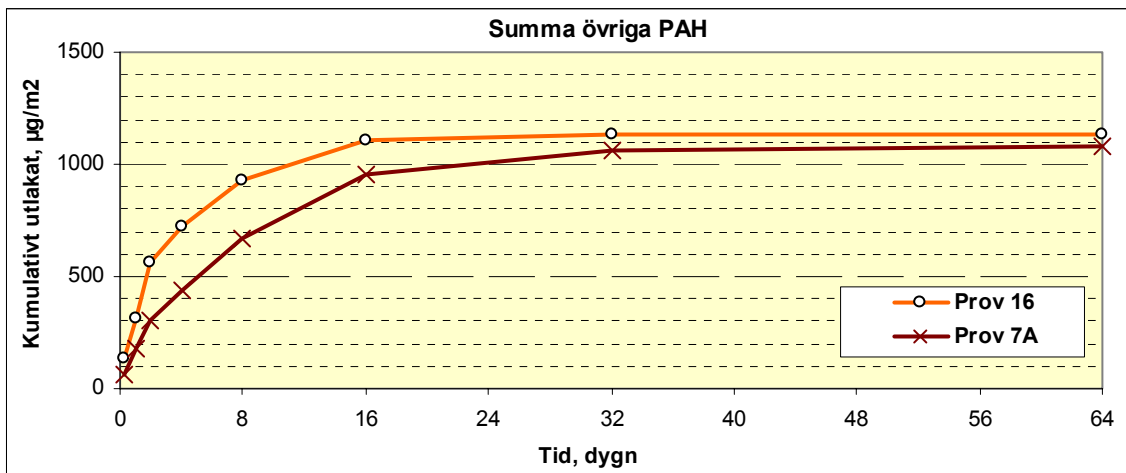


Diagram 3. Ackumulerat ytutlakat, i $\mu\text{g}/\text{m}^2$, av summa övriga PAH under 64 dygn från prov 7a och prov 16.

3.2.4. Jämförelse med tidigare ytutlakade monoliter

Jämförs de erhållna ytutlakade mängderna från prov 7A och prov 16 med ytutlakat från de i Larsson (2002) lakade monoliterna erhålls nu en avsevärd lägre ytutlakning av både summa cancerogena PAH och summa övriga PAH, Diagram 4 och Diagram 5. Detta är inte anmärkningsvärt eftersom totalhalterna av PAH i de nu undersökta proven är avsevärt lägre.

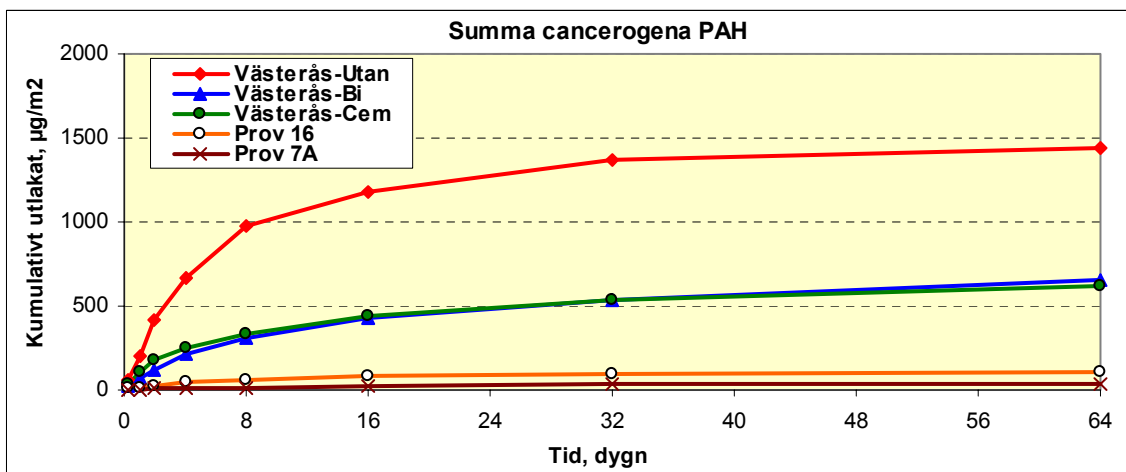


Diagram 4. Ackumulerat ytutlakat, i $\mu\text{g}/\text{m}^2$, av summa cancerogena PAH under 64 dygn från prov 7a och prov 16, jämfört med tidigare undersökta material Västerås-Utan, Västerås-Bi och Västerås-Cem (Larsson, 2002).

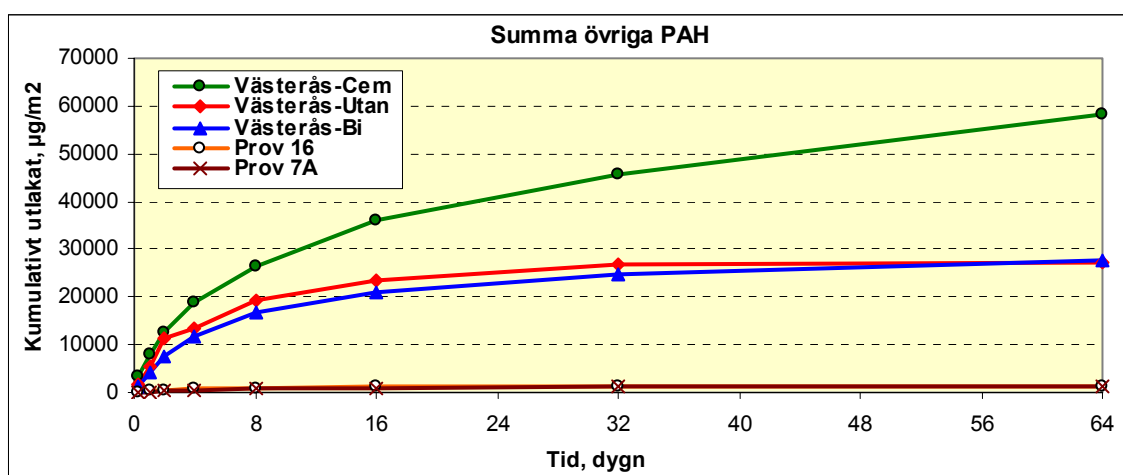


Diagram 5. Ackumulerat ytutlakat, i $\mu\text{g}/\text{m}^2$, av summa övriga PAH under 64 dygn från prov 7a och prov 16, jämfört med tidigare undersökta material Västerås-Utan, Västerås-Bi och Västerås-Cem (Larsson, 2002).

I Tabell 5 ges totalhalter och totalt ackumulerat ytutlakat efter 64 dygn för de monoliter som hittills genomgått ytutlakning och som haft det gemensamma att de består av bitumeninkapslat tjärbeläggingsmaterial. Härur kan vissa indikationer eventuellt erhållas avseende totalhalternas inverkan på ackumulerat utlakat. Tyvärr består underlaget hittills av endast tre monoliter (varav för en, Västerås-Bi, nedan även kallad V-ås Bi, föreligger lakresultat i Larsson 2002).

Resultaten så långt tyder på att totalhalterna kan ha betydelse för ackumulerat ytutlakat, när samma storlek på totalyta, exponerad för lakning, föreligger. Maximal avvikelse från medelvärde av förhållandet mellan totalhalt och ytutlakat från dessa tre monoliter, för både summa cancerogena PAH och summa övriga PAH, är +/- 44 % (Tabell 5). Variationen kan grafiskt beskrivas enligt Diagram 6 och Diagram 7. I dessa diagram har också lagts in värden för den monolit som framställdes av enbart tjärsfalt (kallad Västerås-Utan", alternativt kallad "V-Ås Utan", resultat hämtade från Larsson, 2002). Det visar sig att också denna ligger inom nämnda intervall. Det kan noteras att i Larsson (2002) ytutlakades ytterligare en monolit "Västerås-Cem". Denna är inte medtagen här då den, förutom tillsats av bitumen, hade en tillsats av cement samt att den genererade osedvanligt högt pH i lakvattnen som synes ha påverkat dess utlakningsegenskaper.

Tabell 5. Totalhalter PAH och ackumulerat utlakat efter 64 dygn samt förhållandet mellan dessa parametrar för de hittills tre ytutlakade monoliter som består av bitumeninkapslade tjärbeläggingsmaterial (jämförande resultat för materialet "Västerås-Bi" tagna från Larsson, 2002).

	Prov 7A	Prov 16	Västerås Bi	Medel ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)/ (mg/kg)	Max avvikelse
Totalhalt canc. PAH	43 mg/kg	113 mg/kg	1644 mg/kg		
Totalhalt övr. PAH	75 mg/kg	175 mg/kg	3054 mg/kg		
Ytutlakat canc. PAH, 64 d	34 $\mu\text{g}/\text{m}^2$	106 $\mu\text{g}/\text{m}^2$	656 $\mu\text{g}/\text{m}^2$		
Ytutlakat övr. PAH, 64 d	1079 $\mu\text{g}/\text{m}^2$	1138 $\mu\text{g}/\text{m}^2$	27707 $\mu\text{g}/\text{m}^2$		
Ytutlakat canc. PAH/Totalhalt	0,78 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)/(mg/kg)	0,94 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)/(mg/kg)	0,40 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)/(mg/kg)	0,71	+/- 44 %
Ytutlakat övr. PAH/Totalhalt	14,4 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)/(mg/kg)	6,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)/(mg/kg)	9,1 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)/(mg/kg)	10,0	+/- 44 %

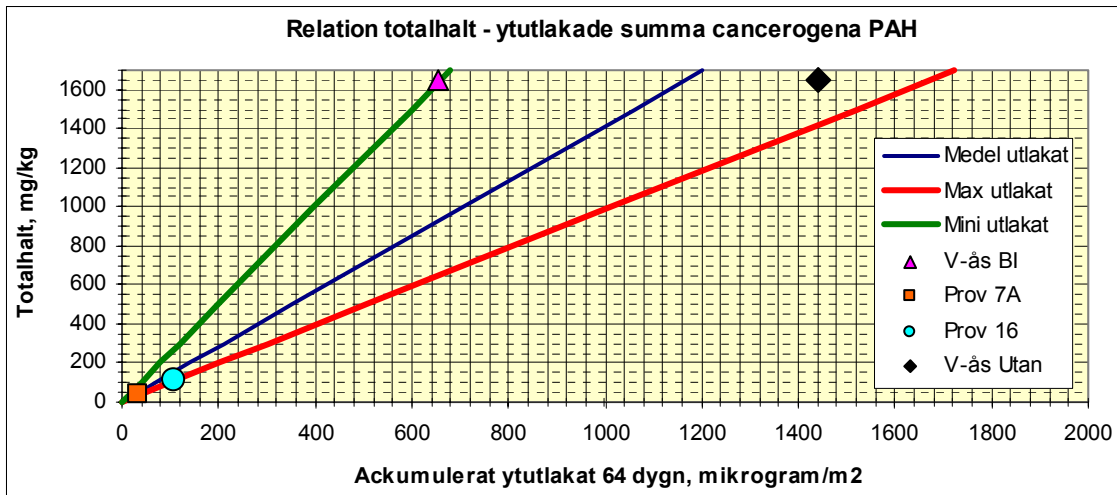


Diagram 6. Ytutlakade summa cancerogena PAH efter 64 dygn visavi totalhalt för fyra monoliter, samt linjer för relationernas medel-, max- och minivärden.

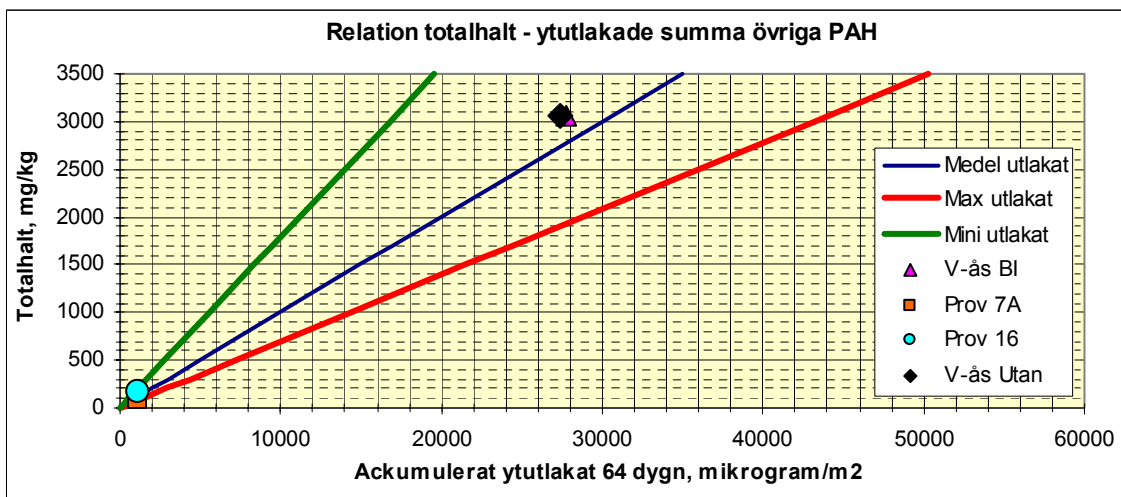


Diagram 7. Ytutlakade summa övriga PAH efter 64 dygn visavi totalhalt för fyra monoliter, samt linjer för relationernas medel-, max- och minivärden.

Prov 7A var tillverkad halvvarm och prov 16 kalltillverkad. Vid jämförelse av värdena i Tabell 5 med typ av produktion finner man att halvvarm tillverkning genererat material som i förhållande till sin totalhalt lakat ut ca 17 % mindre av summa cancerogena PAH men ca 55 % mer av summa övriga PAH, jämfört med det kalltillverkade materialet. Bland de utlakade sk övriga PAH som då gjorde sig mest gällande från prov 7A var fenantren. Jämförs även den tidigare undersökta provkroppen "V-Ås Bi" (producerades på VTI labb liknande halvvarmt; bindemedlets temperatur ca 60°C, materialet värmdes inte upp i sig vid tillverkningen, härdning 40 °C i 7 dygn) så blir trenden än tydligare, framför allt för summa cancerogena PAH.

Generaliserat synes halvvarm process ger mindre lakbart av summa cancerogena PAH men mer lakbart av summa övriga PAH. Underlaget är dock alltför begränsat för att kunna hävda att detta är en trend.

Det har inte gått att klarlägga om den halvvarma processen i sig använder tillsatsmedel med mer av summa övriga PAH. Alternativt kan hypotetiskt ökat processtemperatur göra de sk övriga PAHerna, som är mer vattenlösliga än de sk cancerogena PAHerna, mer tillgängliga/rörliga för lakning. Vad gäller de cancerogena PAHerna så tyder resultaten på att halvvarm process motverkar deras utlakning. De cancerogena PAHerna är, i förhållande till de övriga PAHerna, mer benägna att vara partikelbundna. Det kan hypotetiskt vara så att halvvarm bitumenblandning producerar mer homogena bitumen-skikt med lägre partikelpermeabilitet än kalltillverkad dito.

Från Larsson (2002) erhöles att bitumen i sig kraftigt reducerar utlakning av de cancerogena PAHerna. Halvvarm tillverkning kan eventuellt ytterligare reducera de cancerogena PAHernas mobilitet. Dock synes alltså istället de sk övriga PAHerna bli mer mobila av halvvarm tillverkning, jämfört med kall dito. Det skall noteras än en gång att detta enbart är hypoteser eftersom vi hittills enbart har lakresultat från tre bitumeninkapslade tjärinnehållande provkroppar.

Ovan gäller för ytutlakade PAH/ytenhet visavi totalhalt inom de i Tabell 2 givna intervallen. Liknande jämförelse kan göras för kolonnlakning. De alternativa kolonnlakningar som hittills utförts på tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial finns redovisade i Larsson m. fl. (2000); Larsson (2001a) och Larsson (2001b). Materialstorlek var generellt max 2 cm, materialens kornstorleksfördelningar varierade okulärt signifikant men är okända. För dessa material (totalt fem lakningar, varav material M1 i rapport *Larsson, 2001a*, undantas; flertal PAH låg under detektionsgräns i dess lakvatten) fås maximalt en dubbelt så stor avvikelse från medelvärde av ack. utlakat (L/S 2) / totalhalt, som för de nu ytutlakade monoliterna (i det senare fallet är förhållandet baserat på m² yta vilket inte är fallet för kolonnlakningarna), gällande både summa cancerogena PAH som för summa övriga PAH.

Totalhaltsintervallet inför kolonnlakningarna var för summa cancerogena PAH 25-1923 mg/kg och för summa övriga PAH 37-3375 mg/kg. Medelvärde för kolonnlakningarna vid L/S 2 (dvs den vattenmängd som passerat materialet var viktmässigt dubbelt så mycket som materialet) var för summa cancerogena PAH 0,0058 (µg/kg) / (mg/kg) och för summa övriga PAH 0,038 (µg/kg) / (mg/kg). Som exempel fås härav att ett grövre tjärinnehållande beläggingsmaterial med max 2 cm kornstorlek, innehållande 500 ppm av summa cancerogena PAH, skulle i kolonn, ackumulerat upp till L/S 2, kunna laka ut ca 2-5 µg av summa cancerogena PAH/kg material (max 1,8*0,0058*500; min 0,2*0,0058*500). Sammantaget kan dessa data indikera att, förutom totalhalt, totalytan kan ha betydelse för utlakningspotentialen.

3.3. Potential för diffusion

Vid undersökning av huruvida utlakningsförlopp är styrt av diffusion utförs linjär regressionsanalys på lakdata. Regressionsanalysen fokuseras på olika delar av lakkurvan och riktningskoefficienter för olika punktintervall beräknas. Tillvägagångssätt, beräkningar och bakgrund till bedömningsgrunder ges i Bilaga 1 för prov 7A och i Bilaga 2

för prov 16. Vid beräkningarna används statistikprogram för regressionsanalys, t ex inbyggt i Microsoft Excel. Resultaten kan sammanfattas enligt följande.

Eftersom generella riktvärden föreligger för gruppen ”summa cancerogena PAH” och gruppen ”summa övriga PAH” är det intressant att ur diffusionssynpunkt om möjligt betrakta dessa som enheter, dvs betrakta alla de PAH:er som ingår i en grupp gemensamt som ett teoretiskt tänkt ämne. Det har dock inte gått att klarlägga om det är relevant att hävda att om alla delkomponenter i en grupp samtidigt ytutlakas genom diffusion från ett material så kan hela gruppen ses som en enhet för vilken diffusionskoefficient kan beräknas.

Ytutlakningen av de undersökta PAH:erna från prov 7A synes inte primärt vara styrd av diffusion (Bilaga 1). Fem av sexton PAH uppvisar värden som indikerar diffusion i huvudintervallet 2-7. Med reservation för att summa cancerogena PAH respektive summa övriga PAH kan betraktas som två föreningar föreligger ingen indikation på diffusion för summa övriga PAH. Vad gäller summa cancerogena PAH föreligger svag indikation på diffusion (värde just under gräns; punktintervall 2-7: 0,32; kravet är: >0,35). Emellertid, få av de enskilda cancerogena PAH:erna synes ha lakas ut via diffusion. Vidare uppvisar en cancerogen PAH halt under detektionsgräns i fem av sex lakvatten i intervallet 2-7 varvid diffusion, under nämnda antaganden, av summa cancerogena PAH sammantaget synes mindre relevant.

För prov 16 föreligger ingen tydlig indikation på att ytutlakningen av PAH generellt sett skulle ha skett via diffusion (Bilaga 2). Huvudkomponent bland de analyserade 16 PAH:erna är fluoranten (lakas ut mest, är också fallet för prov 7A, Bilaga 1). Dess utlakning är inte signifikant diffusionsstyrd i huvudintervallet 2-7. Fyra PAH (acenaftylen, benso(a)antracen, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren) som uppvisar värden som angränsar till diffusion. Varken enskilda cancerogena PAH eller summa cancerogena PAH uppvisar dock tydliga diffusionskaraktistika, i det senare fallet förutsatt att diffusionsteorin kan appliceras på summavärdena.

Sammantaget synes alltså ytutlakningen av PAH från prov 7A och prov 16 främst ha skett på annat eller andra sätt än genom diffusion. I det fall man ändå grovt skulle anta att det vore möjligt att approximera utlakningsbeteendet avseende summa cancerogena PAH och summa övriga PAH med diffusion ges för jämförelse så erhållna koefficienter i Bilaga 1 och Bilaga 2. Dessa bör för båda proven alltså betraktas som osäkra, dels av orsaker beskrivna ovan, dels eftersom deras beräkning kräver värde på maximalt tillgängligt, normalt ansett som maximalt utlakat upp till L/S 200, framtaget med sk tillgänglighetstest. I föreliggande fall har detta inte kunnat utföras av materialtekniska skäl. I stället har värde på maximalt tillgängligt tagits fram teoretiskt för enskilt material, utifrån ansatt matematisk anpassning till reella data upp till 64 dygn och extrapolering på erhållna kurvor till L/S 200. Detta gör alltså diffusionsvärdena än osäkrare. Erhållna anpassningar ges i Diagram 8 – Diagram 11. Slutligen, utlakningen synes starkt avklinga i de sista lakvattnen (beskrivs mer i nämnda bilagor) varvid användandet av diffusionsteorin för prognostisering av framtida utlakning sammantaget bedöms irrelevant.

I avsikt att ändå försöka göra en prognostisering av framtida lakegenskaper har inledningsvis ekvationen $Y=AX/(B+X)$ använts för att teoretisk anpassning till reella lakdata upp till 64 dygn. Värden på konstanterna A och B för respektive summamparametrar och material ges i respektive bilagor. I föreliggande fall bedöms, den till reella data optimalt

anpassade, kurvan $Y=AX/(B+X)$ ge något konservativa och härav acceptabla approximationer (teoretiska värden högre än reella) i det sista lakintervallet (32 dygn -64 dygn) för summa övriga PAH för både prov 7A och prov 16. Däremot ger ekvationen värden som i detta intervall ligger något i underkant för summa cancerogena PAH för prov 7A, utifrån dess anpassning upp till 64 dygn till reella data (Diagram 8 – Diagram 11). Generellt, för prognos av utlakning av summa cancerogena PAH från båda materien, har härav istället preliminärt bedömts att ekvationen $Y=A*\ln(X)+B$ ger bättre anpassning till reella data på lång sikt (dvs för prognostisering för tider > 64 dygn). Konstanterna A och B har tagits fram baserat på optimal anpassning till de tre sista lakpunkterna, Diagram 12 – Diagram 13. Värden på konstanterna ges i respektive bilaga.

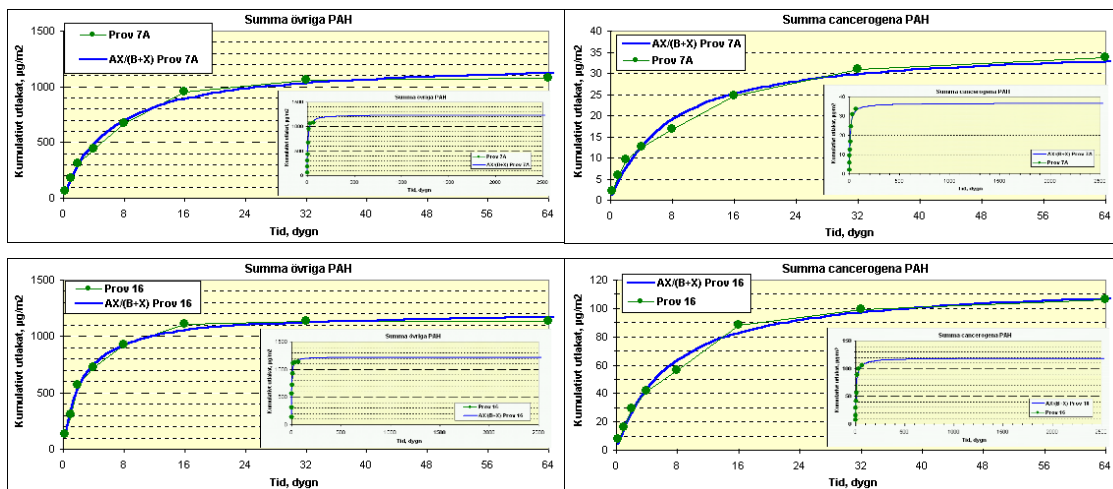


Diagram 8 – Diagram 11. Reella lakdata och till dessa matematiskt anpassade kurvor med ekvation $Y=AX/(B+X)$. De två övre gäller prov 7A, de två undre prov 16. Vänster summa övriga PAH, högre summa cancerogena PAH. Diagrammen (här förminskade) tagna från Bilaga 1 och Bilaga 2.

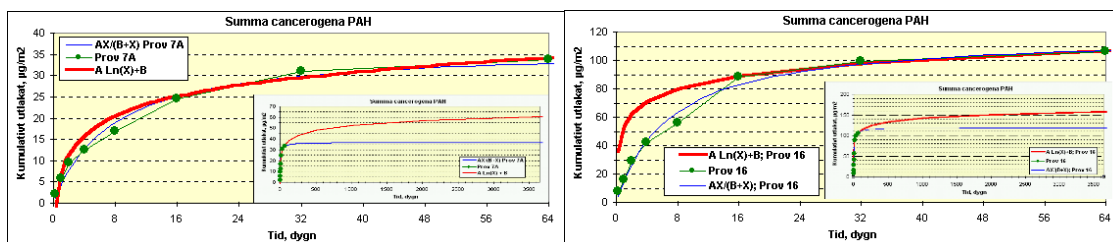


Diagram 12 – Diagram 13. Reella lakdata och till dessa matematiskt anpassade kurvor med ekvation $Y=A*\ln(X)+B$. Båda gäller för summa cancerogena PAH, varav den vänstra för prov 7A och den högra för prov 16. I de inklippta diagrammen syns den långsiktiga skillnaden till alternativet $Y=AX/(B+X)$. Diagrammen (här förminskade) tagna från Bilaga 1 respektive Bilaga 2.

Ur miljömässig synpunkt är det av intresse att undersöka den tidsmässiga omgivningspåverkan som materialen teoretiskt kan beräknas utöva. Ovanstående ekvationer har

härav använts för att grovt uppskatta framtida ytutlakning från materialen enligt följande exempel.

De nu undersökta materialen var i form av bärlager under ett relativt tätt yt-/slitlager. I följande exempel har härför, delvis konservativt, ansatts:

- all utlakad summa cancerogena PAH, alternativt summa övriga PAH, hamnar homogent fördelat i ett underliggande 1 mm tjockt jordlager
- ingen nedbrytning och ingen avdunstning ansätts komma att ske
- jorden har densiteten $1,7 \text{ ton/m}^3$
- ytan av det bitumeninkapslade materialet som utsätts för lakning är 1000 m^2
- materialet har samma lakbara över- som underyta (500 m^2 vardera) medan beläggningens sidoytor bortses ifrån (jordyta som PAH kommer i kontakt med är 500 m^2)
- lakyterna är ständigt i kontakt med vatten

Med ekvation $Y=AX/(B+X)$ för summa övriga PAH och $Y=A*\ln(X)+B$ för summa cancerogena PAH, i båda fallen med matematiskt anpassade konstanter till reella data enligt ovan, har totalt utlakat efter önskad tid grovt beräknats. Baserat på ovanstående angivna förutsättningar fås ackumulerade halter av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH i det 1 mm tjocka jordlagret per tidsenhet enligt Diagram 14 – Diagram 17. I diagram i respektive bilagor ges även, för jämförelse, teoretisk utlakning baserat på alternativa, men bedömt mindre relevanta, ekvationsanpassningar.

Naturvårdsverkets föreslagna riktvärden för förorenade markområden gäller till vilka nivåer man skall sanera ned till och inte till vilka nivåer man skall förorena upp till. Om man ändå gör jämförelse är riktvärdet för bensinstationer med mark med mindre känslig markanvändning (MKM) 0-0,7 m under markyta (u my) för summa cancerogena PAH 8 mg/kg och djupare än 0,7 m 40 mg/kg (NV 4889, 1998). I NV 4638 (1996) anges att generella riktvärde för summa cancerogena PAH i områden med MKM är 7 mg/kg. För summa övriga PAH är riktvärdet 40 mg/kg för MKM.

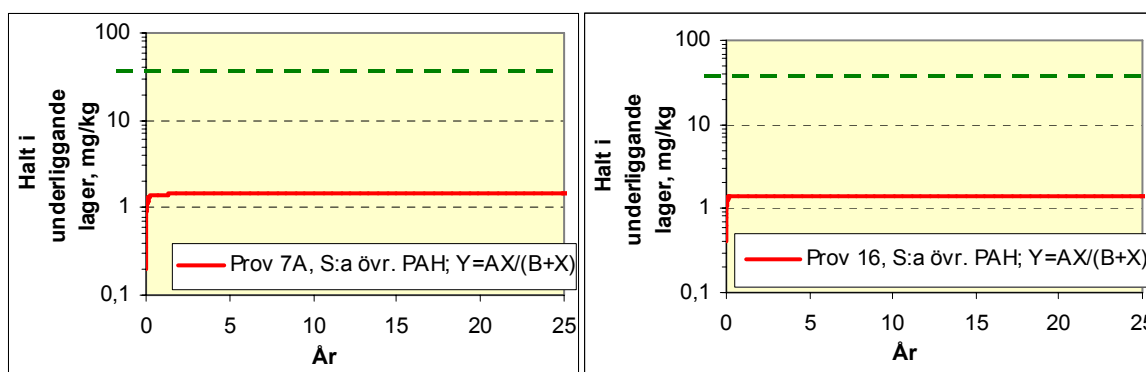


Diagram 14 (vänster) - Diagram 15 (höger). Tidsberoende teoretiskt beräknade halter av summa övriga PAH i 1 mm tjockt 500 m^2 jordlager under ett bärlager av material 7A (vänster) och material 16 (höger). Exempelen baserade på totalt 1000 m^2 lakyta (underyta plus överyta) och där lakytan är i konstant kontakt med vatten. Grön streckad linje är riktvärde för summa övriga PAH i jord för mindre känslig markanvändning (40 mg/kg).

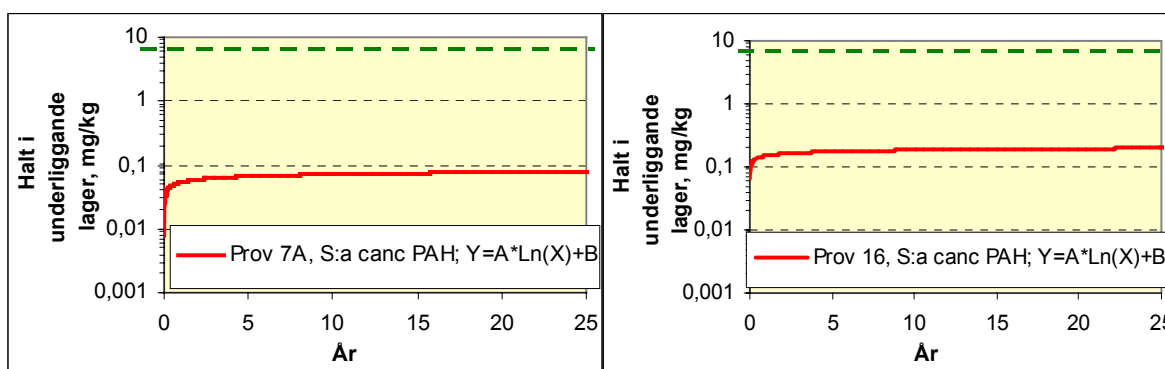


Diagram 16 (vänster) och Diagram 17 (höger). Tidsberoende teoretiskt uppkomna halter av summa cancerogena PAH i 1 mm tjockt 500 m² jordlager under ett bärlager av material 7A (vänster) och material 16 (höger). Exemplet baserat på totalt 1000 m² lakyta (underyta plus överyta) och där lakytan är i konstant kontakt med vatten. Grön streckad linje är riktvärde för summa cancer. PAH i jord för mindre känslig markanvändning (7 mg/kg).

Ovanstående grovt ansatta teoretiska beräkningar indikerar att efter 25 år kommer medelhalten i det 1 mm tjocka underliggande jordlagret att aldrig komma upp till i närheten av riktvärdena för MKM (förutsatt utlakning enligt ovan antagna ekvationer). Beträkningen utgår dock från medelhalt. Halten kan lokalt antas bli högre då det är mindre troligt att alla utlakade PAH:er sprider sig fullständigt homogent i lagret. Prognoserna skall ses som grovt uppskattade eftersom de baseras på föreslagna ekvationer som endast är anpassade till reella lakvärden upp till 64 dygn.

Man kan anta att de teoretiskt beräknade medelhalterna i underliggande lager efter 25 år skulle kunna bli avsevärt lägre. Exempelvis, ansatt tjocklek på det lager som alla utlakade PAH skulle samlas upp i är satt till enbart 1 mm (t ex 2 mm ger halverad medelhalt). Beräkningarna är därtill baserade på full utlakning under hela laktiden av 25 år (dvs bitumeninkapslade tjärlagret ligger konstant i vatten), vilket måste betraktas som mycket konservativt antagande (väg med ett bärlager av materialet bör rimligen inte anläggas med sådana förutsättningar). Om man istället t ex ansätter att bärlagret skulle ligga i vatten varje dag 10% av dagen fås istället att avsevärt lägre halter skulle ackumuleras i det 1 mm tjocka underliggande lagret efter 25 år. Slutligen, ingen hänsyn har tagits till eventuell mikrobiell nedbrytning av de utlakade PAH:erna i vattnet och jordlagret. Om konservativa halveringstider avseende mikrobiell nedbrytning ansätts gälla (medelvärde ca 10 år för cancer. PAH och ca 5 år för övriga PAH i anaeroba vatten; Howard m. fl., 1991) kommer ovanstående angivna maximala halter aldrig att uppnås.

Sammantaget, lakdata indikerar att diffusionsteorin inte är lämpad att appliceras på utlakning av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH från något av materialen. Härav föreligger svårigheter att prognostisera framtida omgivningspåverkan från det aktuella materialet. Preliminärt har bedömts att materialets framtida lakegenskaper skulle kunna grovt approximeras med de matematiskt anpassade ekvationerna $A \cdot X / (B + X)$ för utlakade summa övriga PAH och $A \cdot \ln(X) + B$ för utlakade summa cancerogena PAH. Framtida fältprovtagningar under och vid de vägvagnsnitt som materialet är taget ifrån kan förhoppningsvis ge ytterligare vägledning avseende relevansen i prognoser baserad på de valda lakekvationerna.

3.4. Akut-toxicitet (Microtox) i lakvatten

Microtox är en screeningmetod för att erhålla indikationer på om innehållet i det testade materialet (i det här fallet lakvatten) är akut-toxiskt. Metoden ger respons på både organiska och oorganiska ämnen och baseras på användandet av bakterier, som i friskt tillstånd avger ljus (de luminiscerar), vilka tillsätts till det vatten som skall undersökas. Bakterierna kallas Photobacter phoshoreum (även kallade Vibrio fischeri) och ju mer toxiskt ett vatten är för dessa bakterier desto fler av bakterierna slutar att avge ljus. Ljusstyrkan blir då ett mått på vattnets toxicitet för bakterierna. Även om ett vatten är toxiskt för dessa bakterier innebär det dock inte att man därav kan fastställa att vattnet är toxiskt för alla andra organismer i naturen. Om testet visar hög toxisk respons bör härav ytterligare toxikologiska tester och/eller kemiska analyser genomföras.

Beteckningen EC är en förkortning av "Effektkoncentration" och EC50 betyder den koncentration av det undersökta provet i en spådsérie som ger 50 % reduktion av ljuskoncentrationen. Ju större reduktion av ljuset desto högre toxicitet har provet för de använda bakterierna. Toxicitetsvärdet som anges är i princip den andel organismer som överlevt testet, dvs ju lägre angivet värde desto högre akut-toxicitet. Bakteriernas avgivna ljusintensitet mäts normalt efter 5 och 15 minuter.

I *Förorenade områden (1996)* görs bedömning av respons från Microtox-test på grundvatten enligt Tabell 6. I *NV (2000)* görs bedömning av grundvatten m a p påverkan av punktkälla enligt Tabell 7. Tabell 8 ger bedömning av toxicitet med Microtox för lakvatten som bedöms som ytvatten (*Förorenade områden, 1996*). Lakvatten från de nu undersökta proverna bör främst jämföras med ytvatten (avrinning från vägen), Tabell 8.

Tabell 6. *Bedömning av toxicitet utifrån respons från Microtox-test på grundvatten (Förorenade områden, 1996).*

EC50; 15 min	Bedömning
90-70 %	Måttligt hög toxicitet
70-50 %	Hög toxicitet
<50 %	Mycket hög toxicitet

Tabell 7. *Bedömning av toxicitet utifrån respons från Microtox-test på grundvatten (NV, 2000).*

EC50; 15 min	Bedömning
>95 %	Ingen/liten påverkan av punktkälla
95-70 %	Trolig påverkan av punktkälla
70-50 %	Stor påverkan av punktkälla
<50 %	Mycket stor påverkan av punktkälla

Tabell 8. *Bedömning av toxicitet utifrån respons från Microtox-test på ytvatten (Förorenade områden, 1996).*

EC20; 15 min	Bedömning
>80 %	Ingen eller liten påverkan av punktkälla
80-70 %	Trolig påverkan av punktkälla
70-50 %	Stor påverkan av punktkälla
<50 %	Mycket stor påverkan av punktkälla

I Tabell 9 redovisas erhållna akut-tox responser för de fem undersökta lakvattnen från prov 7A. Vid likställande med ytvatten erhålls att alla lakvattnen utom ett ger ingen eller ringa påverkan av punktkälla. Undantaget är lakvatten efter 4 dygn som ligger inom intervallet "trolig påverkan" avseende ytvatten (men ingen påverkan av punktkälla jämfört med grundvatten, Tabell 7). Generellt bedöms lakvattnen från prov 7A ge låg toxicitet.

Tabell 9. Akut-toxisk respons på ytutlakat innehåll i lakvatten från prov 7A.

Provbeteckning	Microtoxrespons på lakvatten från prov 7A							
	2647-Prov 7A-6h	2648-Prov 7A-24h	-	2650-Prov 7A-4d	-	2652-Prov 7A-16d	-	2654-Prov 7A-64d
Microtox testat	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej	Ja
Laktid, dygn, reell	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
Laktid, dygn, tot ack.	0,25	1	2	4	8	16	32	64
pH/justerat till *	4,4/7	4,4/7	-	4,6/7	-	5,4/7	-	6,1/7
EC50; 5 min., vol%	>100	>100	-	>100	-	>100	-	>100
EC50; 15 min., vol%	>100	>100	-	>100	-	>100	-	>100
EC20; 5 min., vol%	99	49	-	83	-	45	-	>100
EC20; 15 min., vol%	>100	>100	-	76	-	>100	-	98
Hämning vid 100%konc., 5, 15, 30 min (% v/v)	20;20;17	16;14;12		25;29;25		14;15;12		17;21;24
Bedömning	Lågtoxiskt	Lågtoxiskt	-	Lågtoxiskt	-	Lågtoxiskt	-	Lågtoxiskt

* pH i lakvattnet: Det första värdet uppmättes av analyslaboratoriet innan tox-testet och sänktes av analyslaboratoriet till det andra värdet strax innan tox-test (i enlighet med Microtox-manual).

I Tabell 10 redovisas erhållna akut-tox responser för de fem undersökta lakvattnen från prov 16. Vid likställande med ytvatten erhålls att alla lakvattnen ger ingen eller ringa påverkan av punktkälla. Generellt bedöms lakvattnen från prov 16 ge ingen/ringa/låg toxicitet.

Tabell 10. Akut-toxisk respons på ytutlakat innehåll i lakvatten från prov 16.

Provbeteckning	Microtoxrespons på lakvatten från prov 16							
	2655-Prov 16-6h	2656-Prov 16-24h	-	2658-Prov 16-4d	-	2660-Prov 16-16d	-	2662-Prov 16-64d
Microtox testat	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej	Ja
Laktid, dygn, reell	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
Laktid, dygn, tot ack.	0,25	1	2	4	8	16	32	64
pH/justerat till *	4,6/7	4,5/7	-	4,5/7	-	5,5/7	-	6,1/7
EC50; 5 min., vol%	>100	>100	-	>100	-	>100	-	>100
EC50; 15 min., vol%	>100	>100	-	>100	-	>100	-	>100
EC20; 5 min., vol%	>100	>100	-	>100	-	44	-	>100
EC20; 15 min., vol%	>100	>100	-	>100	-	>100	-	88
Hämning vid 100%konc., 5, 15, 30 min (% v/v)	9,9; 9,4; 8,9	16; 15; 14		8,7;3,0;0		19;14;13		19;25;29
Bedömning	Lågtoxiskt	Lågtoxiskt		Lågtoxiskt		Lågtoxiskt		Lågtoxiskt

* pH i lakvattnet: Det första värdet uppmättes av analyslaboratoriet innan tox-testet och sänktes av analyslaboratoriet till det andra värdet strax innan tox-test (i enlighet med Microtox-manual).

3.5. Microtox-respons v.s. PAH-utlakning

I Diagram 18 och Diagram 19 görs jämförelser av akut-toxicitet och utlakade halter PAH. Härav framgår att det inte föreligger någon tydlig överensstämmelse mellan utlakade koncentrationer av varken summa cancerogena PAH eller summa övriga PAH, visavi toxicitet, varken för lakvattnen från prov 7A eller från prov 16. En mer ingående jämförelse med de enskilda PAHernas koncentrationer (Bilaga 1-Bilaga 2) ger att inget av PAHerna uppvisar variationer i halter som helt motsvarar variationen i akut-toxiciteten.

Resultaten indikerar preliminärt att det föreligger annat/andra utlakade ämne/n i vattnen än de 16 PAHerna som gett signifikant akut-toxisk respons. Vilka dessa ämnen i så fall varit är okänt. Liknande respons, dvs respons av akut-toxicitet som stämmer dåligt överens med utlakade halter av analyserade PAH från vägbeläggingsmaterial, har registrerats tidigare (Larsson, 2002; Larsson m. fl., 2000; i viss mån även Larsson, 2001).

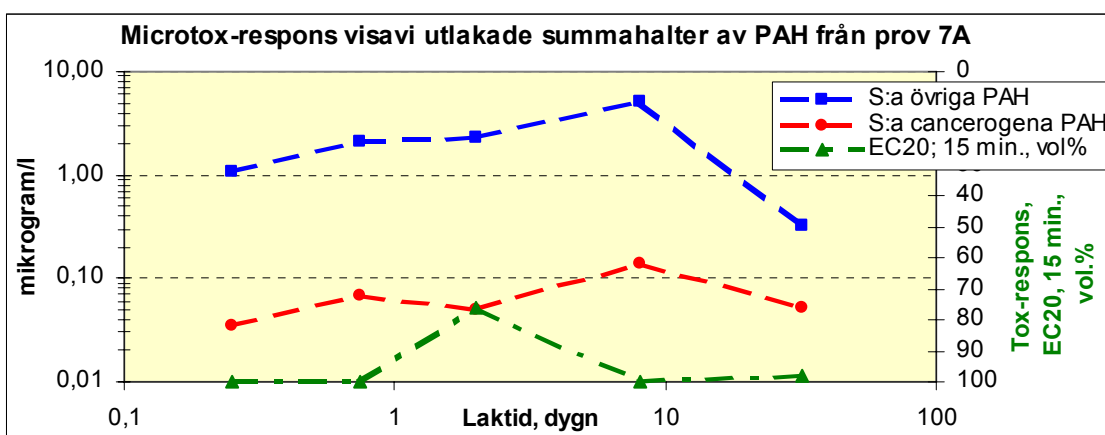


Diagram 18. Jämförelse mellan akut-toxisk respons (Microtox) och utlakade halter av PAH i fem valda lakvatten från ytutlakning av prov 7A, som funktion av icke-ackumulerad laktid.

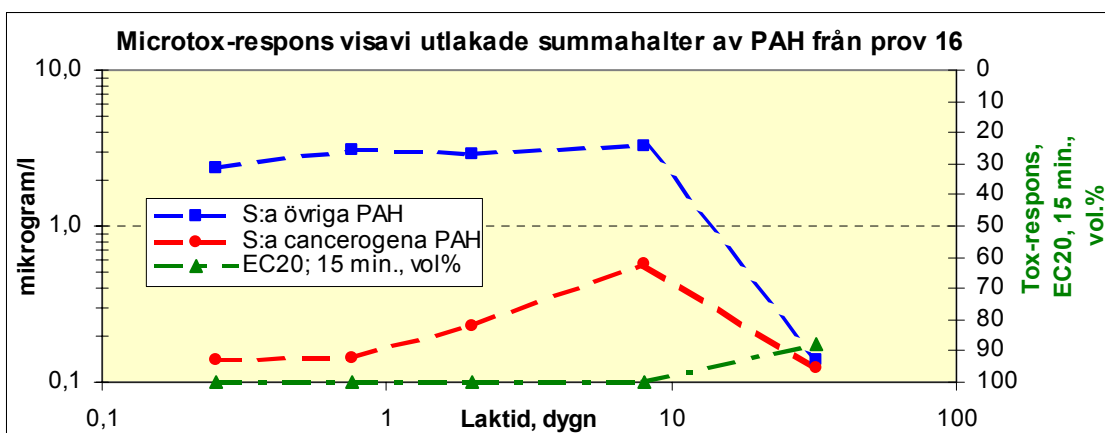


Diagram 19. Jämförelse mellan akut-toxisk respons (Microtox) och utlakade halter av PAH i fem valda lakvatten från ytutlakning av prov 16, som funktion av icke-ackumulerad laktid.

3.6. Kontroll av adsorptionsförlust

Kontroll har utförts för att klarlägga omfattning av adsorptionsförlust av PAH på lakbehållarnas glasväggar. Resultaten presenteras i sin helhet i Bilaga 3. I Tabell 11 nedan sammanfattas resultaten.

För lakbehållare med prov 7A har 11 % av den totala ackumulerade utlakade mängd summa cancerogena PAH som analyserats löst i lakvattnet under 64 dygn adsorberats på glasbehållarens väggar. För summa övriga PAH är motsvarande procentandel 2,4 %.

För lakbehållare med prov 16 fås på samma sätt för summa cancerogena PAH 7,2 % och för summa övriga PAH 1,9 %.

Tabell 11. *Mängd detekterat adsorberat på lakbehållares väggar samt andel detekterat adsorberat av total mängd utlakat efter 64 dygn.*

Provbehållare	7A	7A	7A	16	16	16
	Mängd adsorberat	Total ytutlakad mängd efter 64 dygn	Adsorberat / utlakat	Mängd adsorberat	Total ytutlakad mängd efter 64 dygn	Adsorberat / utlakat
Enhet	µg	µg	%	µg	µg	%
Summa cancerogena PAH	0,13	1,2	11	0,26	3,7	7,2
Summa övriga PAH	0,91	38	2,4	0,76	39	1,9
Summa 16PAH	1,0	39	2,7	1,0	43	2,4

Om man antar att det inte funnits någon koncentrationsmotstånd mot utlakningen (vilket är rimligt att anta eftersom halterna i lakvattnen varit mycket längre än maximal löslighet i vatten för de enskilda PAHerna) så innebär 11 % adsorption av summa cancerogena PAH att efter 64 dygn har, utöver de i lakvattnen detekterade PAHerna, ytterligare 11 % av dessa lakat ut. Detta förutsätter att avdunstning samt kemisk och biologisk nedbrytning varit försumbar. I Larsson (2002) utfördes totalförlustundersökningar varvid bedömdes att avdunstning av PAH ingående i definitionen summa cancerogena PAH var ringa medan avdunstning kan ha varit signifikant för främst naftalen ingående i definitionen summa övriga PAH (men att adsorptionen däremot för naftalen bedömdes vara förhållandevis ringa).

Kemisk nedbrytning av PAH kan ske med ljus och biologisk nedbrytning av PAH sker främst under aeroba (syrerika) förhållanden. Testerna var designade så att kemisk nedbrytning via ljuspåverkan kan försummas (testerna skedde i mörker, behållarna var helt täckta med aluminiumfolie). Syret i varje lakvatten hade avdrivits med kvävgas innan tillsats och lakbehållarna var förslutna med lock. Eftersom avdunstning av naftalen bedömdes som signifikant i de tidigare testerna (Larsson, 2002) kan det ändå inte uteslutas att syre kan ha trängt in i lakvattnet, speciellt under de längre laksekvenserna.

De nu erhållna resultaten kan räknas om i förhållande till total glasyta varvid erhålls att på lakbehållare 7A adsorberades 1,6 µg/m² glasyta av summa cancerogena PAH och 11,6 µg/m² av summa övriga PAH. För lakbehållare 16 fås adsorption av 3,2 µg/m² glasyta av summa cancerogena PAH och 9,4 µg/m² av summa övriga PAH. I medel befanns adsorberat vara 2,4 +/-0,8 µg av summa cancerogena PAH och 10,5 +/-1,1 µg av summa övriga PAH, i båda fallen per m² glasyta, efter 64 dygns lakttest.

4. SLUTSATSER

Målsättningen med föreliggande ytutlakningsstudie, utförd på SGI:s laboratorium, har varit att undersöka ytutlakning av PAH från två borrkärnor, direktupptagna av VTI från bärlager i två provsträckor på väg 825 respektive väg 90. Vidare har målsättningen varit att undersöka om ytutlakning av cancerogena PAH och/eller övriga PAH från dessa provkroppar eventuellt styrs av diffusion.

Bärlagren från vilka borrkärnorna tagits består av bitumeninkapslad tjärasfalt, där tjärasfalten till varje provsträcka tagits från tidigare beläggning från respektive väg. Provsträcka väg 825s bärlager producerades i ett halvvarmt blandningsverk med ånguppvärmning (70-80 °C). Materialet bestod av en blandning av krossat tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial, mjukbitumen och makadam. Undersökt borrkärna från detta material kallas prov 7A. Provsträcka väg 90s bärlager producerades i kallblandningsverk. Produkten bestod av krossat tjärinnehållande material, bitumen emulsion, makadam och vatten. Undersökt borrkärna från detta material kallas prov 16.

Analys av utbörande intilliggande kärnor gav att material 7A innehöll 118 mg/kg av 16 PAH och material 16 innehöll 288 mg/kg av 16 PAH.

Testresultaten från lakstudierna, i form av ytutlakning under 64 dygn, gav ringa indikation på att ytutlakning av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH från båda materialen skulle vara diffusionsstyrda. Härav föreligger svårigheter att prognostisera framtida omgivningspåverkan från de aktuella materialen. Preliminärt har bedömts att materialens framtida lakegenskaper istället skulle kunna grovt approximeras med speciellt utvalda ekvationer, matematiskt anpassade till reella lakdata. Utifrån dessa har konservativt beräknats uppkomna halter under 25 år i ett tunt jordlager under bärlager av de aktuella materialen. Den så grovt framtagna prognosen indikerar preliminärt liten/ringa omgivningspåverkan från summa övriga PAH och summa cancerogena PAH genom ytutlakning för båda materialen. Framtida fältprovtagningar under och vid de vägvägningsmaterialen är tagna ifrån kommer att ge ytterligare vägledning avseende relevansen i dessa, på de valda lakekvationerna baserade, prognoser.

Förlustkontroll avseende adsorption av PAH på testutrustning har utförts. Adsorptionen bedöms som låg. Jämfört med totalt utlakat efter 64 dygn detekterades ca 2 vikts-% av summa övriga PAH och 7-11 vikts-% av summa cancerogena PAH på glasbehållarnas ytor.

Utöver analys av PAH har valda lakvatten undersökts m a p akut-toxicitet (Microtox). Resultaten ger att sådan toxicitet i lakvattnen generellt varit låg. Utlakade PAH-halter kopplade till erhållen akut-toxisk respons, indikerade att det kan ha förelegat annat/ andra utlakade ämne/n i vattnen än de 16 PAHerna som gett huvuddelen av responsen.

REFERENSER

- Beuving E., Veenstra S., van der Zwn J., 1996. Reuse of tar bearing asphalt in the Netherlands. Proceedings Euroasphalt & Eurobitumen Congress. E&E.3.042.
- Bowen C., de Groot P., Brandt C., 2000. Health safety and the environment – Aqueous leaching of PAC's from bitumen. Proceedings 2nd Euroasphalt & Eurobitumen Congress, Barcelona 2000.
- Engbers G., Smallegange J., 1996. The development of emulsce^m®: A subbase material with a future. Proceedings Euroasphalt & Eurobitumen Congress. E&E.3.043.
- Föreorenade områden, 1996. Vägledning för översiktliga inventeringar och riskklassningar. NV, SGU, ITM, IMM.
- Howard P., Boetling R., Jarvis W., Meylan W., Michalenko E., 1991. Handbook of environmental degradation rates. Lewis Publ., Inc., ISBN 0-87371-358-3
- Jacobson T., Bäckman L., 2002. Miljöpåverkan vid kall- och halvvarm återvinning av tjärhaltiga beläggningsmassor - Fältförsök 2001 (lägesrapport). Statens väg- och Transportforskningsinstitut. VTI Notat 12-2002.
- Jacobson T. Larsson L., 2002. Kall och halvvarm återvinning av tjärhaltiga beläggningsmassor – påverkan på omgivningsmiljö. Statens väg- och Transportforskningsinstitut, Statens geotekniska institut. VTI Notat 45-2002.
- Larsson L., 2001a. Lakning av polyaromatiska kolväten ur tjärinnehållande vägbeläggningsmaterial. Statens geotekniska institut. SGI Varia 510. <http://www.swedgeo.se/publikationer/sgi-varia.html>
- Larsson L., 2001b. Kolonnlakning av polyaromatiska kolväten ur krossade schaktmassor av vägbeläggning, mellanlagrade vid Tagene, Göteborg. Statens geotekniska institut. SGI Varia 521. <http://www.swedgeo.se/publikationer/sgi-varia.html>
- Larsson L. 2002. Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkoltjära – Lägesrapport 2001. SGI Varia 522. Statens geotekniska institut. <http://www.swedgeo.se/publikationer/sgi-varia.html>
- Larsson L., Jacobson T., Bäckman L., 2000. Mellanlagring av asfalt. Utlakning från vägbeläggningsmaterial innehållande stenkoltjära. MAS-delrapport 4. SGI Varia 486. Statens geotekniska institut. Även publicerad som VTI-notat 49-2000, Statens väg- och transportforskningsinstitut. <http://www.swedgeo.se/publikationer/sgi-varia.html>
- NEN 7345. Leaching characteristics of shaped building materials. Dutch Norm (på Holländska; efter en ”draft” på engelska från 1995: Leaching characteristics of soil and stony building and waste materials – leaching Tests – Determination of the leaching of inorganic components from building and monolithic waste materials with diffusion test).
- NV, 2000. Bedömning av föroreningsnivå. Naturvårdsverket. 2001-06-11: <http://www.environ.se/dokument/lagar/bedgrund/foromr/fordok/niveau.html>
- NV Rapport 4638, 1997. Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket.
- NV Rapport 4889, 1998. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Naturvårdsverket.
- Wahlström M., Thomassen H., Flyvbjerg J., Veltkamp A., Oscarsson C., Sundqvist J.-O., Rodd G., 1994. Leaching of organic contaminants from contaminated soils and waste materials. / Environmental Aspects of Construction with Waste Materials, J. Goumans, van der Sloot, T. Aalbers (Eds.), pp. 257-270. WASCON'94. Elsevier Sci. B.V.

Bilagor (separata dokument):**BILAGA 1. Data från ytutlakning av prov 7A****BILAGA 2. Data från ytutlakning av prov 16****BILAGA 3. Adsorptionskontroll****BILAGA 4. Analysprotokoll**

Analysprotokollen är inte inkluderade i denna pdf-fil. Dokumenten kan beställas från SGI:s diarie, 013-201800. Referensnummer: Dnr: 1-0009-0590. Rapport "Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkolstjära. Lägesrapport 2003."



VÄGVERKET, SVENSKA KOMMUNFÖRBUNDET

**Bilaga 1 till rapport:
”Ytutlakning av återvunnen asfalt
innehållande stenkolstjära.
Lägesrapport 2003.”**

Data från ytutlakning av prov 7A

Datum: 2004-01-11
Diariennr: 1-0009-0590
Projektnr: 10625
Projektledare: Lennart Larsson
Handläggare:
Granskare:

Innehållsförteckning

Monolitspecifikation och lakvattenparametrar.....	3
Analyserade lakvattenhalter	4
Uppmätta utlakade, och beräknade ackumulerade utlakade, mängder	4
Aritmetiskt kumulativt ytutlakat.....	6
Utvärdering av lakresultat m h a regressionsanalys, potential för diffusion.....	9
Referenser	17

Bilaga 1 till rapport: ”Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkolstjära. Lägesrapport 2003.”

Data från ytutlakning av prov 7A

Monolitspecifikation och lakvattenparametrar

Tabell 1:1 och Tabell 1:2 ger monolitspecifikation respektive lakvattenparametrar. Den i Tabell 1:1 beräknade monolitytan baseras på förenklingen att ytan är slät. Monoliten var okulärt mycket slät på ytan. Bestämningen av dess totalyta gjordes genom mätning av höjd och diameter.

Tabell 1:1. Monolitspecifikation, prov 7A.

Parameter	Mätvärde	Parameter	Mätvärde
Total underyta, m ²	0,00785	Höjd, m	0,062
Täckt underyta, m ²	Försumbar	Diameter, m	0,100
Volym monolit, liter	0,4867	Fri underyta, m ²	0,00785
Vikt monolit, kg	1,160	Total lakyta, m ²	0,03517

Tabell 1:2. Lakvattenparametrar, prov 7A.

Provnummer	2647	2648	2649	2650	2651	2652	2653	2654
Laktid enskild laksekvens, dygn	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
L/S	1,72	1,70	1,72	1,72	1,72	1,66	1,65	1,60
Vol. vatten/vol. monolit	4,09	4,05	4,10	4,09	4,09	3,96	3,93	3,82
pH	4,2	4,2	4,3	4,60	5,1	5,9	6,2	6,2
Ledn. förm., mS/m, 25 °C	3,56	3,0	4,4	1,64	1,53	1,82	1,94	2,805

Analyserade lakvattenhalter

Tabell 1:3. Analyserade halter av PAH i enskilda lakvatten från prov 7A. Fetmarkerade halter motsvarar halva detektionsgränsen i de fall halterna låg under detektionsgräns.

Provnummer	2647	2648	2649	2650	2651	2652	2653	2654
Laktid enskild laksekvens, dygn	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
Enhet på uppmätt halt	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Naftalen	0,0071	0,017	0,023	0,054	0,12	0,19	0,055	0,17
Acenaften	0,017	0,039	0,057	0,089	0,19	0,30	0,36	0,0005
Acenaftylen	0,0034	0,0093	0,0035	0,0061	0,0093	0,013	0,013	0,0022
Fluoren	0,088	0,17	0,22	0,29	0,54	0,76	0,30	0,0005
Fenantren	0,55	1,1	1,1	1,1	1,9	2,4	0,0080	0,0053
Antracen	0,12	0,20	0,23	0,22	0,41	0,45	0,27	0,0041
Fluoranten	0,21	0,37	0,40	0,37	0,58	0,71	0,61	0,0032
Pyren	0,095	0,18	0,20	0,21	0,32	0,37	0,37	0,15
Benso(a)antracen*	0,0091	0,017	0,018	0,018	0,03	0,047	0,037	0,023
Chrysen*/Trifenylen	0,017	0,033	0,034	0,022	0,035	0,050	0,067	0,025
Benso(b)fluoranten*	0,0044	0,0089	0,0068	0,0055	0,0065	0,021	0,0062	0,0027
Benso(k)fluoranten*	0,0013	0,0029	0,0024	0,0019	0,0017	0,0059	0,0019	0,0018
Benso(a)pyren*	0,0013	0,0030	0,0022	0,0014	0,0022	0,0089	0,0027	0,0012
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	0,0015	0,0034	0,0022	0,0012	0,0012	0,0068	0,0011	0,0005
Benso(g,h,i)perylene	0,0013	0,0025	0,0019	0,0010	0,0012	0,0054	0,0011	0,0005
Dibenso(a,h)antracen*	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0018	0,0005	0,0005
Summa cancerogena PAH (* ovan)	0,035	0,069	0,066	0,051	0,077	0,14	0,12	0,053
Summa övriga PAH	1,1	2,1	2,2	2,3	4,1	5,2	1,99	0,33
Summa 16PAH	1,1	2,2	2,3	2,4	4,1	5,3	2,1	0,38

Uppmätta utlakade, och beräknade ackumulerade utlakade, mängder

Tabell 1:4 ger utlakade mängder per slät monolytita, baserat på värden i Tabell 1:3, Tabell 1:1 och Tabell 1:2. Tabell 1:5 ger beräknade ackumulerade utlakade mängder per slät monolytita m h a värden i Tabell 1:3.

Tabell 1:4. Uppmätta utlakade mängder (E^*_i) i enskilda vatten från diffusionsförsök med prov 7A. Enhet: µg/m².

Ämne\ Tid, enskild laksekvens, dygn	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
Naftalen	4,0E-01	9,5E-01	1,3E+00	3,1E+00	6,8E+00	1,0E+01	3,0E+00	9,0E+00
Acenaften	9,6E-01	2,2E+00	3,2E+00	5,0E+00	1,1E+01	1,6E+01	2,0E+01	2,6E-02
Acenaftylen	1,9E-01	5,2E-01	2,0E-01	3,5E-01	5,3E-01	7,1E-01	7,1E-01	1,2E-01
Fluoren	5,0E+00	9,5E+00	1,2E+01	1,6E+01	3,1E+01	4,2E+01	1,6E+01	2,6E-02
Fenantren	3,1E+01	6,2E+01	6,2E+01	6,2E+01	1,1E+02	1,3E+02	4,3E-01	2,8E-01
Antracen	6,8E+00	1,1E+01	1,3E+01	1,2E+01	2,3E+01	2,5E+01	1,5E+01	2,2E-01
Fluoranten	1,2E+01	2,1E+01	2,3E+01	2,1E+01	3,3E+01	3,9E+01	3,3E+01	1,7E-01
Pyren	5,4E+00	1,0E+01	1,1E+01	1,2E+01	1,8E+01	2,0E+01	2,0E+01	7,9E+00
Benso(a)antracen*	5,2E-01	9,5E-01	1,0E+00	1,0E+00	1,7E+00	2,6E+00	2,0E+00	1,2E+00
Chrysen*/Trifenylen	9,6E-01	1,9E+00	1,9E+00	1,2E+00	2,0E+00	2,7E+00	3,6E+00	1,3E+00
Benso(b)fluoranten*	2,5E-01	5,0E-01	3,9E-01	3,1E-01	3,7E-01	1,2E+00	3,4E-01	1,4E-01
Benso(k)fluoranten*	7,4E-02	1,6E-01	1,4E-01	1,1E-01	9,6E-02	3,2E-01	1,0E-01	9,5E-02
Benso(a)pyren*	7,4E-02	1,7E-01	1,2E-01	7,9E-02	1,2E-01	4,9E-01	1,5E-01	6,3E-02
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	8,5E-02	1,9E-01	1,2E-01	6,8E-02	6,8E-02	3,7E-01	6,0E-02	2,6E-02
Benso(g,h,i)perylene	7,4E-02	1,4E-01	1,1E-01	5,7E-02	6,8E-02	3,0E-01	6,0E-02	2,6E-02
Dibenso(a,h)antracen*	2,8E-02	2,8E-02	2,8E-02	2,8E-02	2,8E-02	9,9E-02	2,7E-02	2,6E-02
Summa cancerogena PAH (* ovan)	2,0E+00	3,9E+00	3,7E+00	2,9E+00	4,4E+00	7,7E+00	6,3E+00	2,8E+00
Summa övriga PAH	6,2E+01	1,2E+02	1,3E+02	1,3E+02	2,3E+02	2,8E+02	1,1E+02	1,7E+01
Summa 16PAH	6,4E+01	1,2E+02	1,3E+02	1,4E+02	2,3E+02	2,9E+02	1,1E+02	2,0E+01

Tabell 1:5. Beräknade kumulativt utlakade mängder (E^*_n) från prov 7A.
Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Ämne \ Kumulativa lakdygn	0,25	1	2	4	8	16	32	64
Naftalen	4,0E-01	1,4E+00	2,7E+00	5,7E+00	1,3E+01	2,3E+01	2,6E+01	3,5E+01
Acenaften	9,6E-01	3,2E+00	6,4E+00	1,1E+01	2,2E+01	3,9E+01	5,8E+01	5,8E+01
Acenaftylen	1,9E-01	7,1E-01	9,1E-01	1,3E+00	1,8E+00	2,5E+00	3,2E+00	3,3E+00
Fluoren	5,0E+00	1,5E+01	2,7E+01	4,3E+01	7,4E+01	1,2E+02	1,3E+02	1,3E+02
Fenantren	3,1E+01	9,3E+01	1,6E+02	2,2E+02	3,2E+02	4,6E+02	4,6E+02	4,6E+02
Antracen	6,8E+00	1,8E+01	3,1E+01	4,4E+01	6,7E+01	9,1E+01	1,1E+02	1,1E+02
Fluoranten	1,2E+01	3,3E+01	5,5E+01	7,6E+01	1,1E+02	1,5E+02	1,8E+02	1,8E+02
Pyren	5,4E+00	1,5E+01	2,7E+01	3,9E+01	5,7E+01	7,7E+01	9,7E+01	1,1E+02
Benso(a)antracen*	5,2E-01	1,5E+00	2,5E+00	3,5E+00	5,2E+00	7,8E+00	9,8E+00	1,1E+01
Chrysen*/Trifenylen	9,6E-01	2,8E+00	4,7E+00	6,0E+00	8,0E+00	1,1E+01	1,4E+01	1,6E+01
Benso(b)fluoranten*	2,5E-01	7,5E-01	1,1E+00	1,4E+00	1,8E+00	3,0E+00	3,3E+00	3,4E+00
Benso(k)fluoranten*	7,4E-02	2,4E-01	3,7E-01	4,8E-01	5,8E-01	9,0E-01	1,0E+00	1,1E+00
Benso(a)pyren*	7,4E-02	2,4E-01	3,7E-01	4,5E-01	5,7E-01	1,1E+00	1,2E+00	1,3E+00
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	8,5E-02	2,8E-01	4,0E-01	4,7E-01	5,4E-01	9,1E-01	9,7E-01	1,0E+00
Benso(g,h,i)perylen	7,4E-02	2,1E-01	3,2E-01	3,8E-01	4,5E-01	7,4E-01	8,0E-01	8,3E-01
Dibenso(a,h)antracen*	2,8E-02	5,6E-02	8,5E-02	1,1E-01	1,4E-01	2,4E-01	2,7E-01	2,9E-01
Summa cancerogena PAH (* ovan)	2,0E+00	5,8E+00	9,6E+00	1,2E+01	1,7E+01	2,5E+01	3,1E+01	3,4E+01
Summa övriga PAH	6,2E+01	1,8E+02	3,1E+02	4,4E+02	6,7E+02	9,5E+02	1,1E+03	1,1E+03
Summa 16PAH	6,4E+01	1,8E+02	3,2E+02	4,5E+02	6,9E+02	9,8E+02	1,1E+03	1,1E+03

Aritmetiskt kumulativt ytutlakat

I den statistiska bearbetningen ingår bl a att ta fram aritmetiskt kumulativt utlakat för varje enskilt delintervall (*NEN 7345*). Aritmetiskt kumulativt utlakat beräknas enligt

$$E_n = E^*_i \cdot \sqrt{t_i} / (\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}}) \quad \text{för } n=1 \text{ till } N \text{ (i föreliggande fall är } N=8)$$

E_n är den beräknade aritmetiska kumulativa utlakningen oberoende av tidigare intervall (halt/ytenhet, i föreliggande fall $\mu\text{g}/\text{m}^2$)

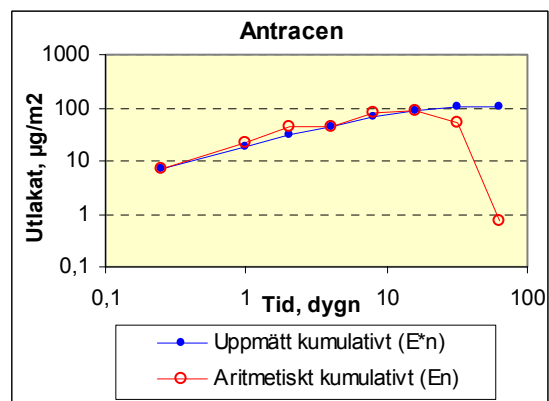
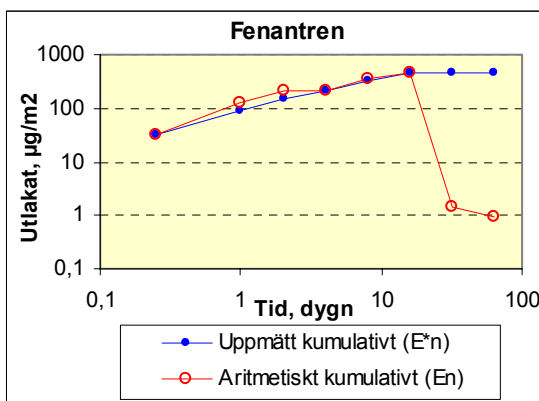
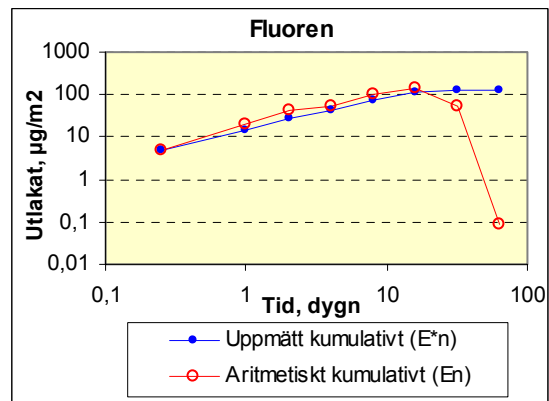
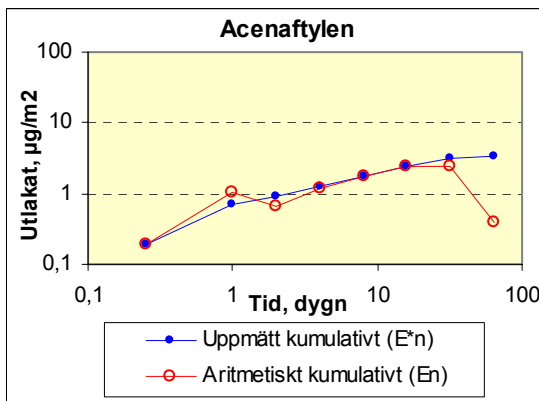
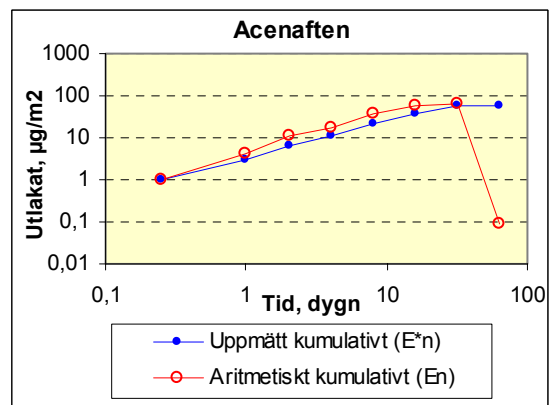
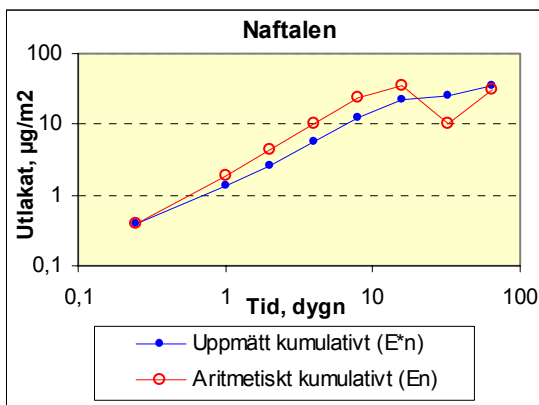
E^*_i är den uppmätta utlakningen (halt/ytenhet, i föreliggande fall $\mu\text{g}/\text{m}^2$) i intervall i

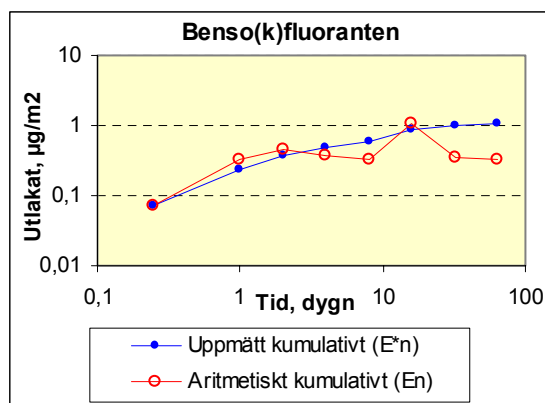
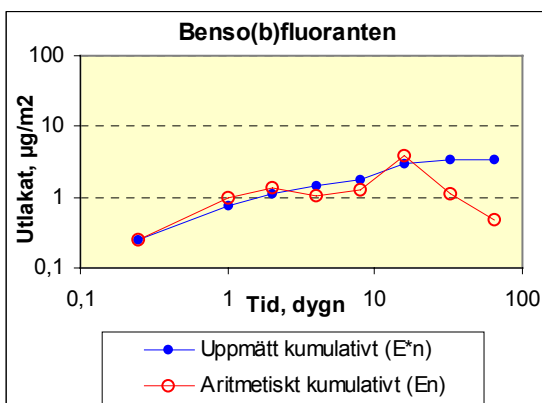
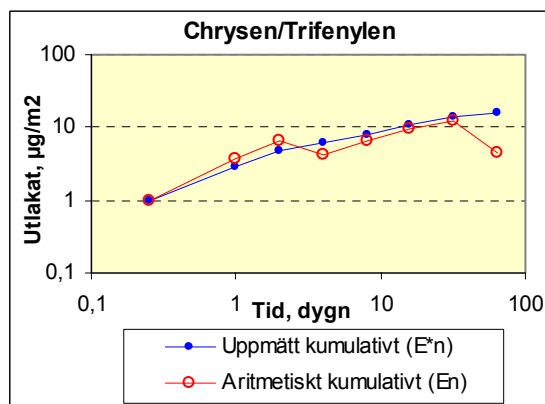
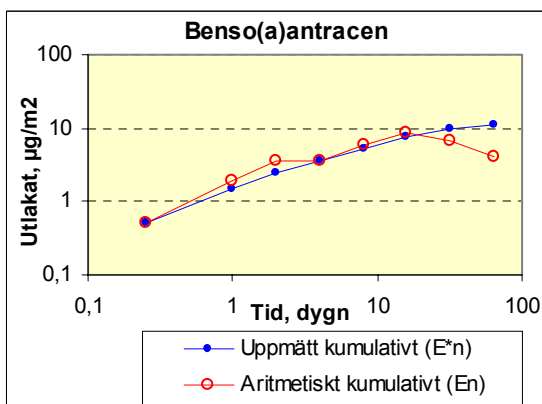
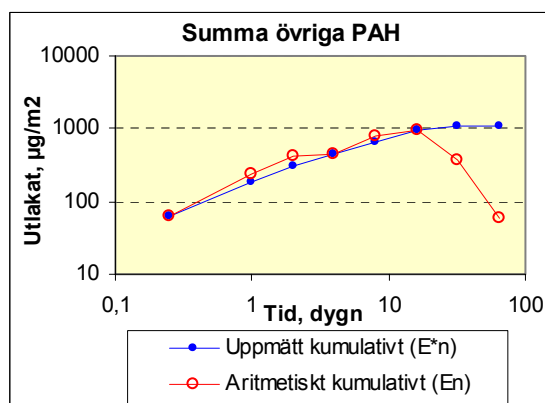
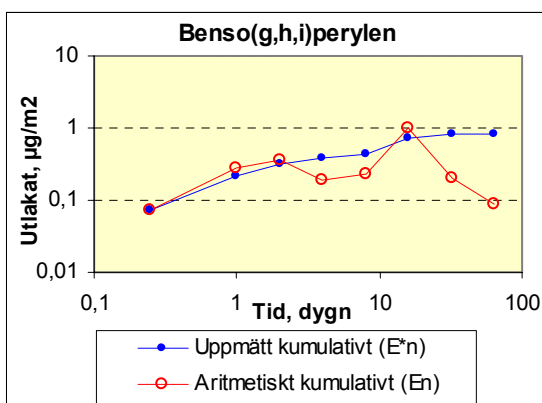
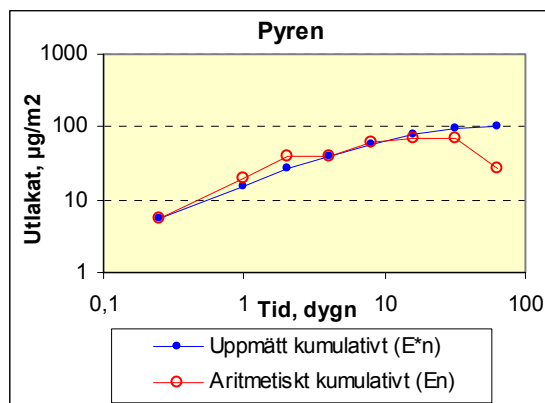
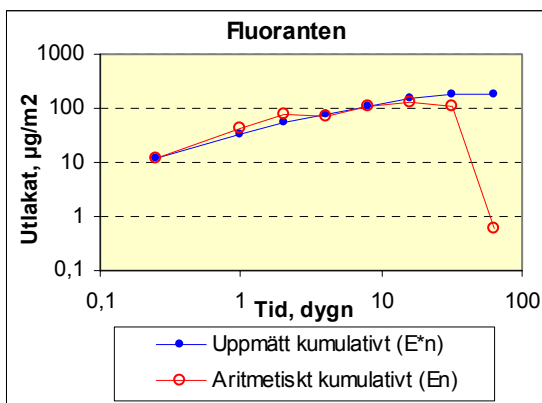
t_i är försökstiden vid slutet av intervall i (sek)

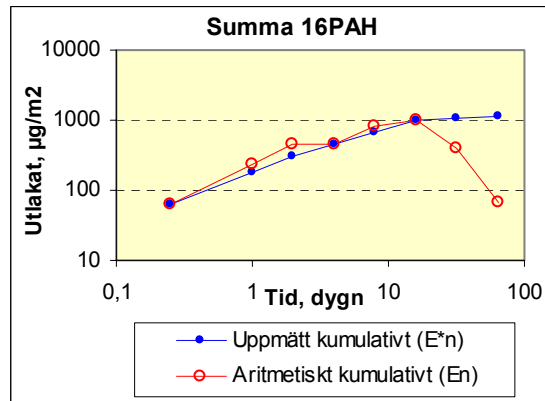
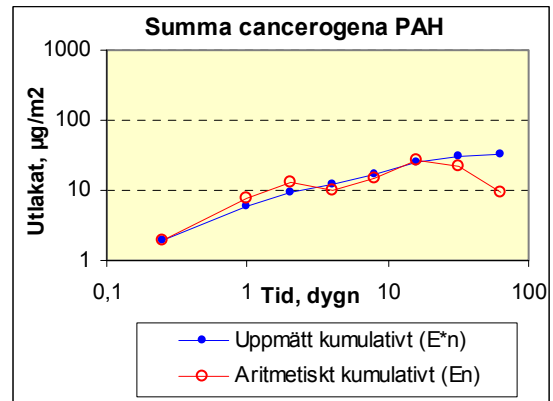
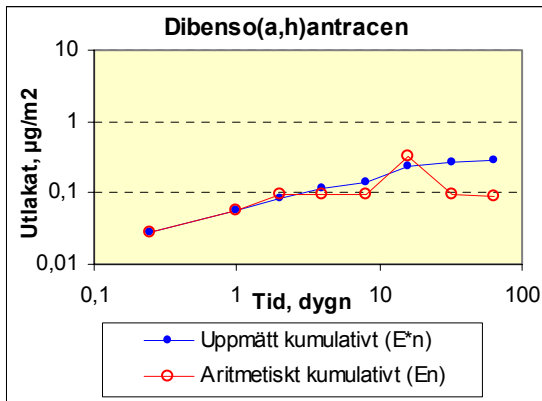
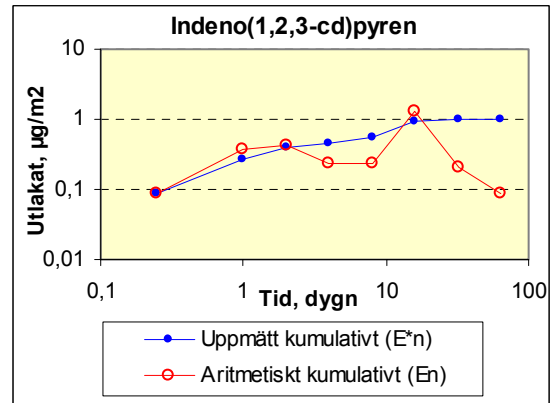
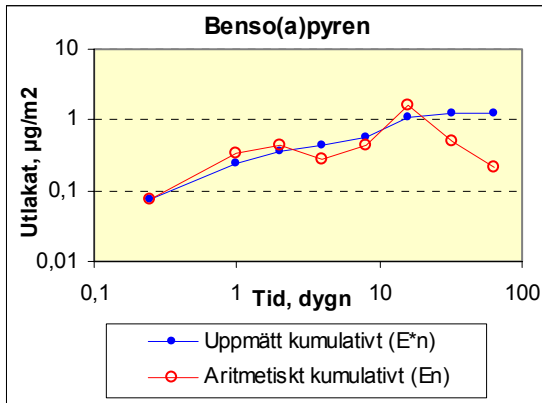
t_{i-1} är försökstiden vid start av intervall i (sek)

Diagram 1:1-1:19. Ackumulerade utlakade mängder av 16 PAH per ytenhet i ytutlakningsförsök på prov 7A.

(uppmätt kumulativt = E^*_n ; aritmetiskt kumulativt = E_n).







Utvärdering av lakresultat m h a regressionsanalys, potential för diffusion

Regressionsanalys görs på olika delar av kurvan för att kontrollera om utlakningen styrs av olika mekanismer under olika tidpunkter. I sådan analys beräknas bl a riktningskoefficienter gällande för olika punkter i försöket (se nedan) (för teori, se *NEN 7345*).

I regressionsanalysen beräknas vidare $\log E_n - \log t_i$, där E_n är aritmetiskt kumulativt utlakat (i föreliggande fall $\mu\text{g}/\text{m}^2$) inom intervall i och t_i ackumulerad laktid (i föreliggande fall **dygn**) inom intervall i

Om ytutlakningen är diffusionsstyrd gäller för punktintervallet 2-7 generellt följande, där m = riktningskoefficient och sf = standaravvikelse

m	sf	
$>0,35$ men $\leq 0,6$	$\leq 0,2$	För huvudkomponent
$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\geq 0,1$ men $\leq 0,5$	För övriga komponenter
$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,1$	Alternativt för övriga komponenter

Om ovan gäller kan diffusionskonstant beräknas.

Om ovan inte gäller får undersökning göras för nedanstående enskilda punktintervall och värdesintervall (för m och sf).

Om ett eller flera värdesintervall gäller för enskilt ämne, är motsvarande punktintervall diffusionsstyr/-t/-da.

Punktintervall	m	sf
1-3	$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,3$
3-6	$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,3$
5-8	$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,3$

Om ovan inte gäller kan komponent/-en/-erna betecknas som "annan komponent", varvid då skall gälla för diffusionsstyrt (förutsätter, liksom annars också, att detekterade koncentrationer inom varje punktintervall är $>1,5$ av detektionsgränsen):

Punktintervall	m	sf
1-3	$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\leq 0,5$
3-6	$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\leq 0,5$
5-8	$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\leq 0,5$

Tabell 1:6. Riktningkoefficienter (m) och standaravvikelse (sf) för log E_n mot log t_i erhållna genom regressionsanalys. För tolkning av data utöver rent diffusionsstyrd utlakning hänvisas till NEN 7345.

Punkt-intervall	Naftalen			Acenaften			Acenaftylen		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	0,64	0,26	Diffusion (gränsfall)	0,79	0,080		0,35	0,09	Diffusion
1-3	1,15	0,02		1,16	0,060		0,69	0,46	
3-6	1,01	0,10		0,81	0,066		0,61	0,06	Diffusion
5-8	-0,06	0,44		-	-		Ej beräkningsbart	-0,65	

Punkt-intervall	Fluoren			Fenantren			Antracen				
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar		
2-7	0,40	0,19	Diffusion	-0,80	0,72		0,27	0,13			
1-3	1,02	0,05		0,93	0,05		0,90	0,03			
3-6	0,61	0,07	Diffusion	0,40	0,10		Diffusion	0,37		0,13	Diffusion
5-8	-	-	Ej beräkningsbart	-3,40	1,15		-2,10	1,03			

Punkt-intervall	Fluoranten			Pyren			Benso(a)antracen		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	0,29	0,08		0,34	0,07	Diffusion	0,40	0,08	Diffusion
1-3	0,90	0,00		0,95	0,00		0,92	0,02	
3-6	0,30	0,10		0,31	0,07	0,47	0,11	Diffusion	
5-8	-2,30	1,34		-0,36	0,25	-0,18	0,21		

Punkt-intervall	Chrysen/Trifenylen			Benso(b)fluoranten			Benso(k)fluoranten				
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar		
2-7	0,31	0,08		0,17	0,18		0,12	0,17			
1-3	0,93	0,03		0,83	0,15		0,91	0,14			
3-6	0,22	0,20		0,50	0,31		Diffusion	0,36		0,35	Gränsfall diffusion
5-8	-0,13	0,33		-0,59	0,53		-0,17	0,46			

Punkt-intervall	Benso(a)pyren			Indeno(1,2,3-cd)pyren			Benso(g,h,i)perylen					
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar			
2-7	0,27	0,21		0,01	0,26		0,07	0,24				
1-3	0,88	0,19		0,82	0,23		0,80	0,14				
3-6	0,66	0,42		Gränsfall diffusion	0,47		0,54	Gränsfall diffusion		0,46	0,48	Diffusion
5-8	-0,46	0,58		-	-		Ej beräkningsbart	-		-	Ej beräkningsbart	

Punkt-intervall	Dibenso(a,h)antracen			Summa cancerogena PAH			Summa övriga PAH		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	-	-	Ej beräkningsbart	0,32	0,08	(Gränsfall diffusion)	0,22	0,17	
1-3	-	-	Ej beräkningsbart	0,91	0,06		0,94	0,02	
3-6	-	-	Ej beräkningsbart	0,38	0,20	(Diffusion)	0,43	0,09	(Diffusion)
5-8	-	-	Ej beräkningsbart	-0,2	0,32		-1,26	0,47	

Huvudkomponent bland de analyserade 16 PAHerna är här fluoranten (lakas ut mest). Dess utlakning är inte signifikant diffusionsstyrd i huvudintervallet 2-7. Fyra – fem PAH (naftalen, acenaftylen, fluoren, pyren, benso(a)antracen) uppvisar värden som indikerar diffusion i huvudintervallet 2-7. Bland dessa har fluoren lakat ut mest. Därtill, om summa cancerogena PAH kan ses som en förening, har detta lakats ut på gränsen till

diffusion (punktintervall 2-7: 0,32; kravet är: >0,35). Det är generellt sett oklart om summa cancerogena PAH över huvud taget i detta sammanhang skulle kunna betraktas som ett ämne. Vad som i så fall hypotetiskt behöver uppfyllas är att var och en av de ingående PAHerna i sig lakas ut via diffusion. Så är tyvärr inte fallet för prov 7A (Tabell 1:6). Därtill har dibenso(a,h)antracen uppvisat halt under detektionsgräns i fem av sex lakvatten i intervallet 2-7 varvid ett hypotetiskt betraktande att summa cancerogena PAH skulle kunna ses som ett enda ämne synes vara ännu mindre relevant.

Sammantaget synes alltså ytutlakningen främst ha skett på annat eller andra sätt än genom diffusion. Om man ändå grovt antar att det skulle kunna vara möjligt att approximerade utlakningsbeteendet med diffusion ges i det följande information om hur diffusionskoefficient i så fall skulle kunna räknas fram.

För att erhålla diffusionskoefficient (eller som den också kallas ”effektiv diffusionskoefficient”) för hela ytutlakningen beräknas, enligt *NEN 7345*, först varje enskild del-laknings diffusionskoefficient $D_{e,i}$ enligt följande ekvation:

$$D_{e,i} = \pi \cdot (E_i^*)^2 / (4 \cdot (U_{bes} \cdot \zeta)^2 \cdot (\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}})^2) \quad \text{Ekvation 1:1}$$

där

$D_{e,i}$ är effektiv diffusionskoefficient för en komponent för del-lakning i (m^2/s)

π är pi (3,14)

E_i^* är halten av komponent i lakvattnet från del-lakning i (mg/m^2)

U_{bes} är totalt tillgängligt utlakbart på mycket lång sikt (TT-test) (mg/kg TS)

ζ är densiteten av materialet (kg TS/ m^3) (OBS enhet!)

t_i är tiden vid slutet av dellakning i (s)

t_{i-1} är tiden vid början av dellakning i (s)

Därefter beräknas den totala diffusionskoefficienten (D_e) enligt

$$D_e = 10^{-pD_e} \quad \text{Ekvation 1:2}$$

där pD_e är lika med summan av alla $pD_{e,i}$ dividerat med antalet del-lakningar och där $pD_{e,i}$ är lika med den negativa logaritmen för $D_{e,i}$ (dvs $-\log D_{e,i}$). Ur ett konservativt betraktande kan pD_e ansättas att motsvara det lägsta erhållna värdet på $pD_{e,i}$ (högsta mobiliteten).

Med härav framtagen diffusionskoefficient kan, enligt *NEN 7345*, mängd utlakat per massenhet och utlakningstid beräknas med hjälp av följande ekvation

$$U_{dif,t} = 2 \cdot A \cdot \zeta \cdot U_{bes} \cdot \sqrt{(D_e \cdot t / \pi)} / m \quad \text{Ekvation 1:3}$$

där

$U_{dif,t}$ är mängden i mg/kg material av en komponent utlakad genom diffusion vid tiden t

A är arean av den undersökta monoliten (m^2)

ζ är densiteten av materialet (kg TS/ m^3) (OBS enhet!)

U_{bes} är mängd komponent totalt tillgänglig för lakning på mycket lång sikt (mg/kg TS)

D_e är effektiv diffusionskoefficient för komponenten (m^2/s)

t är laktiden (s)

m är vikten av monoliten (kg TS)

Vid beräkning av diffusionskoefficient ingår, enligt *NEN 7345*, bl a att bestämma andelen av totalinnehåll som är utlakbart på mycket lång sikt (sk TT-test). Denna faktor, U_{bes} (se ovan), indikerar hur långt fram i tiden diffusionen kan fortgå tills allt lakbart tagit slut. Vidare, som nämnts tidigare, är *NEN 7345* framtaget för oorganiska ämnen. Undersökning av totalt lakbara metaller med TT-test är designad så att koncentrationsuppbyggnad inte skall påverka utlakningen (L/S, dvs kvoten mängd vatten per mängd lakat material, hålls vid totalt L/S 200, dvs mycket högt; kan motsvara nederbörd under hundratal år). SGI har ingen framtagen metod för att bestämma detta för organiska ämnen. En viktig faktor härvidlag är att åtskilliga organiska ämnen har halveringstider i bl a jord och vatten som långt underskrider den tid som L/S 200 kan motsvara.

För att ändå försöka erhålla ett teoretiskt mått på totalt lakbart har i föreliggande fall istället initialt ansatts att erhållna lakkurvor kan approximeras med ekvationen $Y=AX/(B+X)$. Y är ackumulerat ytutlakat och X är tiden. Konstanterna A och B har räknats fram med iterativ "Spline"-matematik (Pohl och Eriksson, 1978), utifrån de befintliga åtta värdena av utlakat och motsvarande tider. Matematiskt erhålls de värden på konstanterna som ger bäst anpassning av nämnd ekvation till reella data. Härav fås för lakkurvan avseende ackumulerat utlakat av summa övriga PAH att $A=1234,174$ och $B=6,251203$. Diagram 1:20 visar erhållen anpassning.

Varje tidsintervall efterföljs av ett dubblerat tidsintervall även efter 64 dygn (128 dygn, 256 dygn etc). Varje tidsintervall upp till 64 dygn har givits motsvarande ackumulerade L/S (beräknas utifrån Tabell 1:2) medan L/S för varje tidsintervall efter 64 dygn har getts medelvärde av L/S för de 8 första intervallen (L/S 1,69 för prov 7A). Härav kan tiden teoretiskt approximeras för motsvarande L/S 200. Insättandet av denna tid i ekvationen $Y=AX/(B+X)$ ger Y, dvs teoretiskt beräknat ackumulerat ytutlakat vid L/S 200. För prov 7A blir ytutlakat (L/S 200) summa övriga PAH $1234,2 \mu\text{g}/\text{m}^2$. I Diagram 1:20 beskrivs detta upp till 2500 dygn (lilla infogade diagrammet; beskriver linjeutveckling upp till motsvarande ca L/S 22). Som framgår är linjeanpassningen något konservativ för summa övriga PAH (linjeanpassningen ger, i det högre intervallet upp till 64 dygn, något mer ackumulerat utlakat än vad som uppmätts reellt).

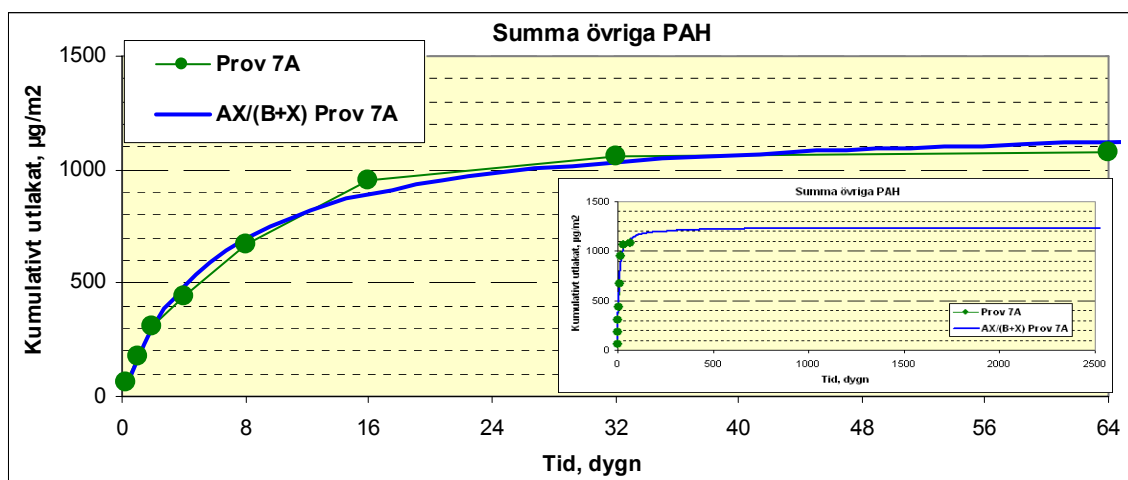


Diagram 1:20. Ackumulerat ytutlakat av summa övriga PAH från prov 7A samt linjeanpassning enligt approximerad anpassningsekvation $AX/(B+X)$. Inflikad bild linjeanpassning upp till 2500 dygn.

Ovanstående framräknade lakvärden för L/S 200 avseende summa övriga PAH är i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^2$. För att få fram mg/kg utlakat, dvs U_{bes} (ekvation 1:3), används för prov 7A Tabell 1:1. U_{bes} blir då $37,4 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}$ ($1234,174 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot 0,03517 \text{ m}^2 / 1,160 \text{ kg} / 1000$). Med hjälp av Ekvation 1:1 och Ekvation 1:2 kan diffusionskoefficienten, D_e , beräknas till $1,1\text{E}-10 \text{ m}^2/\text{s}$, baserat på högsta $D_{e,i}$ (dvs det värde som ur miljösynpunkt är mest konservativt, dvs ger störst utlakningspotential), alternativt $5,1\text{E}-11 \text{ m}^2/\text{s}$ (baserat på medel $D_{e,i}$).

Om dessa D_e -värden sätts in i Ekvation 1:3 erhålls värden på utlakade mängder per kg material för olika tidpunkter. Dessa kan omräknas till tidsberoende utlakade mängder av summa övriga PAH per ytenhet med hjälp av monolityta och monolitvikt. Härav teoretiskt framräknad ytutlakning, jämfört med reell ytutlakning ges i Diagram 1:21.

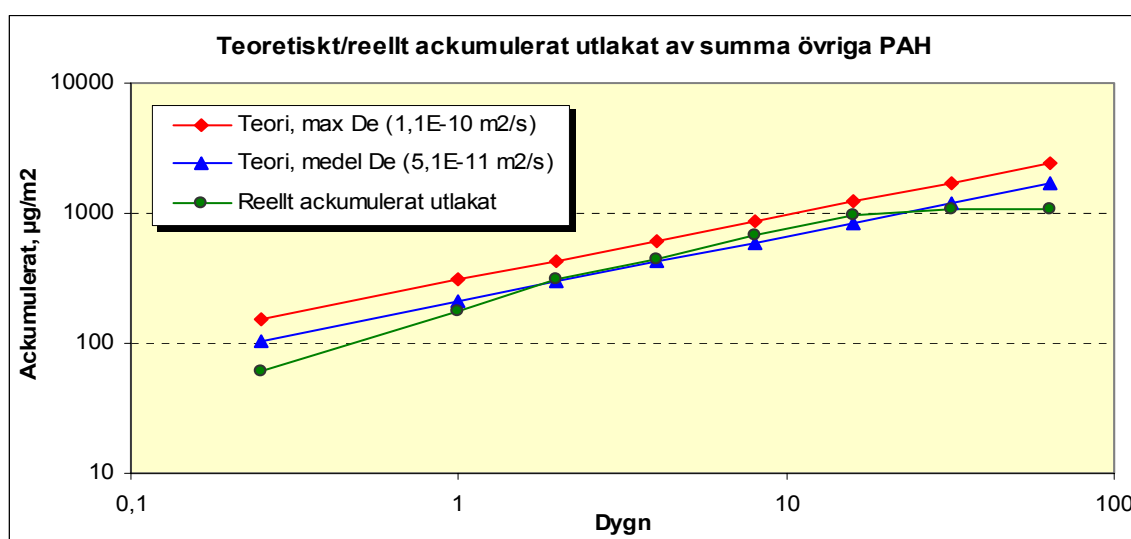


Diagram 1:21. Utfall av ackumulerat utlakat av summa övriga PAH, beräknat med olika D_e -värden, jämfört med reellt utlakat.

En av målsättningarna med att undersöka eventuell diffusion är att om utlakningen är diffusionstyrd så kan en teoretisk prognos utföras på utlakningsbeteendet för tider efter de 64 dygn som lakningen utförts. Som nämnts ovan synes tyvärr föreliggande utlakning främst vara styrd av annat än diffusion. Därtill indikerar Diagram 1:21 att de diffusionsteoretiska beräkningarna ger dålig överensstämmelse i startintervallen och framför allt i slutintervallen upp till 64 dygn. I det senare fallet synes den reella utlakningen av summa övriga PAH markant avstanna, i motsats till diffusionsteorin. Härav har bedömning gjorts att prognostisering av utlakade summa övriga PAH på lång sikt inte är lämplig att baseras på diffusionsteorin. I avsikt att ändå försöka ta fram en grov framtida prognos har istället bedömts att ansatt ekvation $Y=AX/(B+X)$ eventuellt kan ge bättre dålig prognostisering efter 64 dygn för summa övriga PAH.

Vad gäller summa cancerogena PAH har, på samma sätt som för summa övriga PAH, initialt beräknats konstantvärden för ekvation $Y=AX/(B+X)$, varvid erhålls att $A=36,61551$ och $B=7,406398$. Resultande anpassning ges i Diagram 1:22.

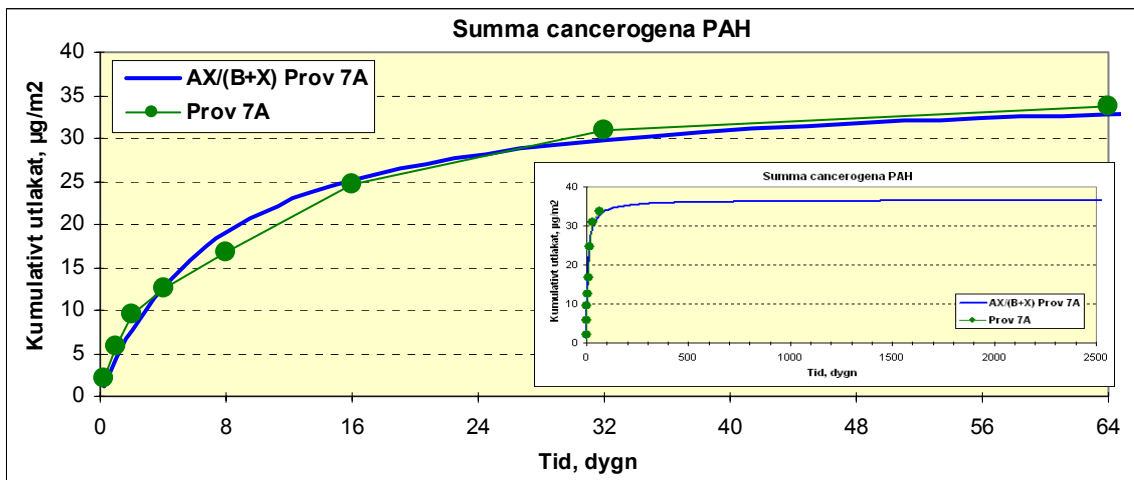


Diagram 1:22. Ackumulativt ytutlakat av summa cancerogena PAH från prov 7A samt linjeanpassning enligt approximerad anpassningsekvation $AX/(B+X)$. Inflikad bild linjeanpassning upp till 2500 dygn.

På samma sätt som för summa övriga PAH har ackumulerat utlakat i $\mu\text{g}/\text{m}^2$ vid L/S 200 avseende summa cancerogena PAH prognostiserats. Detta har omräknats som mg/kg utlakat i form av U_{bes} (ekvation 1:3), $1,11 \mu\text{g}/\text{kg}$. Därefter har, på samma sätt som beskrivits för summa övriga PAH ovan, diffusionskoefficienten, D_e , beräknas till $1,1\text{E}-10 \text{ m}^2/\text{s}$, baserat på högsta $D_{e,i}$ (dvs det värde som ur miljösynpunkt är mest konservativt, dvs ger störst utlakningspotential), alternativt $4,4\text{E}-11 \text{ m}^2/\text{s}$ (baserat på medel $D_{e,i}$). Teoretiskt framräknad ytutlakning, jämfört med reell ytutlakning, ges i Diagram 1:23.

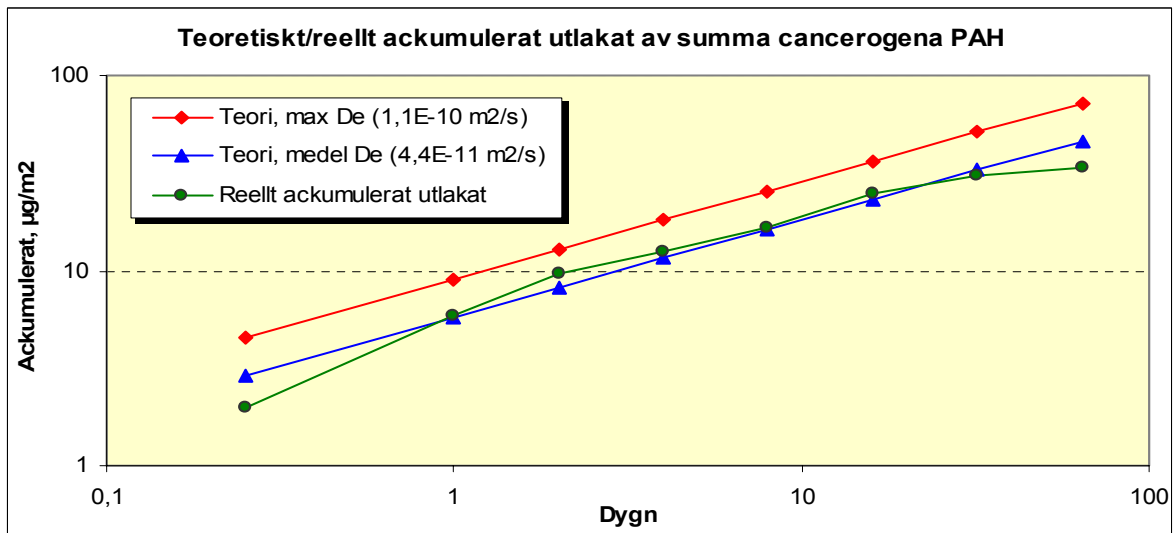


Diagram 1:23. Utfall av ackumulerat utlakat av summa cancerogena PAH, beräknat med olika D_e -värden, jämfört med reellt utlakat.

Av Diagram 1:23 framgår att de diffusionsteoretiska beräkningarna även för summa cancerogena PAH stämmer dåligt i slutintervallen upp till 64 dygn. Den reella utlakningen av summa cancerogena PAH synes markant avklina i motsats till diffusionsteo-

rin. Härav bedöms att matematisk anpassning med lämplig formel kan ge bättre prognostisering. Emellertid framgår av Diagram 1:22 att ekvationen $AX/(B+X)$ underskattar den reella utlakningen i slutintervallen (här ca 16 dygn – 64 dygn). Anpassad ekvation för summa cancerogena PAH bör ansättas minst lika konservativt som för summa övriga PAH ovan. Ekvationen $AX/(B+X)$ anses härav inte acceptabelt avspegla reell utlakningskaraktär för de utlakade summa cancerogena PAHerna. Istället har ekvationen $Y = A * \ln(X) + B$ här använts för att erhålla en bedömd bättre anpassning till reell utlakning under slutintervallen. I detta fall har de tre sista lakvärdena varit styrande för ekvationsanpassningen. Härav erhålls att $A=6,5866$ och $B=6,8835$ (i detta fall har linjeanpassning utförts med Excel) för ekvationen $Y = A * \ln(X) + B$ och resultatet beskrivs i Diagram 1:24. Observera att ekvationerna endast valts för godtagbar anpassning till givna punkter samt för att nyttjas för en grov prognos $\gg 64$ dygn. Ekvationerna är inte ansatta för att relatera till någon ytutlakningsteori.

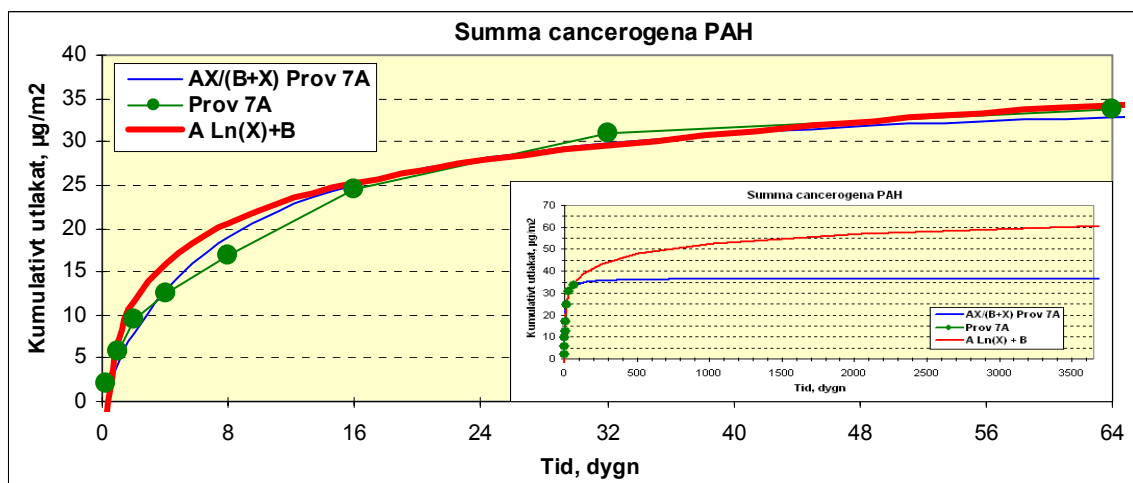


Diagram 1:24. Ackumulativt ytutlakat av summa cancerogena PAH från prov 7A samt linjeanpassning enligt approximerad anpassningsekvation $A * \ln(X) + B$ samt för jämförelse anpassad ekvation $AX/(B+X)$. Inflikad bild linjeanpassning upp till 3650 dygn.

Med denna nya ekvation, som bedöms ge bättre anpassning till reella data, kan nytt prognostiserat värde på U_{bes} (ekvation 1:3) erhållas för L/S 200. U_{bes} fås då till $16,4 \mu\text{g}/\text{kg}$. Detta skulle ånyo kunna användas för att räkna fram ny diffusionskoefficient, som då blir $4,9\text{E}-13 \text{ m}^2/\text{s}$ (maxvärde). Det visar sig dock att oavsett värde på U_{bes} erhålls dålig anpassning till reell utlakning under slutintervallen med diffusionsteorin (därtill styr egentligen inte värdet på U_{bes} ackumulerat utlakat per tidsenhet utan enbart tidslängden under vilken diffusion sker). Dessutom finns ingen tydlig indikation på att utlakningen av summa cancerogena PAH egentligen skulle kunna vara styrd av diffusion, Tabell 1:6. Härav har bedömning gjorts att ekvation $Y=A*\ln(X)+B$ ger bättre underlag, av de alternativ som getts, för prognos av utlakade summa cancerogena PAH.

Ur miljömässig synpunkt är det inte enbart utlakade halter som är av betydelse. Minst lika viktigt är naturligtvis de totala mängder som lakas ut. De nu undersökta materialen var i form av bärlager under ett relativt tätt yt-/slitlager. Erhållen anpassad ekvation bör kunna användas för att teoretiskt grovt beräkna uppkomna halter under ett bärlager. I följande exempel har härför, delvis konservativt, ansatts att:

- all utlakad summa cancerogena PAH, alternativt summa övriga PAH, hamnar homogent fördelat i ett underliggande 1 mm tjockt jordlager
- ingen biologisk nedbrytning och ingen avdunstning ansätts komma att ske
- jorden har densiteten $1,7 \text{ ton/m}^3$
- ytan av det bitumeninkapslade materialet som utsätts för lakning är 1000 m^2
- materialet har samma lakbara över- som underyta (500 m^2 vardera) medan beläggningens sidoytor bortses ifrån (jordyta som PAH kommer i kontakt med är 500 m^2)
- lakyterna är ständigt i kontakt med vatten.

Med ekvation $Y=AX/(B+X)$ för summa övriga PAH och $Y=A*\ln(X)+B$ för summa cancerogena PAH kan totalt utlakat i mg/kg material efter önskad tidsenhet, eller om så önskas omräknat per m^2 yta, erhållas. Baserat på ovanstående angivna förutsättningar fås ackumulerade halter av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH i det 1 mm tjocka jordlagret per tidsenhet enligt Diagram 1:25 respektive Diagram 1:26.

I nämnda diagram har som jämförelse lagts in vad utlakade mängder skulle prognostiserats om diffusion med starkt konservativt ansatt diffusionskoefficient (maxvärde av enskilda lakintervall, utlakning för extremfall) skulle ha gällt (enbart teoretiskt medtaget, lakdata indikerar ingen diffusion för summa övriga och enbart svagt diffusion för summa cancerogena PAH). För summa övriga PAH är denna diffusionskoefficient än mer extremt konservativ då den baseras på resultat för intervallet mellan andra och tredje mätpunkt. Av Diagram 1:20 framgår att lutningen på linjen inom detta intervall är extremt brant varvid också maxvärdet på diffusionskoefficienten blir extremt hög. Detta resulterar i de teoretiskt höga halter i lagret som redovisas Diagram 1:25. Om istället medelvärde på diffusionskoefficienten används erhålls ungefär halvering av halten mg/kg i det underliggande lagret efter 25 år. För jämförelse har, i nämnda diagram, för summa cancerogena PAH även lagts in resultat för det fall den teoretiska utlakningen skulle baseras på den för de cancerogena PAHerna bedömda något mindre relevanta (jämfört med $Y=A*\ln(X)+B$) ekvationen $Y=AX/(B+X)$.

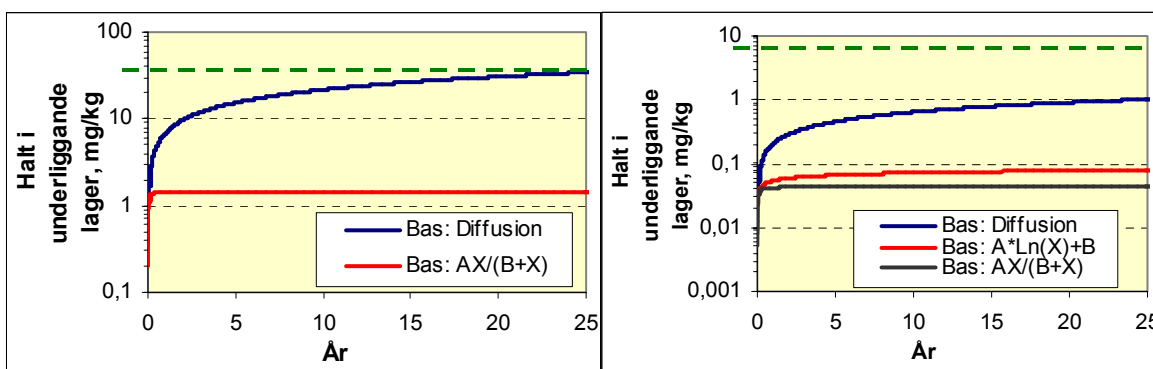


Diagram 1:25 (vänster) och Diagram 1:26 (höger). Tidsberoende teoretiskt beräknade medelhalter av summa övriga PAH (vänster) och av summa cancerogena PAH (höger) i 1 mm tjockt 500 m^2 jordlager under ett bärlager av material 7A med totalt 1000 m^2 lakyta (underyta plus överyta) och där lakytan är i konstant kontakt med vatten. Grön streckad linje är riktvärde för motsvarande summahalter enligt NV 4638 (1996). För jämförelse ges teoretisk utlakning via diffusion samt för summa cancerogena PAH prognos baserat på den bedömda mindre relevanta ekvationen $Y=AX/(B+X)$.

Naturvårdsverkets föreslagna riktvärden gäller till vilka nivåer man skall sanera ned till och inte till vilka nivåer man skall förorena upp till. Om man ändå gör jämförelse är riktvärdet för bensinstationer med mark med mindre känslig markanvändning (MKM) 0-0,7 m under markyta (u my) för summa cancerogena PAH 8 mg/kg och djupare än 0,7 m 40 mg/kg (NV 4889, 1998). I NV 4638 (1996) anges att föreslaget generella riktvärde för summa cancerogena PAH i områden med MKM är 7 mg/kg. För summa övriga PAH är riktvärdet 40 mg/kg för MKM.

Ovanstående grovt ansatta beräkningar ger att efter 25 år kommer medelhalten i det 1 mm tjocka underliggande jordlagret att aldrig komma upp till i närheten av riktvärdena för MKM (förutsatt icke-diffusion). Beträktelsen utgår dock från medelhalt. Halten kan lokalt antas bli högre då det är mindre troligt att alla utlakade PAH:er sprider sig fullständigt homogent i lagret. Troligtvis skulle emellertid de teoretiskt beräknade medelhalterna i underliggande lager efter 25 år kunna bli avsevärt lägre. Exempelvis, ansatt tjocklek på det lager som alla utlakade PAH skulle samlas upp i är satt till enbart 1 mm (t ex 2 mm ger halverad medelhalt). Beräkningarna är därtill baserade på full utlakning under hela laktiden av 25 år (dvs bitumeninkapslade tjärlagret ligger konstant i vatten), vilket måste betraktas som mycket konservativt antagande (väg med ett bärlager av materialet bör rimligen inte anläggas med sådana förutsättningar). Om man istället t ex ansätter att bärlagret skulle ligga i vatten varje dag 10% av dagen fås istället att avsevärt lägre halter skulle ackumuleras i det 1 mm tjocka underliggande lagret efter 25 år. Slutligen, ingen hänsyn har tagits till eventuell mikrobiell nedbrytning av de utlakade PAH:erna i jordlagret.

Sammantaget, lakdata indikerar att diffusionsteorin inte är lämpad att appliceras på utlakning av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH från material 7A. Härav föreligger svårigheter att prognostisera framtida omgivningspåverkan från det aktuella materialet. Preliminärt har bedömts att materialets framtida lakegenskaper skulle kunna grovt approximeras med de matematiskt anpassade ekvationerna $A \cdot X / (B + X)$ för utlakade summa övriga PAH och $A \cdot \ln(X) + B$ för utlakade summa cancerogena PAH. Framtida fältprovtagningar under och vid de vägavsnitt som materialet är taget ifrån kan förhoppningsvis ge ytterligare vägledning avseende relevansen i prognos baserad på de valda lakekvationerna.

Referenser

- NEN 7345. Leaching characteristics of shaped building materials. Dutch Norm (på Holländska; efter en "draft" på engelska från 1995: Leaching characteristics of soil and stony building and waste materials – Leaching Tests – Determination of the leaching of inorganic components from building and monolithic waste materials with diffusion test).
- NV 4638, 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket.
- NV 4889, 1998. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Naturvårdsverket.
- Pohl P., Eriksson G., 1978. 220 +/-30 exempel i numeriska metoder. Teknisk Högskolelitteratur i Stockholm AB. THS-Kompendieförmedlingen, Fack, 100 44 Sthlm. ISBN 91-85486-34-2.



VÄGVERKET, SVENSKA KOMMUNFÖRBUNDET

**Bilaga 2 till rapport:
”Ytutlakning av återvunnen asfalt
innehållande stenkolstjära.
Lägesrapport 2003.”**

Data från ytutlakning av prov 16

Datum: 2004-01-11
Diariennr: 1-0009-0590
Projektnr: 10625
Projektledare: Lennart Larsson
Handläggare:
Granskare:

Innehållsförteckning

Monolitspecifikation och lakvattenparametrar.....	3
Analyserade lakvattenhalter	4
Uppmätta utlakade, och beräknade ackumulerade utlakade, mängder	4
Aritmetiskt kumulativt ytutlakat.....	6
Utvärdering av lakresultat m h a regressionsanalys, potential för diffusion.....	9
Referenser	17

Bilaga 2 till rapport ”Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkolstjära. Lägesrapport 2003.”

Data från ytutlakning av prov 16

Monolitspecifikation och lakvattenparametrar

Tabell 2:1 och Tabell 2:2 ger monolitspecifikation respektive lakvattenparametrar. Den i Tabell 1:1 beräknade monolitytan baseras på förenklingen att ytan är slät. Monoliten var okulärt mycket slät på ytan. Bestämningen av dess totalyta gjordes genom mätning av höjd och diameter.

Tabell 2:1. Monolitspecifikation, prov 16.

Parameter	Mätvärde	Parameter	Mätvärde
Total underyta, m2	0,00785	Höjd, m	0,060
Täckt underyta, m2	Försumbar	Diameter, m	0,100
Volym monolit, liter	0,471	Fri underyta, m2	0,00785
Vikt monolit, kg	1,094	Total lakyta, m2	0,03454

Tabell 2:2. Lakvattenparametrar, prov 16.

Provnummer	2655	2656	2657	2658	2659	2660	2661	2662
Laktid enskild laksekvens, dygn	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
L/S	1,80	1,81	1,78	1,74	1,76	1,79	1,78	1,69
Vol. vatten/vol. monolit	4,18	4,19	4,14	4,03	4,08	4,15	4,14	3,92
pH	4,2	4,2	4,4	4,7	5,2	6,0	6,4	6,0
Ledn. förm., mS/m, 25 °C	3,53	3,28	2,59	1,85	1,56	2,00	2,26	3,97

Analyserade lakvattenhalter

Tabell 2:3. Analyserade halter av PAH i enskilda lakvatten från prov 16. Fetmarkerad halt (32 dygn acenaften) motsvarar halva detektionsgränsen, halten låg under detektionsgräns.

Provnummer	2655	2656	2657	2658	2659	2660	2661	2662
Laktid enskild laksekvens, dygn	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
Enhet på uppmätt halt	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Naftalen	0,0160	0,0270	0,0380	0,0310	0,0210	0,0280	0,0260	0,0600
Acenaften	0,1500	0,2200	0,4400	0,6000	0,8200	0,2000	0,0018	0,0005
Acenaftylen	0,0081	0,0100	0,0170	0,0330	0,0910	0,0620	0,0110	0,0030
Fluoren	0,2300	0,3300	0,5700	0,3800	0,1400	0,1100	0,0051	0,0024
Fenantren	0,7900	0,9900	1,4000	0,1200	0,0180	0,0460	0,0130	0,0190
Antracen	0,2500	0,2100	0,4100	0,1400	0,0680	0,1300	0,0360	0,0180
Fluoranten	0,6000	0,8100	1,0000	1,0000	1,6000	1,6000	0,1400	0,0022
Pyren	0,3200	0,4500	0,6000	0,5900	0,8700	1,0000	0,1900	0,0240
Benso(a)antracen*	0,0360	0,0430	0,0700	0,0770	0,0900	0,1600	0,0710	0,0057
Chrysen*/Trifenylen	0,0540	0,0610	0,0910	0,0960	0,1100	0,1800	0,0760	0,0330
Benso(b)fluoranten*	0,0210	0,0180	0,0310	0,0260	0,0270	0,0840	0,0250	0,0350
Benso(k)fluoranten*	0,0076	0,0058	0,0110	0,0091	0,0098	0,0380	0,0080	0,0079
Benso(a)pyren*	0,0096	0,0064	0,0150	0,0110	0,0095	0,0430	0,0110	0,0280
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	0,0080	0,0059	0,0120	0,0092	0,0077	0,0440	0,0044	0,0097
Benso(g,h,i)perylene	0,0070	0,0051	0,0100	0,0060	0,0056	0,0360	0,0043	0,0110
Dibenso(a,h)antracen*	0,0025	0,0017	0,0035	0,0019	0,0017	0,0190	0,0014	0,0039
Summa cancerogena PAH (* ovan)	0,1387	0,1418	0,2335	0,2302	0,2557	0,5680	0,1968	0,12
Summa övriga PAH	2,3711	3,0521	4,4850	2,9000	3,6336	3,2120	0,4272	0,14
Summa 16PAH	2,5098	3,1939	4,7185	3,1302	3,8893	3,7800	0,6240	0,26

Uppmätta utlakade, och beräknade ackumulerade utlakade, mängder

Tabell 2:4 ger utlakade mängder per slät monolytita, baserat på värden i Tabell 2:3, Tabell 2:1 och Tabell 2:2. Tabell 2:5 ger beräknade ackumulerat utlakade mängder per slät monolytita m h a värden i Tabell 2:3.

Tabell 2:4. Uppmätta utlakade mängder (E^*_i) i enskilda vatten från diffusionsförsök med prov 16. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Ämne\ Tid, enskild laksekvens, dygn	0,25	0,75	1	2	4	8	16	32
Naftalen	9,1E-01	1,5E+00	2,1E+00	1,7E+00	1,2E+00	1,6E+00	1,5E+00	3,2E+00
Acenaften	8,5E+00	1,3E+01	2,5E+01	3,3E+01	4,6E+01	1,1E+01	1,0E-01	2,7E-02
Acenaftylen	4,6E-01	5,7E-01	9,6E-01	1,8E+00	5,1E+00	3,5E+00	6,2E-01	1,6E-01
Fluoren	1,3E+01	1,9E+01	3,2E+01	2,1E+01	7,8E+00	6,2E+00	2,9E-01	1,3E-01
Fenantren	4,5E+01	5,7E+01	7,9E+01	6,6E+00	1,0E+00	2,6E+00	7,3E-01	1,0E+00
Antracen	1,4E+01	1,2E+01	2,3E+01	7,7E+00	3,8E+00	7,4E+00	2,0E+00	9,6E-01
Fluoranten	3,4E+01	4,6E+01	5,6E+01	5,5E+01	8,9E+01	9,0E+01	7,9E+00	1,2E-01
Pyren	1,8E+01	2,6E+01	3,4E+01	3,2E+01	4,8E+01	5,7E+01	1,1E+01	1,3E+00
Benso(a)antracen*	2,1E+00	2,5E+00	4,0E+00	4,2E+00	5,0E+00	9,0E+00	4,0E+00	3,0E-01
Chrysen*/Trifenylen	3,1E+00	3,5E+00	5,1E+00	5,3E+00	6,1E+00	1,0E+01	4,3E+00	1,8E+00
Benso(b)fluoranten*	1,2E+00	1,0E+00	1,8E+00	1,4E+00	1,5E+00	4,7E+00	1,4E+00	1,9E+00
Benso(k)fluoranten*	4,3E-01	3,3E-01	6,2E-01	5,0E-01	5,5E-01	2,1E+00	4,5E-01	4,2E-01
Benso(a)pyren*	5,5E-01	3,7E-01	8,5E-01	6,1E-01	5,3E-01	2,4E+00	6,2E-01	1,5E+00
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	4,6E-01	3,4E-01	6,8E-01	5,1E-01	4,3E-01	2,5E+00	2,5E-01	5,2E-01
Benso(g,h,i)perylene	4,0E-01	2,9E-01	5,6E-01	3,3E-01	3,1E-01	2,0E+00	2,4E-01	5,9E-01
Dibenso(a,h)antracen*	1,4E-01	9,7E-02	2,0E-01	1,0E-01	9,5E-02	1,1E+00	7,9E-02	2,1E-01
Summa cancerogena PAH (* ovan)	7,9E+00	8,1E+00	1,3E+01	1,3E+01	1,4E+01	3,2E+01	1,1E+01	6,6E+00
Summa övriga PAH	1,4E+02	1,7E+02	2,5E+02	1,6E+02	2,0E+02	1,8E+02	2,4E+01	7,5E+00
Summa 16PAH	1,4E+02	1,8E+02	2,7E+02	1,7E+02	2,2E+02	2,1E+02	3,5E+01	1,4E+01

Tabell 2:5. Beräknade kumulativt utlakade mängder (E^*_n) från prov 16.
Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Ämne \ Kumulativa lakdygn	0,25	1	2	4	8	16	32	64
Naftalen	9,1E-01	2,5E+00	4,6E+00	6,3E+00	7,5E+00	9,1E+00	1,1E+01	1,4E+01
Acenaften	8,5E+00	2,1E+01	4,6E+01	7,9E+01	1,2E+02	1,4E+02	1,4E+02	1,4E+02
Acenaftylen	4,6E-01	1,0E+00	2,0E+00	3,8E+00	8,9E+00	1,2E+01	1,3E+01	1,3E+01
Fluoren	1,3E+01	3,2E+01	6,4E+01	8,5E+01	9,3E+01	9,9E+01	9,9E+01	9,9E+01
Fenantren	4,5E+01	1,0E+02	1,8E+02	1,9E+02	1,9E+02	1,9E+02	1,9E+02	1,9E+02
Antracen	1,4E+01	2,6E+01	4,9E+01	5,7E+01	6,1E+01	6,8E+01	7,0E+01	7,1E+01
Fluoranten	3,4E+01	8,0E+01	1,4E+02	1,9E+02	2,8E+02	3,7E+02	3,8E+02	3,8E+02
Pyren	1,8E+01	4,4E+01	7,8E+01	1,1E+02	1,6E+02	2,2E+02	2,3E+02	2,3E+02
Benso(a)antracen*	2,1E+00	4,5E+00	8,5E+00	1,3E+01	1,8E+01	2,7E+01	3,1E+01	3,1E+01
Chrysen*/Trifenylen	3,1E+00	6,6E+00	1,2E+01	1,7E+01	2,3E+01	3,3E+01	3,8E+01	3,9E+01
Benso(b)fluoranten*	1,2E+00	2,2E+00	4,0E+00	5,4E+00	6,9E+00	1,2E+01	1,3E+01	1,5E+01
Benso(k)fluoranten*	4,3E-01	7,6E-01	1,4E+00	1,9E+00	2,4E+00	4,6E+00	5,0E+00	5,5E+00
Benso(a)pyren*	5,5E-01	9,1E-01	1,8E+00	2,4E+00	2,9E+00	5,3E+00	5,9E+00	7,4E+00
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	4,6E-01	7,9E-01	1,5E+00	2,0E+00	2,4E+00	4,9E+00	5,1E+00	5,7E+00
Benso(g,h,i)perylen	4,0E-01	6,9E-01	1,3E+00	1,6E+00	1,9E+00	3,9E+00	4,2E+00	4,8E+00
Dibenso(a,h)antracen*	1,4E-01	2,4E-01	4,4E-01	5,4E-01	6,4E-01	1,7E+00	1,8E+00	2,0E+00
Summa cancerogena PAH (* ovan)	7,9E+00	1,6E+01	2,9E+01	4,2E+01	5,6E+01	8,8E+01	9,9E+01	1,1E+02
Summa övriga PAH	1,4E+02	3,1E+02	5,6E+02	7,2E+02	9,2E+02	1,1E+03	1,1E+03	1,1E+03
Summa 16PAH	1,4E+02	3,3E+02	5,9E+02	7,6E+02	9,8E+02	1,2E+03	1,2E+03	1,2E+03

Aritmetiskt kumulativt ytutlakat

I den statistiska bearbetningen ingår bl a att ta fram aritmetiskt kumulativt utlakat för varje enskilt delintervall (*NEN 7345*). Aritmetiskt kumulativt utlakat beräknas enligt

$$E_n = E^*_i \cdot \sqrt{t_i} / (\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}}) \quad \text{för } n=1 \text{ till } N \text{ (i föreliggande fall är } N=8)$$

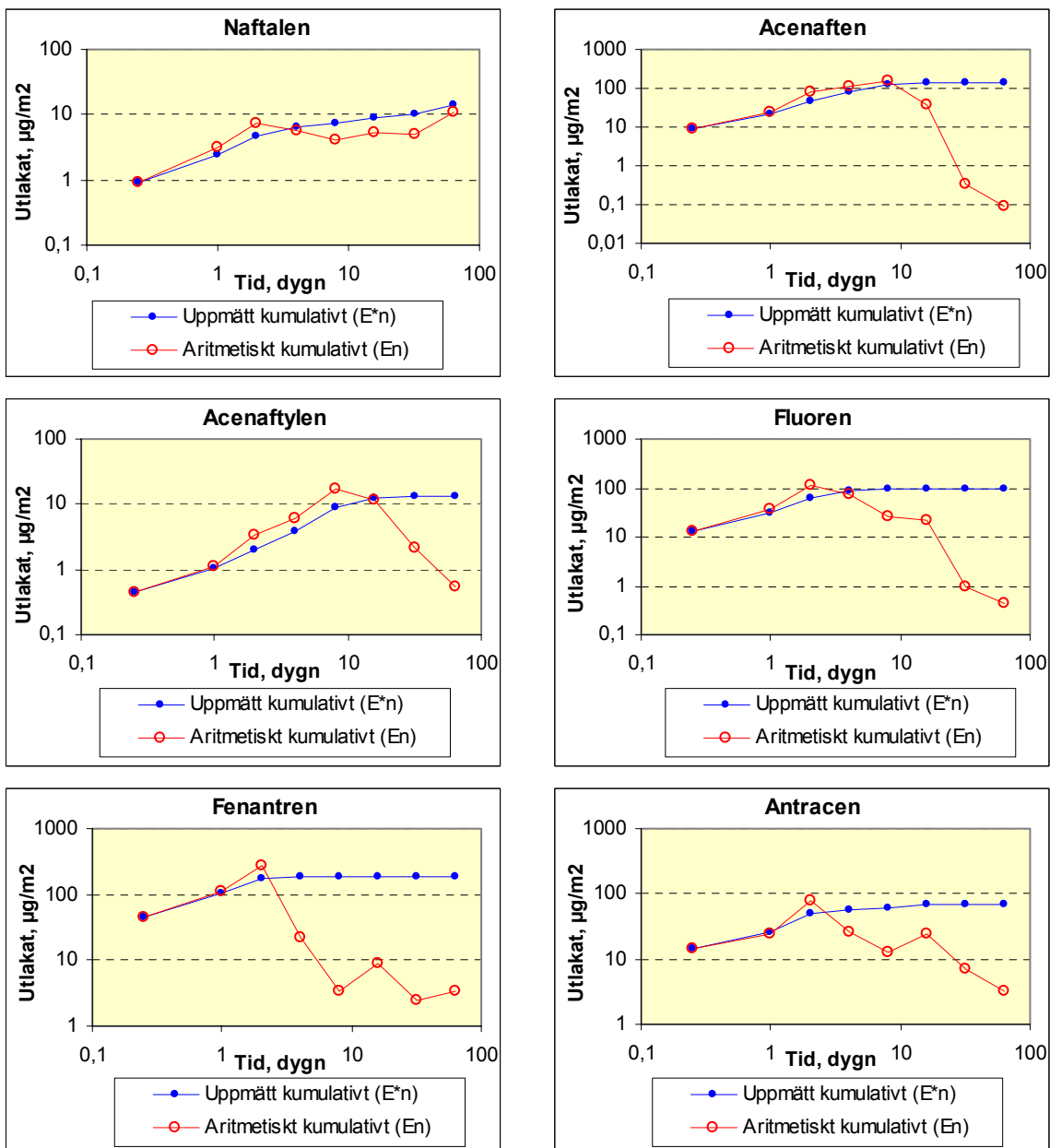
E_n är den beräknade aritmetiska kumulativa utlakningen oberoende av tidigare intervall (halt/ytenhet, i föreliggande fall $\mu\text{g}/\text{m}^2$)

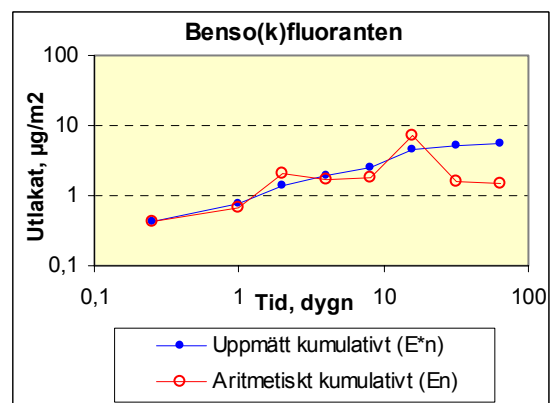
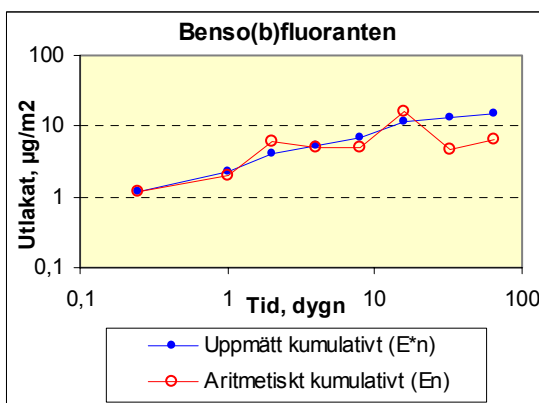
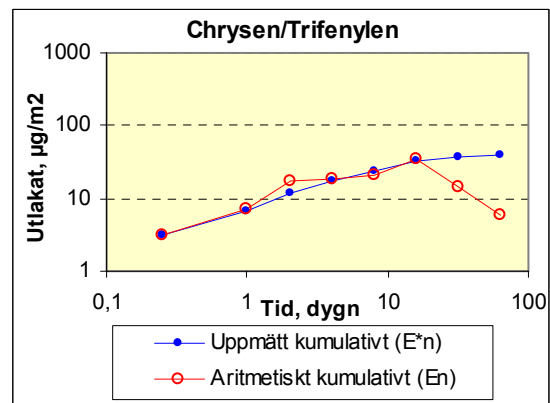
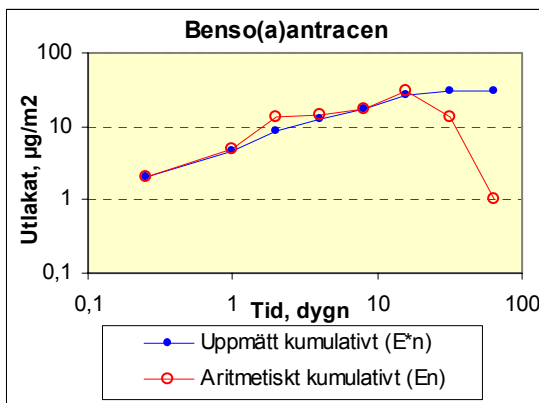
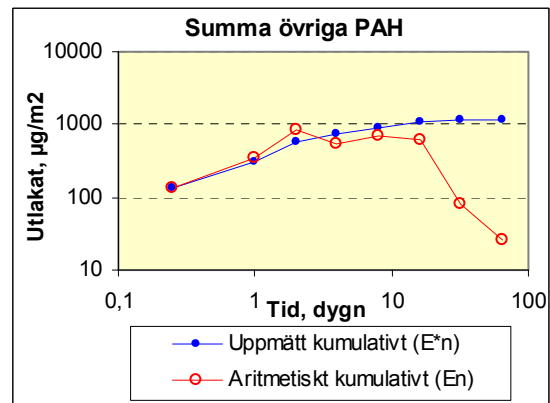
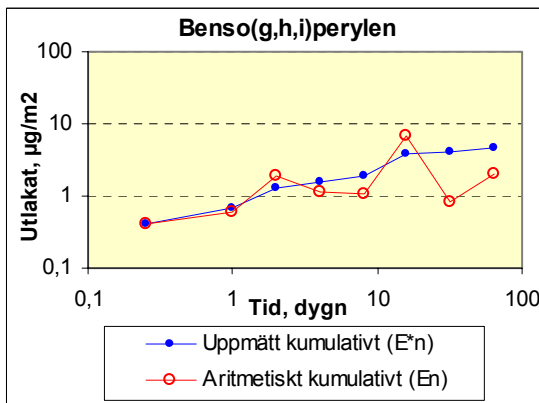
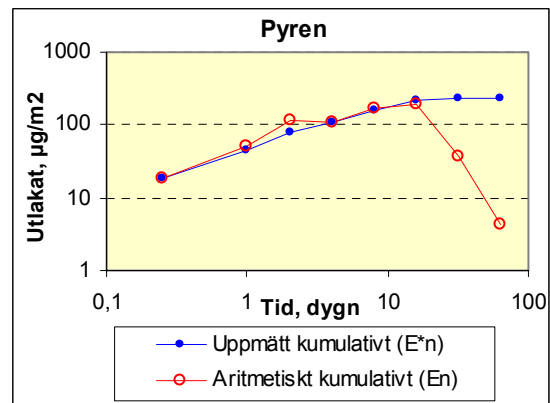
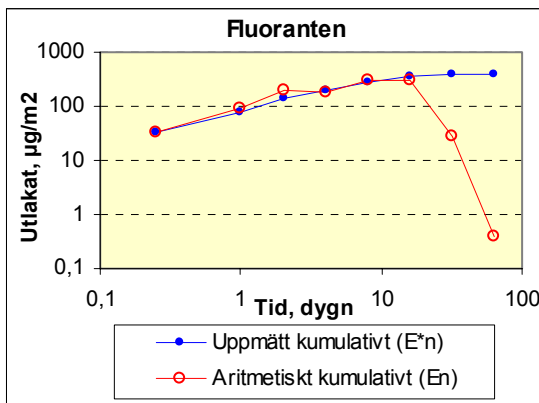
E^*_i är den uppmätta utlakningen (halt/ytenhet, i föreliggande fall $\mu\text{g}/\text{m}^2$) i intervall i

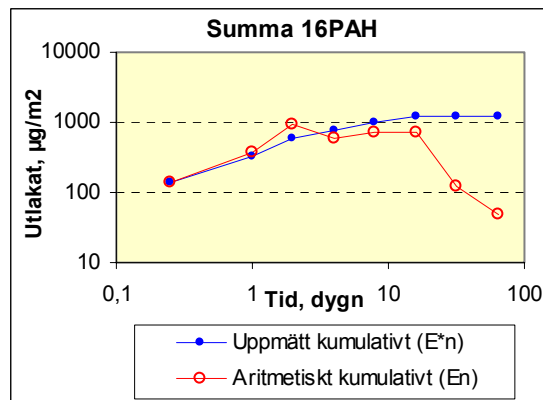
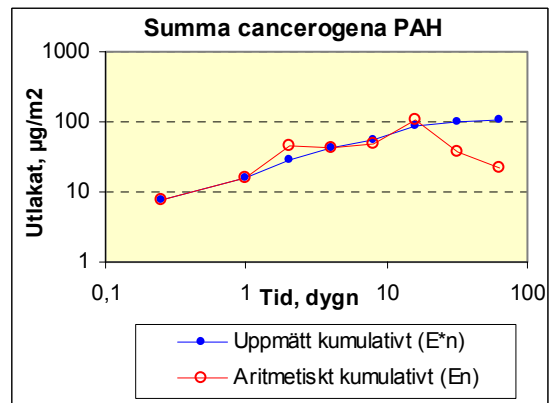
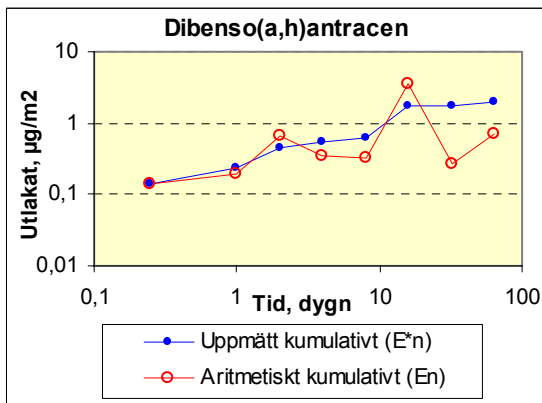
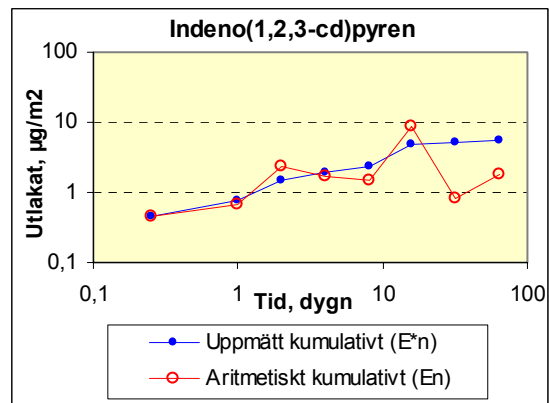
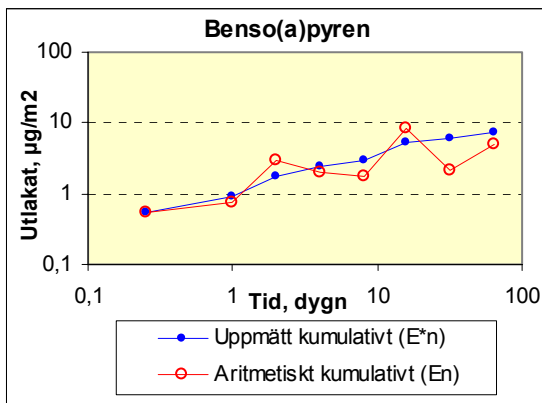
t_i är försökstiden vid slutet av intervall i (sek)

t_{i-1} är försökstiden vid start av intervall i (sek)

Diagram 2:1-2:19. Akkumulerade utlakade mängder av 16 PAH per ytenhet i ytutlakningsförsök med prov 16.
(uppmätt kumulativt = E^*_n ; aritmetiskt kumulativt = E_n).







Utvärdering av lakresultat m h a regressionsanalys, potential för diffusion

Regressionsanalys görs på olika delar av kurvan för att kontrollera om utlakningen styrs av olika mekanismer under olika tidpunkter. I sådan analys beräknas bl a riktningskoefficienter gällande för olika punkter i försöket (se nedan) (för teori, se *NEN 7345*).

I regressionsanalysen beräknas vidare $\log E_n - \log t_i$, där E_n är aritmetiskt kumulativt utlakat (i föreliggande fall $\mu\text{g}/\text{m}^2$) inom intervall i och t_i ackumulerad laktid (i föreliggande fall **dygn**) inom intervall i

Om ytutlakningen är diffusionsstyrd gäller för punktintervallet 2-7 generellt följande, där m = riktningskoefficient och sf = standaravvikelse

m	sf	
$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,2$	För huvudkomponent
$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\geq 0,1$ men $\leq 0,5$	För övriga komponenter
$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,1$	Alternativt för övriga komponenter

Om ovan gäller kan diffusionskonstant beräknas.

Om ovan inte gäller får undersökning göras för nedanstående enskilda punktintervall och värdesintervall (för m och sf).

Om ett eller flera värdesintervall gäller för enskilt ämne, är motsvarande punktintervall diffusionsstyr/-t/-da.

Punktintervall	m	sf
1-3	$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,3$
3-6	$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,3$
5-8	$>0,35$ men $\leq 0,60$	$\leq 0,3$

Om ovan inte gäller kan komponent/-en/-erna betecknas som "annan komponent", varvid då skall gälla för diffusionsstyrt (förutsätter, liksom annars också, att detekterade koncentrationer inom varje punktintervall är $>1,5$ av detektionsgränsen):

Punktintervall	m	sf
1-3	$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\leq 0,5$
3-6	$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\leq 0,5$
5-8	$>0,35$ men $\leq 0,65$	$\leq 0,5$

Tabell 2:6. Riktningkoefficienter (m) och standaravvikelse (sf) för log E_n mot log t_i erhållna genom regressionsanalys. För tolkning av data utöver rent diffusionsstyrd utlakning hänvisas till NEN 7345.

Punkt-intervall	Naftalen			Acenaften			Acenaftylen		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	0,05	0,11		-0,97	0,72		0,33	0,37	Diffusion (gränsfall)
1-3	0,98	0,09		1,06	0,24		0,90	0,21	
3-6	-0,19	0,15		-0,29	0,42		0,71	0,29	
5-8	0,43	0,17	Diffusion	-	-	Ej beräkningsbart	-1,7	0,29	

Punkt-intervall	Fluoren			Fenantren			Antracen		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	-1,00	0,41		-1,29	0,34		-0,43	0,23	
1-3	0,99	0,19		0,83	0,15		0,76	0,33	
3-6	-0,85	0,14		-1,75	0,82		-0,60	0,41	
5-8	-2,22	0,54		-0,18	0,41		-0,78	0,41	

Punkt-intervall	Fluoranten			Pyren			Benso(a)antracen		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	-0,18	0,35		0,01	0,25		0,32	0,16	Diffusion (gränsfall)
1-3	0,82	0,08		0,87	0,10		0,87	0,20	
3-6	0,27	0,10		0,28	0,08		0,38	0,12	Diffusion
5-8	-3,22	0,97		-1,81	0,54		-1,3	0,72	

Punkt-intervall	Chrysen/Trifenylen			Benso(b)fluoranten			Benso(k)fluoranten		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	0,24	0,16		0,30	0,21		0,33	0,25	Diffusion (gränsfall)
1-3	0,80	0,18		0,72	0,28		0,70	0,34	
3-6	0,32	0,11	Diffusion (gränsfall)	0,44	0,32	Diffusion	0,55	0,38	Diffusion
5-8	-0,7	0,35		-0,08	0,44		-0,3	0,56	

Punkt-intervall	Benso(a)pyren			Indeno(1,2,3-cd)pyren			Benso(g,h,i)perylen		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	0,34	0,25	Diffusion (gränsfall)	0,20	0,33		0,23	0,32	
1-3	0,72	0,44		0,71	0,37		0,69	0,36	
3-6	0,44	0,45	Diffusion	0,54	0,50	Diffusion	0,55	0,57	
5-8	0,25	0,54		-0,25	0,76		-0,03	0,75	

Punkt-intervall	Dibenso(a,h)antracen			Summa cancerogena PAH			Summa övriga PAH		
	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar	m	sf	Kommentar
2-7	0,27	0,39		0,29	0,19		-0,33	0,29	
1-3	0,67	0,39	Diffusion (gränsf.)	0,79	0,24		0,86	0,15	
3-6	0,72	0,73		0,40	0,20	(Diffusion)	-0,11	0,13	
5-8	-0,03	0,94		-0,49	0,39		-1,72	0,37	

Huvudkomponent bland de analyserade 16 PAHerna är fluoranten (lakas ut mest, är också fallet för prov 7A, Bilaga 1). Dess utlakning är inte signifikant diffusionsstyrd i huvudintervallet 2-7. Någon tydlig indikation på att någon PAH ha lakats ut med diffusion under hela intervallet 2-7 har ej heller erhållits. Fyra PAH (acenaftylen, benso(a)antracen, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren) som uppvisar värden som angränsar till diffusion. Därtill, om summa cancerogena PAH skulle kunna ses som en förening,

har ej heller denna tydligt lakats ut via diffusion (punktintervall 2-7: 0,29; kravet är: >0,35). Oavsett detta så är det generellt sett oklart om summa cancerogena PAH över huvud taget i detta sammanhang skulle kunna betraktas som ett ämne. Vad som i så fall hypotetiskt behöver uppfyllas är att var och en av de ingående PAHerna i sig lakas ut via diffusion. Så är alltså tyvärr inte fallet för prov 16 (Tabell 2:6). Därtill har en av dessa PAHer uppvisat halt < 1,5 *detektionsgräns (eg. under detektionsgräns) varvid hypotetiskt betraktande att summa cancerogena PAH skulle kunna ses som ett enda ämne synes vara än mindre relevant.

Sammantaget synes alltså ytutlakningen främst ha skett på annat eller andra sätt än genom diffusion. Om man ändå antar att det skulle kunna vara möjligt att grovt approximerade utlakningsbeteendet hos summa cancerogena PAH med diffusion ges i det följande information om hur diffusionskoefficient i så fall skulle kunna räknas fram.

För att erhålla diffusionskoefficient (eller som den också kallas ”effektiv diffusionskoefficient”) för hela ytutlakningen beräknas, enligt *NEN 7345*, först varje enskild del-laknings diffusionskoefficient $D_{e,i}$ enligt följande ekvation:

$$D_{e,i} = \pi \cdot (E^*_i)^2 / (4 \cdot (U_{bes} \cdot \zeta)^2 \cdot (\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}})^2) \quad \text{Ekvation 2:1}$$

där

$D_{e,i}$ är effektiv diffusionskoefficient för en komponent för del-lakning i (m^2/s)

π är pi (3,14)

E^*_i är halten av komponent i lakvattnet från del-lakning i (mg/m^2)

U_{bes} är totalt tillgängligt utlakbart på mycket lång sikt (TT-test) (mg/kg TS)

ζ är densiteten av materialet (kg TS/ m^3) (OBS enhet!)

t_i är tiden vid slutet av dellakning i (s)

t_{i-1} är tiden vid början av dellakning i (s)

Därefter beräknas den totala diffusionskoefficienten (D_e) enligt

$$D_e = 10^{-pD_e} \quad \text{Ekvation 2:2}$$

där pD_e är lika med summan av alla $pD_{e,i}$ dividerat med antalet del-lakningar och där $pD_{e,i}$ är lika med den negativa logaritmen för $D_{e,i}$ (dvs $-\log D_{e,i}$). Ur ett konservativt betraktande kan pD_e ansättas att motsvara det lägsta erhållna värdet på $pD_{e,i}$ (högsta mobiliteten).

Med härav framtagen diffusionskoefficient kan, enligt *NEN 7345*, mängd utlakat per massenhet och utlakningstid beräknas med hjälp av följande ekvation

$$U_{dif,t} = 2 \cdot A \cdot \zeta \cdot U_{bes} \cdot \sqrt{(D_e \cdot t / \pi)} / m \quad \text{Ekvation 2:3}$$

där

$U_{dif,t}$ är mängden i mg/kg material av en komponent utlakad genom diffusion vid tiden t

A är arean av den undersökta monoliten (m^2)

ζ är densiteten av materialet (kg TS/ m^3) (OBS enhet!)

U_{bes} är mängd komponent totalt tillgänglig för lakning på mycket lång sikt (mg/kg TS)

D_e är effektiv diffusionskoefficient för komponenten (m^2/s)

t är laktiden (s)

m är vikten av monoliten (kg TS)

Vid beräkning av diffusionskoefficient ingår, enligt *NEN 7345*, bl a att bestämma andelen av totalinnehåll som är utlakbart på mycket lång sikt (sk TT-test). Denna faktor, U_{bes} (se ovan), indikerar hur långt fram i tiden diffusionen kan fortgå tills allt lakbart tagit slut. Vidare, som nämnts tidigare, är *NEN 7345* framtaget för oorganiska ämnen. Undersökning av totalt lakbara metaller med TT-test är designad så att koncentrationsuppbyggnad inte skall påverka utlakningen (L/S, dvs kvoten mängd vatten per mängd lakat material, hålls vid totalt L/S 200, dvs mycket högt; kan motsvara nederbörd under hundratals år). SGI har ingen framtagen metod för att bestämma detta för organiska ämnen. En viktig faktor härvidlag är att åtskilliga organiska ämnen har halveringstider i bl a jord och vatten som långt underskrider den tid som L/S 200 kan motsvara.

För att ändå försöka erhålla ett teoretiskt mått på totalt lakbart har i föreliggande fall istället initialt ansatts att erhållna lakkurvor kan approximeras med ekvationen $Y=AX/(B+X)$. Y är ackumulerat ytutlakat och X är tiden. Konstanterna A och B har räknats fram med iterativ "Spline"-matematik (Pohl och Eriksson, 1978), utifrån de befintliga åtta värdena av utlakat och motsvarande tider. Matematiskt erhålls de värden på konstanterna som ger bäst anpassning av nämnd ekvation till reella data. Härav fås för lakkurvan avseende ackumulerat utlakat av summa övriga PAH att $A=1217,696$ och $B=2,523024$. Diagram 2:20 visar erhållen anpassning.

Varje tidsintervall efterföljs av ett dubblerat tidsintervall även efter 64 dygn (128 dygn, 256 dygn etc). Varje tidsintervall upp till 64 dygn har givits motsvarande ackumulerade L/S (beräknas utifrån Tabell 2:2) medan L/S för varje tidsintervall efter 64 dygn har getts medelvärde av L/S för de 8 första intervallen (L/S 1,77 för prov 16). Härav kan tiden teoretiskt approximeras för motsvarande L/S 200. Insättandet av denna tid i ekvationen $Y=AX/(B+X)$ ger Y, dvs teoretiskt beräknat ackumulerat ytutlakat vid L/S 200. För prov 7A blir ytutlakat (L/S 200) summa övriga PAH $1217,7 \mu\text{g}/\text{m}^2$. I Diagram 2:20 beskrivs detta upp till 2500 dygn (lilla infogade diagrammet; beskriver linjeutveckling upp till motsvarande ca L/S 22). Som framgår är linjeanpassningen något konservativ för summa övriga PAH (linjeanpassningen ger, i det högre intervallet upp till 64 dygn, något mer ackumulerat utlakat än vad som uppmätts reellt).

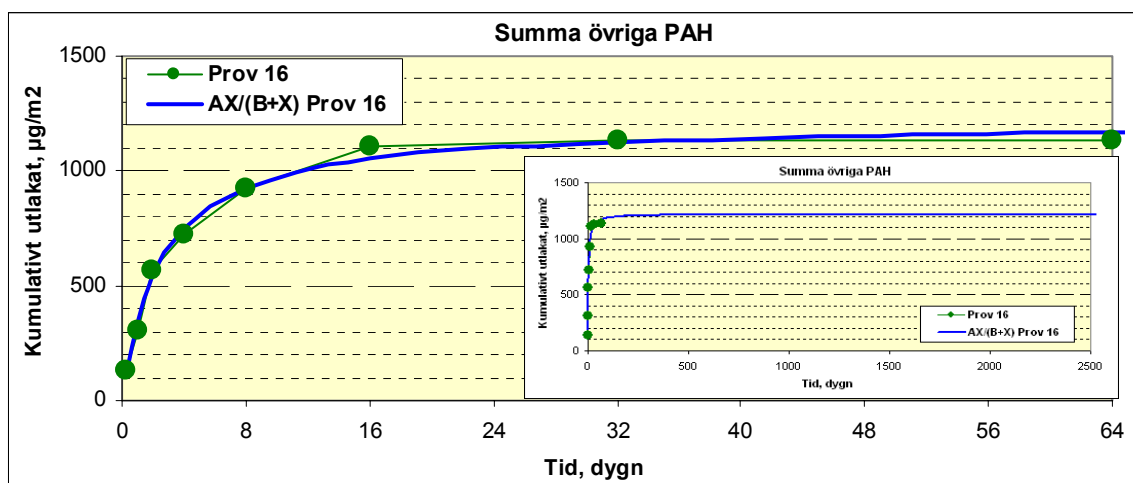


Diagram 2:20. Ackumulativt ytutlakat av summa övriga PAH från prov 16 samt linjeanpassning enligt approximerad anpassningsekvation $AX/(B+X)$. Inflikad bild linjeanpassning upp till 2500 dygn.

Ovanstående framräknade lakvärden för L/S 200 avseende summa övriga PAH är i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^2$. För att få fram mg/kg utlakat, dvs U_{bes} (ekvation 2:3), används för prov 16 Tabell 2:1. U_{bes} blir då $38,4 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}$ ($1217,696 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot 0,03454 \text{ m}^2 / 1,094 \text{ kg} / 1000$). Med hjälp av Ekvation 2:1 och Ekvation 2:2 kan diffusionskoefficienten, D_e , beräknas till $4,3\text{E}-10 \text{ m}^2/\text{s}$, baserat på högsta $D_{e,i}$ (dvs det värde som ur miljösynpunkt är mest konservativt, dvs ger störst utlakningspotential), alternativt $1,0\text{E}-10 \text{ m}^2/\text{s}$ (baserat på medel $D_{e,i}$).

Om dessa D_e -värden sätts in i Ekvation 2:3 erhålls värden på utlakade mängder per kg material för olika tidpunkter. Dessa kan omräknas till tidsberoende utlakade mängder av summa övriga PAH per ytenhet med hjälp av monolityta och monolitvikt. Härav teoretiskt framräknad ytutlakning, jämfört med reell ytutlakning ges i Diagram 2:21.

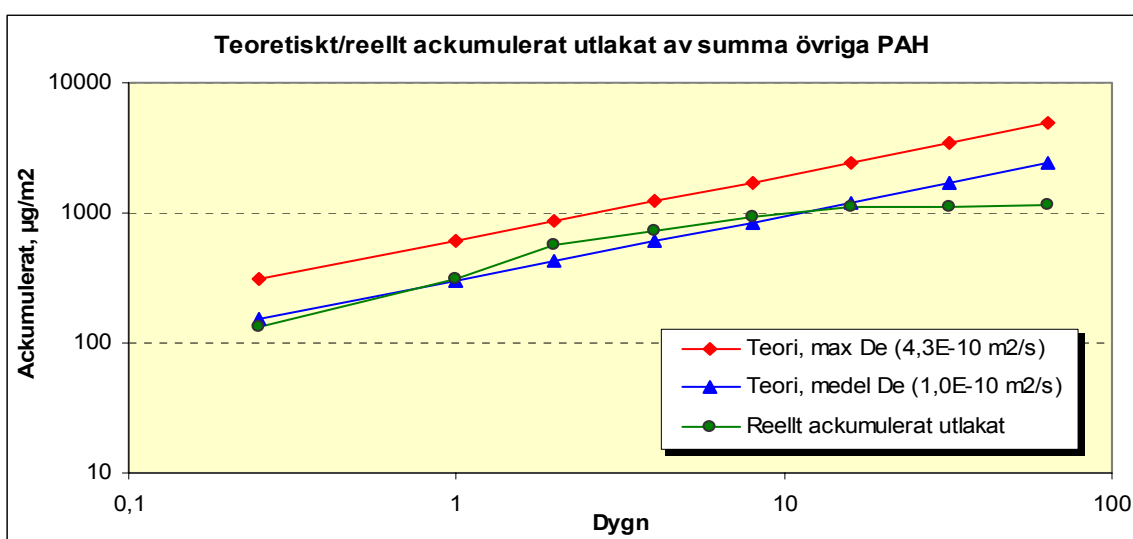


Diagram 2:21. Utfall av ackumulerat utlakat av summa övriga PAH, beräknat med olika D_e -värden, jämfört med reellt utlakat.

En av målsättningarna med att undersöka eventuell diffusion är att om utlakningen är diffusionstyrd så kan en teoretisk prognos utföras på utlakningsbeteendet för tider efter de 64 dygn som lakningen utförts. Som nämnts ovan synes tyvärr föreliggande utlakning främst vara styrd av annat än diffusion. Därtill indikerar Diagram 2:21 att de diffusionsteoretiska beräkningarna ger dålig överensstämmelse under slutintervallen upp till 64 dygn. Den reella utlakningen av summa övriga PAH synes där markant avvika, i motsats till diffusionsteorin. Härav har bedömning gjorts att prognostisering av utlakade summa övriga PAH på lång sikt inte är lämplig att baseras på diffusionsteorin. I avsikt att ändå försöka ta fram en grov framtida prognos har istället bedömts att ansatt ekvation $AX/(B+X)$ eventuellt kan ge bättre dålig prognostisering efter 64 dygn för summa övriga PAH.

Vad gäller summa cancerogena PAH har, på samma sätt som för summa övriga PAH, initialt beräknats konstantvärden för ekvation $Y=AX/(B+X)$, varvid erhålls att $A=118,2946$ och $B=6,932679$. Resultande anpassning ges i Diagram 2:22.

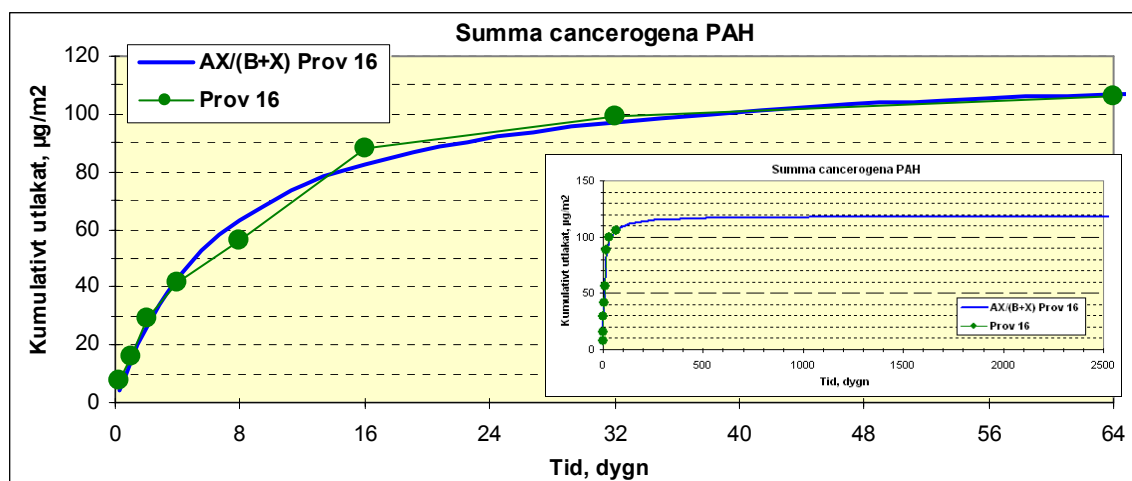


Diagram 2:22. Ackumulativt ytutlakat av summa cancerogena PAH från prov 16 samt linjeanpassning enligt approximerad anpassningsekvation $AX/(B+X)$. Inflikad bild linjeanpassning upp till 2500 dygn.

På samma sätt som för summa övriga PAH har ackumulerat utlakat i $\mu\text{g}/\text{m}^2$ vid L/S 200 avseende summa cancerogena PAH prognostiserats. Detta har omräknats som mg/kg utlakat i form av U_{bes} (ekvation 2:3), $3,73 \mu\text{g}/\text{kg}$. Därefter har, på samma sätt som beskrivits för summa övriga PAH ovan, diffusionskoefficienten, D_e , beräknats till $1,2\text{E}-10 \text{ m}^2/\text{s}$, baserat på högsta $D_{e,i}$ (dvs det värde som ur miljösynpunkt är mest konservativt, dvs ger störst utlakningspotential), alternativt $4,7\text{E}-11 \text{ m}^2/\text{s}$ (baserat på medel $D_{e,i}$). Teoretiskt framräknad ytutlakning, jämfört med reell ytutlakning, ges i Diagram 2:23.

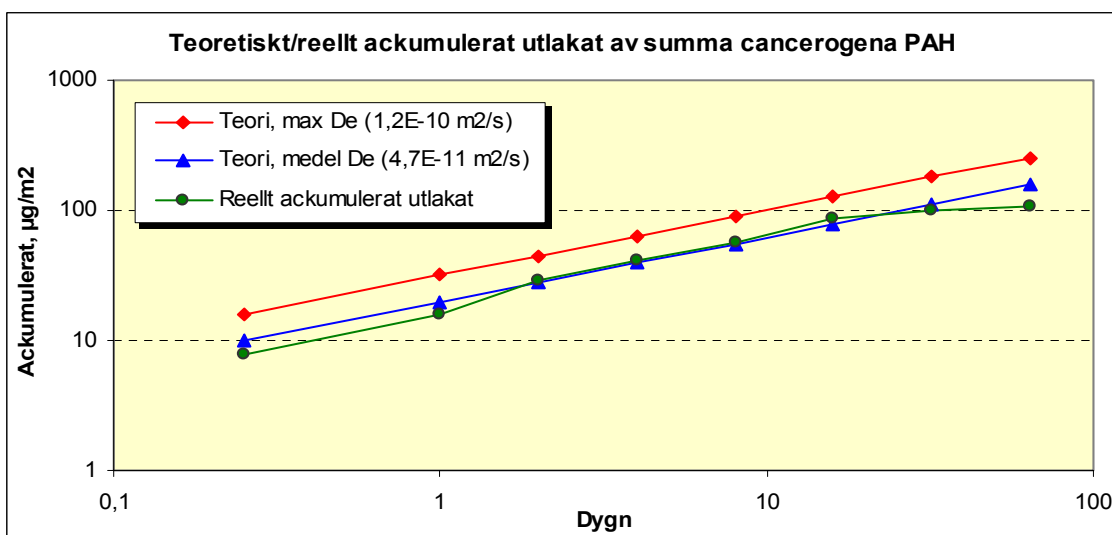


Diagram 2:23. Utfall av ackumulerat utlakat av summa cancerogena PAH, beräknat med olika D_e -värden, jämfört med reellt utlakat.

Av Diagram 2:23 framgår att de diffusionsteoretiska beräkningarna även för summa cancerogena PAH stämmer dåligt i slutintervallen upp till 64 dygn. Den reella utlakningen av summa cancerogena PAH synes markant avklinga i motsats till diffusionsteorin. Härav bedöms att matematisk anpassning med alternativ ekvation kan ge bättre prognostisering. Det framgår av Diagram 2:22 att framtagna ekvationer för anpassning till

data ger relativt god anpassning. Emellertid, erfarenheter från tidigare lakningar vid SGI, både från kolonn- och ytutlakningar, indikerar att summa cancerogena PAH lakas ut enligt en mindre flack kurva (lutar mer i slutet av lakperioderna), jämfört med summa övriga PAH. Anpassad ekvation för summa cancerogena PAH bör därtill ansättas minst lika konservativt som för summa övriga PAH ovan. Som alternativ till ekvationen $AX/(B+X)$ har härav tagits fram ekvationen $Y = A \cdot \ln(X) + B$ som ger en mer flack kurva. I detta fall har de tre sista lakvärdena varit styrande för ekvationsanpassningen. Härav erhålls att $A=12,7602$ och $B=53,5796$ (i detta fall har linjeanpassning utförts med Excel) för ekvationen $Y = A \cdot \ln(X) + B$ och resultatet beskrivs i Diagram 2:24. Observera att ekvationerna endast valts för godtagbar anpassning till givna punkter samt för att nyttjas för en grov prognos $\gg 64$ dygn. Ekvationerna är inte ansatta för att relatera till någon ytutlakningsteori.

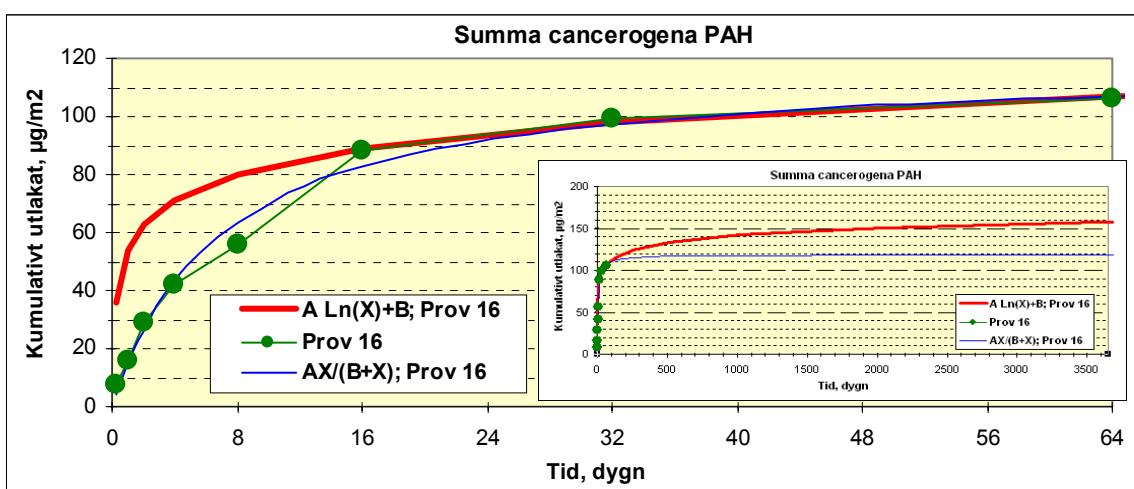


Diagram 2:24. Ackumulativt ytutlakat av summa cancerogena PAH från prov 16 samt linjeanpassning enligt approximerad anpassningsekvation $A \cdot \ln(X) + B$ samt för jämförelse anpassad ekvation $AX/(B+X)$. Inflikad bild linjeanpassning upp till 3650 dygn.

Med denna nya ekvation, som bedöms ge bättre anpassning till reella data för högre tidsvärden, kan nytt prognostiserat värde på U_{bes} (ekvation 2:3) erhållas för L/S 200. U_{bes} fås då till 32,7 µg/kg. Detta skulle ånyo kunna användas för att räkna fram ny diffusionskoefficient, som då blir 1,6E-12 m²/s (maxvärde). Det visar sig dock att oavsett värde på U_{bes} erhålls dålig anpassning till reell utlakning under slutintervallen med diffusionsteorin (därtill styr egentligen inte värdet på U_{bes} ackumulerat utlakat per tidsenhet utan enbart tidslängden under vilken diffusion sker). Dessutom finns ingen tydlig indikation på att utlakningen av summa cancerogena PAH egentligen skulle kunna vara styrd av diffusion, Tabell 2:6. Härav har bedömning gjorts att ekvation $Y = A \cdot \ln(X) + B$ ger bättre underlag, av de alternativ som getts, för prognos av utlakade summa cancerogena PAH.

Ur miljömässig synpunkt är det inte enbart utlakade halter som är av betydelse. Minst lika viktigt är naturligtvis de totala mängder som lakas ut. De nu undersökta materialen var i form av bärlager under ett relativt tätt yt-/slitlager. Erhållen anpassad ekvation bör kunna användas för att teoretiskt grovt beräkna uppkomna halter under ett bärlager. I följande exempel har härför, delvis konservativt, ansatts:

- all utlakad summa cancerogena PAH, alternativt summa övriga PAH, hamnar homogent fördelat i ett underliggande 1 mm tjockt jordlager
- ingen biologisk nedbrytning och ingen avdunstning ansätts komma att ske
- jorden har densiteten $1,7 \text{ ton/m}^3$
- ytan av det bitumeninkapslade materialet som utsätts för lakning är 1000 m^2
- materialet har samma lakbara över- som underyta (500 m^2 vardera) medan beläggningens sidoytor bortses ifrån (jordyta som PAH kommer i kontakt med är 500 m^2)
- lakyterna är ständigt i kontakt med vatten.

Med ekvation $Y=AX/(B+X)$ för summa övriga PAH och $Y=A*\ln(X)+B$ för summa cancerogena PAH kan totalt utlakat i mg/m^2 yta efter önskad tidsenhet, eller om så önskas omräknat per kg påverkad omgivande jord, erhållas. Baserat på ovanstående förutsättningar fås ackumulerade halter av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH i 1 mm tjockt jordlager per tidsenhet enligt Diagram 2:25 resp. Diagram 2:26.

I nämnda diagram har som jämförelse lagts in vad utlakade mängder skulle prognostiserats att bli om diffusion med starkt konservativt ansatt diffusionskoefficient (maxvärde av enskilda lakintervall, utlakning för extremfall) skulle ha gällt (enbart teoretiskt medtaget, lakdata indikerar ingen diffusion). För summa övriga PAH är denna diffusionskoefficient än mer extremt konservativ då den baseras på resultaten för intervallet mellan andra och tredje mätpunkt. Av Diagram 2:20 framgår att lutningen på linjen inom detta intervall är extremt brant varvid också maxvärdet på diffusionskoefficienten blir extremt hög. Detta resulterar i de teoretiskt höga halter i lagret som redovisas i Diagram 2:25. Om istället medelvärde på diffusionskoefficienten skulle användas erhålls 35 mg/kg i det underliggande lagret efter 25 år (istället för 72 mg/kg som anges i Diagram 2:25).

För jämförelse har, i nämnda diagram, för summa cancerogena PAH även lagts in resultat för det fall den teoretiska utlakningen skulle baseras på den för de cancerogena PAH-erna bedömda mindre relevanta ekvationen $Y=AX/(B+X)$.

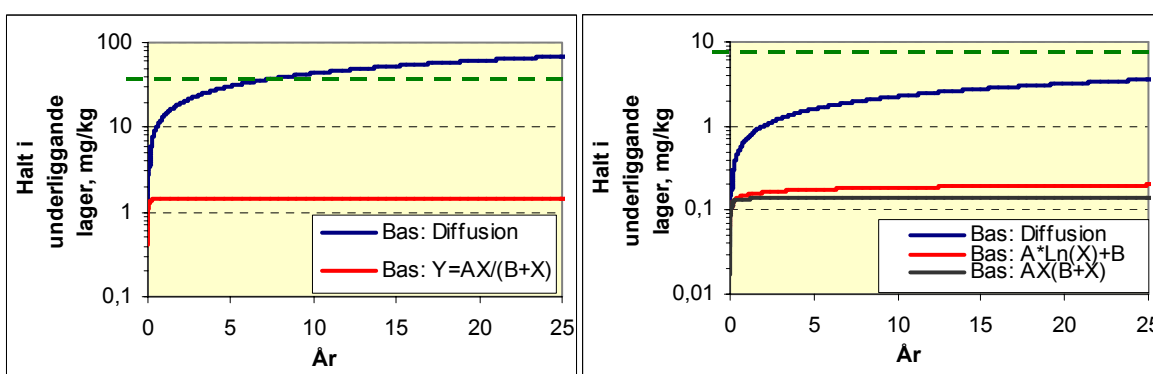


Diagram 2:25 (vänster) och Diagram 21:26 (höger). Tidsberoende teoretiskt beräknade medelhalter av summa övriga PAH (vänster) och av summa cancerogena PAH (höger) i 1 mm tjockt 500 m^2 jordlager under ett bärlager av material 7A med totalt 1000 m^2 lakyta (underyta plus överyta) och där lakytan är i konstant kontakt med vatten. Grön streckad linje är riktvärde för motsvarande summahalter enligt NV 4638 (1996). För jämförelse ges teoretisk utlakning via diffusion samt för summa cancerogena PAH prognos baserat på den bedömt mindre relevanta ekvationen $Y=AX/(B+X)$.

Naturvårdsverkets föreslagna riktvärden gäller till vilka nivåer man skall sanera ned till och inte till vilka nivåer man skall förorena upp till. Om man ändå gör jämförelse är riktvärdet för bensinstationer med mark med mindre känslig markanvändning (MKM) 0-0,7 m under markyta (u my) för summa cancerogena PAH 8 mg/kg och djupare än 0,7 m 40 mg/kg (NV 4889, 1998). I NV 4638 (1996) anges att föreslaget generella riktvärde för summa cancerogena PAH i områden med MKM är 7 mg/kg. För summa övriga PAH är riktvärdet 40 mg/kg för MKM.

Ovanstående grovt ansatta beräkningar ger att efter 25 år kommer medelhalten i det 1 mm tjocka underliggande jordlagret att aldrig komma upp till i närheten av riktvärdena för MKM (förutsatt icke-diffusion). Beträktelsen utgår dock från medelhalt. Halten kan lokalt antas bli högre då det är mindre troligt att alla utlakade PAH:er sprider sig fullständigt homogent i lagret. Troligtvis skulle emellertid de teoretiskt beräknade medelhalterna i underliggande lager efter 25 år kunna bli avsevärt lägre. Exempelvis, ansatt tjocklek på det lager som alla utlakade PAH skulle samlas upp i är satt till enbart 1 mm (t ex 2 mm ger halverad medelhalt). Beräkningarna är därtill baserade på full utlakning under hela laktiden av 25 år (dvs bitumeninkapslade tjärlagret ligger konstant i vatten), vilket måste betraktas som mycket konservativt antagande (väg med ett bärlager av materialet bör rimligen inte anläggas med sådana förutsättningar). Om man istället t ex antar att bärlagret skulle ligga i vatten varje dag 10% av dagen fås istället att avsevärt lägre halter skulle ackumuleras i det 1 mm tjocka underliggande lagret efter 25 år. Slutligen, ingen hänsyn har tagits till eventuell mikrobiell nedbrytning av de utlakade PAH:erna i jordlagret.

Sammantaget, lakdata indikerar att diffusionsteorin inte är lämpad att appliceras på utlakning av summa övriga PAH och summa cancerogena PAH från material 16. Härav föreligger svårigheter att prognostisera framtida omgivningspåverkan från det aktuella materialet. Preliminärt har bedömts att materialets framtida lakegenskaper skulle kunna grovt approximeras med de matematiskt anpassade ekvationerna $A \cdot X / (B + X)$ för utlakade summa övriga PAH och $A \cdot \ln(X) + B$ för utlakade summa cancerogena PAH. Framtida fältprovtagningar under och vid de vägavsnitt som materialet är taget ifrån kan förhoppningsvis ge ytterligare vägledning avseende relevansen i prognos baserad på de valda lakekvationerna.

Referenser

- NEN 7345. Leaching characteristics of shaped building materials. Dutch Norm (på Holländska; efter en "draft" på engelska från 1995: Leaching characteristics of soil and stony building and waste materials – Leaching Tests – Determination of the leaching of inorganic components from building and monolithic waste materials with diffusion test).
- NV 4638, 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket.
- NV 4889, 1998. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Naturvårdsverket.
- Pohl P., Eriksson G., 1978. 220 +/-30 exempel i numeriska metoder. Teknisk Högskolelitteratur i Stockholm AB. THS-Kompendieförmedlingen, Fack, 100 44 Sthlm. ISBN 91-85486-34-2.



VÄGVERKET, SVENSKA KOMMUNFÖRBUNDET

**Bilaga 3 till rapport:
”Ytutlakning av återvunnen asfalt
innehållande stenkolstjära.
Lägesrapport 2003.”**

Resultat från adsorptionstest

Datum: 2004-01-11
Diariennr: 1-0009-0590
Projektnr: 10625
Projektledare: Lennart Larsson
Handläggare:
Granskare:

Innehållsförteckning

Adsorptionsförlust.....	3
Referenser.....	5

Bilaga 3 till rapport: ”Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkoltjära. Lägesrapport 2003.”

Resultat från adsorptionstest

Adsorptionsförlust

Kontroll har utförts för att få indikation på omfattning av adsorptionsförlust av PAH i valt lakutförande. Efter de reguljära lakningarna togs monoliterna ur de helt vattentöm- da behållarna.

Den glasbehållare (handelsnamn Duran, borosilikat med sammansättning SiO₂ 81 v-%, B₂O₃ 13 v %, Na₂O-K₂O 4 v-%, Al₂O₃ 2 v-%) som hade använts för lakning av prov 7A kallas nedan för behållare 7A. Likaledes, den glasbehållare som använts för lakning av prov 16 kallas nedan för behållare 16 (typ och sammansättning samma som för 7A).

Till tom behållare 7A tillsattes en droppe aceton och resten toluen (GC-grade) så att tillsatt volym blev 0,040 liter. På samma sätt, till tom behållare 16 tillsattes en droppe aceton och resten toluen (GC-grade) så att tillsatt volym blev 0,033 liter, Tabell 3:1. Behållarna tillslöts och extraktionsvolymen skakades lätt för hand så att all vätska kom i kontakt med glasbehållarnas inre ytor under ca 2 minuter.

Tabell 3.1. Provbehållares mått och information om tillsatta tvättvätskor.

Provbehållare		7A	16
	Enhet		
Behållares höjd	m	0,183	0,180
Behållares diameter	m	0,132	0,1332
Behållares invändiga yta	m ²	0,0895	0,0895
Behållares volym	liter	2,50	2,50
Volym tvättvätska	liter	0,040	0,033
Densitet tvättvätska	kg/l	0,867	0,867
Vikt tvättvätska	kg	0,0347	0,0286

De båda tvättvätskorna överfördes var för sig i härför avseende provflaskor (från Al-Control) och sändes in till AlControl för analys av 16 enskilda PAH. Erhållna analysresultat redovisas i Tabell 3:2 för behållare 7A och i Tabell 3:3 för behållare 16.

Förutsatt att de PAH som analyserats i tvättvätskorna är all den PAH som satt på glasväggarna fås följande. För lakbehållare 7A har 10,9 % av den totala ackumulerade utlakade mängd summa cancerogena PAH som analyserats löst i lakvattnet under 64 dygn adsorberats på glasbehållarens väggar. För summa övriga PAH är motsvarande procentandel 2,4 %. För lakbehållare med prov 16 fås på samma sätt för summa cancerogena PAH 7,2 % och för summa övriga PAH 1,9 %.

De nu erhållna resultaten kan räknas om i förhållande till total glasyta varvid erhålls att på lakbehållare 7A adsorberades 1,4 µg/m² glasyta av summa cancerogena PAH och

10,2 µg/m² av summa övriga PAH. För lakbehållare 16 fås adsorption av 3,0 µg/m² glasyta av summa cancerogena PAH och 8,5 µg/m² av summa övriga PAH. I medel fanns alltså 2,20 +/-0,76 µg av summa cancerogena PAH och 9,35 +/-0,82 µg av summa övriga PAH, i båda fallen per m² glasyta, efter 64 dygns laktest.

Tabell 3.2. *Mängd detekterat adsorberat på lakbehållare 7A inre ytor, andel adsorberat av totalt utlakat efter 64 dygn samt adsorberat på behållarglas per m² glas.*

Enhet	Halt i tvättvätska µg/kg	Mängd i tvättvätska (mängd adsorberat) µg	Total ytutlakat efter 64 dygn µg	Adsorberat/ utlakat %	Adsorberat på glas µg / m ²
Naftalen	2,9	0,101	1,23	8,2	1,12
Acenaften	0,15	0,00520	2,05	0,3	0,06
Acenaftylen	0	0	0,12	0	0
Fluoren	15	0,520	4,64	11,2	5,81
Fenantren	1,6	0,0555	16,08	0,3	0,62
Antracen	0,52	0,0180	3,74	0,5	0,20
Fluoranten	2,3	0,0798	6,38	1,3	0,89
Pyren	3,4	0,118	3,70	3,2	1,32
Benso(a)antracen*	0,76	0,0264	0,39	6,8	0,29
Chrysen*/Trifenylen	0,83	0,0288	0,55	5,2	0,32
Benso(b)fluoranten*	1,1	0,0382	0,12	31,5	0,43
Benso(k)fluoranten*	0,24	0,00832	0,04	21,6	0,09
Benso(a)pyren*	0,22	0,00763	0,04	17,1	0,09
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	0,43	0,0149	0,03	42,6	0,17
Benso(g,h,i)perylen	0,38	0,0132	0,03	45,2	0,15
Dibenso(a,h)antracen* a/	0,15	0,00520	(<0,01)	(>50,4)	(>0,06)
Summa cancerogena PAH (* ovan)	3,73	0,129	1,18	10,9	1,4
Summa övriga PAH	26,25	0,910	37,9	2,4	10,2
Summa 16PAH	29,98	1,040	39,1	2,7	11,1

a/ Förelåg under detektionsgräns i alla lakvatten utom ett.

Tabell 3.3. *Mängd detekterat adsorberat på lakbehållare 16 inre ytor, andel adsorberat av totalt utlakat efter 64 dygn samt adsorberat på behållarglas per m² glas.*

Enhet	Halt i tvättvätska µg/kg	Mängd i tvättvätska (mängd adsorberat) µg	Total ytutlakat efter 64 dygn µg	Adsorberat/ utlakat %	Adsorberat på glas µg / m ²
Naftalen	2,6	0,0744	0,474	15,7	0,84
Acenaften	0,16	0,00458	4,699	0,1	0,05
Acenaftylen	0	0	0,455	0	0
Fluoren	19	0,544	3,436	15,8	6,10
Fenantren	0,57	0,0163	6,652	0,2	0,18
Antracen	0,11	0,00315	2,460	0,1	0,04
Fluoranten	1,7	0,0486	13,109	0,4	0,55
Pyren	1,5	0,0429	7,850	0,5	0,48
Benso(a)antracen*	1,4	0,0401	1,073	3,7	0,45
Chrysen*/Trifenylen	1,2	0,0343	1,359	2,5	0,39
Benso(b)fluoranten*	2,8	0,0801	0,516	15,5	0,90
Benso(k)fluoranten*	0,92	0,0263	0,188	14,0	0,30
Benso(a)pyren*	1,3	0,0372	0,257	14,5	0,42
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	1,2	0,0343	0,196	17,6	0,39
Benso(g,h,i)perylen	0,91	0,0260	0,165	15,8	0,29
Dibenso(a,h)antracen*	0,39	0,0112	0,0690	16,2	0,13
Summa cancerogena PAH (* ovan)	9,21	0,264	3,66	7,2	3,0
Summa övriga PAH	26,55	0,760	39,3	1,9	8,5
Summa 16PAH	35,76	1,02	43,0	2,4	11,5

Om man antar att det inte funnits någon koncentrationsmotstånd mot utlakningen (vilket är rimligt att anta eftersom halterna i lakvattnen varit mycket längre än maximal löslighet i vatten för de enskilda PAHerna) så innebär 11 % adsorption av summa cancerogena PAH att efter 64 dygn har, utöver de i lakvattnen detekterade PAHerna, ytterligare 11 % av dessa lakat ut. Detta förutsätter att avdunstning samt kemisk och biologisk nedbrytning varit försumbar. I Larsson (2002) utfördes totalförlustundersökningar varvid bedömdes att avdunstning av PAH ingående i definitionen summa cancerogena PAH var ringa medan avdunstning kan ha varit signifikant för främst naftalen ingående i definitionen summa övriga PAH (men att adsorptionen däremot för naftalen bedömdes vara förhållandevis ringa).

Kemisk nedbrytning av PAH kan ske med ljus och biologisk nedbrytning av PAH sker främst under aeroba (syrerika) förhållanden. Testerna var designade så att kemisk nedbrytning kan försummas (testerna skedde i mörker, behållarna var helt täckta med aluminiumfolie). Syret i varje lakvatten hade avdrivits med kvävgas innan tillsats och lakbehållarna var förslutna med lock. Eftersom avdunstning av naftalen bedömdes som signifikant i de tidigare testerna (Larsson, 2002) kan det ändå inte uteslutas att syre kan ha trängt in i lakvattnet, speciellt under de längre laksekvenserna.

Referenser

Larsson L. 2002. Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkolsstära – Lägesrapport 2001. SGI Varia 522. Statens geotekniska institut.
<http://www.swedgeo.se/publikationer/sgi-varia.html>



VÄGVERKET, SVENSKA KOMMUNFÖRBUNDET

**Bilaga 4 till rapport:
”Ytutlakning av återvunnen asfalt
innehållande stenkolstjära.
Lägesrapport 2003.”**

Analysprotokoll

Datum: 2004-01-11
Diariennr: 1-0009-0590
Projektnr: 10625
Projektledare: Lennart Larsson
Handläggare:
Granskare:

FÖRELIGGER ENDAST I FORM AV PAPPERSKOPIOR. KAN BESTÄLLAS.

Kontakta:

SGI 013-201800 vxl. / diariet

Kod:

**Bilaga 4 till rapport Ytutlakning av återvunnen asfalt
innehållande stenkolstjära. Lägesrapport 2003.**

Diarienummer 1-0009-0590.

Prov 7A

PAH-analyser av lakvatten

Prov 16

PAH-analyser av lakvatten

Prov 7A, prov 16

Microtox-test av lakvatten

PAH-analyser av tvättextrakt



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se