



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Kolonnlakning av polyaromatiska kolväten ur krossade schaktmassor av vägbeläggning, mellanlagrade vid Tagene, Göteborg.

LENNART LARSSON

Varia 521

LINKÖPING 2001

Varia | Statens geotekniska institut (SGI)
581 93 Linköping

Beställning | SGI
Litteratortjänsten
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--01/521--SE

Projektnummer SGI | 10625
Dnr SGI | 1-0009-0590
© | Statens geotekniska institut



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **521**

**Kolonnlakning av polyaromatiska kolväten ur
krossade schaktmassor av vägbeläggning,
mellanlagrade vid Tagene, Göteborg**

LENNART LARSSON

Revidering av rapport:

”KOLONNLAKNING AV POLYAROMATISKA KOLVÄTEN UR KROSSADE SCHAKT-
MASSOR AV VÄGBELÄGGNING, MELLANLAGRADE VID TAGENE, GÖTEBORG”

Ett beräkningsfel vid omräkning av PAH-halt, i framtagna dubbelprover av extraktionsmedel, till totalhalt PAH i vägbeläggingsmaterial ligger till grund för revidering av vissa angivna totalhaltsvärden presenterade i rubricerad rapport, daterad 2001-10-01, från Statens geotekniska institut; uppdragsgivare: Trafikkontoret, Göteborg. Härav gjorda justeringar påverkar endast tidigare angivna totalhalter och ej lakresultaten. Revidering av rubricerad rapport och tillhörande Bilaga 3 har härav gjorts med följande förändringar (sidhänvisningar gäller denna reviderade rapport; revidering av Bilaga 3 enligt beskrivning på sidan 24):

Sidan 4, andra stycket:

”Totalhalten av 16PAH var 62 mg/kg TS (+/-5 mg/kg TS), varav dels summa cancerogena PAH 25 mg/kg TS (+/-2 mg/kg TS) och dels summa övriga PAH 37 mg/kg TS (+/-3 mg/kg TS).”

Sidan 9, kapitel 4.1, andra stycket, rad 1 ff:

”... totalhalt 16PAH av 62 mg/kg TS, varav summa cancerogena PAH motsvarade 25 mg/kg TS och summa övriga PAH 37 mg/kg TS,...”

Sidan 9, kapitel 4.1, tredje stycket, rad 1 ff:

”... för förorenad mark, Tabell 3, fås att summa cancerogena PAH måttligt överskrider riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM), medan summa övriga PAH ligger strax under motsvarande riktvärde. Jämförelse med bensinstationsområden ger att summa cancerogena PAH underskrider riktvärde för MKM för djup $\geq 0,7$ m. Halten summa övriga PAH ligger strax under motsvarande riktvärde (MKM) för alla marknivåer. Jämförelse med riktvärden för mark ...”

Sidan 10, Tabell 2:

Totalhalterna för varje enskild PAH, summa PAH och deras inbördes medelavvikelse har ungefär halverats.

Sidan 17, kapitel 4.3.1, tredje stycket, rad 3 ff:

”... Härav framgår att andelen utlakade cancerogena PAH ligger i samma storleksordning som Material 1 (M1) och i viss mån även Material 2 (M2) (tjärinnehållande makadam) från Södra Länken (*Larsson, 2001*). Andel av materialets totalinnehåll av summa övriga PAH och total 16PAH har lakats ut i mindre utsträckning jämfört med materialen från Södra Länken men andelen är större jämfört med det tjärindränkta gruset från Västerås (*Larsson m. fl., 2000*).”

Sidan 18, Diagram 4:

Totalhalterna är ungefär halverade för M2, M3 och för Tagene.

Sidan 19, Tabell 12:

De procentuella värdena är ungefär dubblade för Tagene, M2 och M3.

Sidan 20, kapitel 5, fjärde stycket.

”... avseende utförd totalhaltsanalys och lakning...”

Sidan 20, kapitel 5, fjärde stycket (här har följande kompletta mening tillförts):

” - Materialets totalhalter av summa cancerogena PAH och summa övriga PAH låg under motsvarande generella riktvärden, om materialet kan jämföras med jord på markdjup $\geq 0,7$ m i bensinstationsområden med mindre känslig markanvändning.”

Sidan 21, sista stycket, rad 3 ff:

”... . Alternativt bör materialet under sådana förutsättningar täckas,.....”

Statens geotekniska institut
Projektledare
Lennart Larsson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	4
1. Inledning	5
2. Bakgrund och syfte	5
3. Material, metod och analyser	5
3.1. Material	5
3.2. Metod	6
3.2.1. Totalhaltsbestämning	6
3.2.2. Kolonnlakning	6
3.3. Analyser	9
4. Resultat	9
4.1. Fastfas	9
4.2. Lakvatten	11
4.2.1. Utlakning av PAH	11
4.2.2. Akut-toxisk respons (Microtox)	14
4.2.3. Detekterade PAH-halter v.s. maximal löslighet av enskilda PAH	16
4.2.4. pH och konduktivitet	17
4.3. Jämförelse av erhållna resultat med tidigare undersökningar	17
4.3.1. PAH i fastfas och lakvatten	17
5. Slutsatser	20
Referenser	22
Förteckning bilagor	25
Bilaga 1. Kornstorleksfördelning av kolonnlakat material	26
Bilaga 2. Analysprotokoll	27
Bilaga 3. Rapport från VTI till Trafikkontoret, Göteborg Stad, 2001-06-01 (Rev 2001-11-28) "Tjärinnehåll i gamla beläggningsmassor"	28

Rapport (reviderad)

Kolonnlakning av polyaromatiska kolväten ur krossade schaktmassor av vägbeläggning, mellanlagrade vid Tagene, Göteborg.

SAMMANFATTNING

Föreliggande studie omfattar undersökning av ett samlingsprov av uppbrutet och krossat vägbeläggingsmaterial mellanlagrat vid Tagene, Göteborg. Undersökningen har omfattat totalhaltsbestämning av enskilda 16 polyaromatiska kolväten (PAH), kolonnlakning och i härav genererade lakvatten analys av enskilda 16 PAH och av akut-toxisk respons.

Totalhalten av 16PAH var 62 mg/kg TS (+/- 5 mg/kg TS), varav dels summa cancerogena PAH 25 mg/kg TS (+/- 2 mg/kg TS) och dels summa övriga PAH 37 mg/kg TS (+/- 3 mg/kg TS).

Jämfört med tidigare undersökta tjärinnehållande material utlakades från det nu undersökta materialet låga halter och ackumulerade utlakade mängder av PAH. Därtill uppvisade lakvattnen låg/ringa akut-toxisk respons (med Microtox). Utifrån en relativt låg nivå erhöles en hög andel utlakade cancerogena PAH, jämfört med tidigare undersökta material. De cancerogena PAHerna lakades nu ut i ungefär samma storleksordning som de övriga PAHerna. Utlakade halter och mängder av PAH ökade markant i sista lakvattnet. Eventuellt kan detta ha miljökonsekvens om materialet ligger veckovis dränkt i vatten. I mellanlager med god avrinning av temporär nederbörd eller som torrt bärlager med tätt överliggande slitlager kommer denna effekt troligtvis inte att ha någon större betydelse.

Vid mellanlagring, speciellt i nära anslutning till sprickigt berg eller grov jord med nära anslutning till grundvatten, bör placering av materialet på ett tätt underlag med möjligheter till lakvattenuppsamling beaktas. Alternativt bör materialet täckas, t ex med presenning, tak eller tätskikt, för att avsevärt reducera lakvattenmängd. Om materialet kommer att användas som bärlager under ett tätt slitlager, samtidigt som konstruktionen är sådan att vatten inte på annat sätt till betydande del kan komma i kontakt med materialet, bedöms preliminärt materialets påverkan på omgivning genom utlakning av PAH bli ringa. Slutligt beslut avseende handhavande av materialet tas av ansvarig miljömyndighet.

1. INLEDNING

På uppdrag av Trafikkontoret, Göteborg, har Statens geotekniska institut (SGI) utfört lakstudier på samlingsprov av mellanlagrat tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial, uttaget från mellanlagret Tagene, Göteborg. Studien har innefattat totalhaltsbestämning av enskilda 16 polyaromatiska kolväten (PAH), utlakning av 16 PAH och akut-toxisk respons på lakvatten från materialet.

2. BAKGRUND OCH SYFTE

På senare år har mellanupplag (återvinningsterminaler) för gamla vägbeläggingsmaterial etablerats runt om i landet. Dessa upplag är skapade av praktiska skäl för att möjliggöra en temporär lagring, tills massorna kan regenereras och återanvändas. En av huvudfrågorna kring sådana upplag är om befintliga beläggingsmaterial kan ge upphov till framtida utlakningsproblem. Syftet med föreliggande studie är att undersöka omgivningspåverkan av PAH genom utlakning från det mellanlagrade tjärinnehållande beläggingsmaterial från mellanlagret Tagene, Göteborg. Därtill är syftet att undersöka lakvattnens akut-toxicitet.

3. MATERIAL, METOD OCH ANALYSER

3.1. Material

Bakgrundsinformation för det undersökta materialet ges i Bilaga 3 ("Prov Nr 5" och "Prov Nr 6"). Materialet togs ut som två delprov ("Prov Nr 5" och "Prov Nr 6", Bilaga 3) under försommaren 2001 från Tagene, Göteborg, av Torbjörn Jacobson, Väg och Trafikforskningsinstitutet (VTI). Upptaget material lades direkt i metallhinkar, varefter det transporterades till VTI, där det förvarades i ett rumstempererat förråd. Härur togs samlingsprov ut av VTI för totalhaltsbestämning av enskilda 16 PAH, kornstorleksbestämning och bindemedelshalt (Bilaga 3). Samlingsprov av en mix av "Prov Nr 5" och "Prov Nr 6" (Bilaga 3) togs ut av VTI och levererades till SGI för lakstudier (Bild 1). Totalt användes 34,6 kg material till undersökningarna, varav 29,194 kg till kolonnlakningarna och 5,4106 kg till bestämning av PAH. Denna bestämning gjordes på två delmängder A och B, varav det ena vägde 2,8178 kg och det andra 2,5928 kg.



*Bild 1.
Mellanlagrat krossat
vägbeläggings-
material från Tagene,
Göteborg.*

3.2. Metod

3.2.1. Totalhaltsbestämning

Initial provberedning och extraktion för bestämning av materialets totalhalt av 16PAH och enskilda 16PAH har utförts vid VTIs laboratorium i Linköping. Detta utfördes enligt det rutinmässiga förfarande som används vid VTI för bestämning av bindemedels-halt i asfalt, men också vid återvinning av bitumen. På senare tid har även bindemedel till miljöundersökningar extraherats fram enligt detta förfarande (ref. Torbjörn Jacobson, VTI). Metoden benämns FAS Metod 404 och beskrivs i Bilaga 3. Kortfattat löses organiska ämnen upp från den fasta fasen med lösningsmedel (xylen, GC-grade) under uppvärmning med återloppskylning.

Till totalhaltsbestämningen uttogs först två delmängder, A och B, från ursprungsmaterialet. Varje delmängd delades upp i två underdelmängder (A1, A2, B1 och B2). Varje underdelmängd genomgick separat extraktion enligt Bilaga 3. Erhållna lösningsmedelsextrakt (lösningsmedel plus extraherat organiskt innehåll) från A1 och A2 slogs därefter ihop och sändes iväg för analys. På samma sätt slogs lösningsmedelsextrakt från B1 och B2 ihop och sändes till analys. Härav erhöles två totalhaltsbestämningar, A och B.

3.2.2. Kolonnlakning

Utlakningens tidsmässiga beroende av vattenomsättningen i ett material kan studeras genom kolonnförsök. När så är möjligt utförs lakstudien med material i dess ursprungliga form. Kolonnlakning bedöms ge en god, ibland något konservativ, beskrivning av utlakningens tidsberoende i fullskala. Lakstudien utförs med helt vattenmättat prov med ackumulerade L/S-kvoter, under vilken redoxpotential och pH inte regleras. L/S-kvoten är den mängd lakvatten (Liquid) som varit i kontakt med materialet, dividerat med denna mängd material (Solid). Om kännedom föreligger avseende upplagda massors geometriska och klimatologiska parametrar (bl a vattenomsättningen i massorna och upplagets utformning) kan L/S-skalan omvandlas till en tidskala. Försöken kan härigenom ge en uppfattning om hur utlakningen förändras med tiden i fullskala.

För att underlätta förståelsen av ovanstående ges följande exempel. Om materialet är placerad på en yta av 4 m^2 och det regnar 600 mm per år på materialet, faller ca $2,4 \text{ m}^3$ regn på denna yta per år. Om hälften av detta vatten antas ytavrinna och/eller avdunsta kommer resten, dvs $1,2 \text{ m}^3$, att rinna igenom materialet. Om materialet antas ha densiteten 1 ton/m^3 och är placerad på denna yta med en höjd av 1 m , och man antar att regnvattnet sprids homogent genom materialet (perkolerar), kommer dessa 4 ton att efter det första året utlakats med en L/S-kvot som motsvarar $0,3$ ($1,2/4$). Normalt, ju finare ett material är, desto mindre andel rinner igenom materialet och desto lägre årligt L/S (vid konstant nederbörd).

För att studera den tidsberoende utlakningen av oorganiska ämnen finns ett flertal standardiserade förfaranden. Emellertid föreligger idag ingen standardiserad metod i Sverige för lakning av organiska ämnen, t ex ur vägbeläggningsmaterial. SGI har tagit fram en preliminär metod för utlakning av vissa organiska ämnen med kontinuerligt förfarande, sk kolonnlakning. Metoden är avsedd för uppbrutna krossade material av typen vägbeläggningar och utlakning av främst polycykliska aromatiska kolväten (PAH) från sådant material. Metoden efterliknar till del ett standardiserat förfarande för lakning av

oorganiska ämnen, men är modifierad bl a i avsikt att reducera eventuell nedbrytning av de undersökta organiska ämnena.

Metoden har tidigare använts för att studera utlakning av bl a PAH'er ur flertal olika vägbeläggingsmaterial och resultat från dessa studier finns redovisade i *Larsson (1998)* (även kallad SGI Varia 468 och behandlade uppbruten bitumenasfalt från mellanlager); *Larsson och Bäckman (1999)* (även kallad SGI Varia 475 och behandlade nyupptaget oljegrus, flygfältasfalt och mellanlagrat asfaltmaterial med mindre inslag av makadam med lätt tjärlukt); *Larsson och Bäckman (2000)* (även kallad SGI Varia 479 och behandlade långtidslagrat oljegrus), *Larsson m. fl. (2000)* (även kallad SGI Varia 486 och behandlade nyupptaget tjärindränkt grusmaterial) och *Larsson (2001)* (även kallad SGI Varia 510 och behandlade tre olika nyupptagna tjärinneållande vägbeläggingslager från Södra Länken, Stockholm).

De parametrar som analyserats i de nu genererade lakvattnen är sådana som tidigare ingått i undersökningarna ovan. Härigenom kan det mellanlagrade beläggingsmaterialets utlakningspotential sättas i relation till de övriga tidigare undersökta materialen.

Utlakning av organiska hydrofoba föroreningar, som har haft relativt god tid på sig att sorbera till fast matris, brukar grovt anses kunna delas upp i en snabb och en långsam del (*Carmichael m. fl., 1997; Pignatello, 1990; Di Toro och Horzempa, 1982; Pavlostathis och Mathavan, 1992; McCall och Agin, 1985*). Den snabba desorptionsdelen anses pågå under minuter – timmar (-dagar/veckor), medan den långsamma desorptionsdelen tar (dagar/veckor-) månader – år. Den sistnämnda delen beror bl a av de organiska föreningarnas långsamma diffusion ut från mikroporer till bulkfasen.

Det är viktigt att notera att lakstudier som utförs under relativt kort tid och som skall avspegla lakförlopp i fullskala pågående under flera år, främst avspeglar utlakning av relativt lättillgängliga föroreningar, dvs resultaten avspeglar främst snabb utlakning. Den långsamma delen beror av fysikaliska faktorer som ibland inte kan återskapas fullt ut under den tidsmässigt relativt korta tid som laboratorielakningen utförs, utan att övriga utlakningsfaktorer påverkas negativt. Utlakade mängder per tidsenhet brukar emellertid vara avsevärt mindre för den långsamma delen, jämfört med den initialt snabba delen (under förutsättning att lösliga ämnen och/eller lättlösliga mikropartiklar/ kolloider föreligger i materialet). De flesta resultat som den nu framtagna kolonnmetoden hittills genererat har indikerat både snabb och långsam utlakning.

Utöver ovanstående får andra faktorer, som biologisk och kemisk nedbrytning, större inflytande på längre sikt än vad som kan simuleras under de kortvariga laboratorietesterna. Erhållna resultat avseende totala mängden ackumulerat utlakat av organiska ämnen från laboratorietester bör härav ses som alltmer osäkra ju längre tid som lakförlopp i full- och realtidskala skall simuleras med sådana laboratorIELAKTESTER.

Eftersom det valda lakutförandet till del utförs under relativt kort tid (20 dygn) bedömdes preliminärt den biologiska nedbrytningspotentialen av 16PAH vara av liten betydelse. Målsättningen har ändå varit att i möjligaste mån reducera eventuell potential för mikrobiell nedbrytning. Avdödning genom upphettning av det förorenade materialet var ej relevant eftersom detta skulle påverka innehållet av 16PAH. Tillsats av avdödningsmedel skulle generera alltför stor osäkerhet i eventuell kemisk/fysikalisk påverkan på utlakning av PAH. Därtill skulle det sistnämnda tillvägagångssättet omöjliggöra analys

av akut-toxicitet. För att ändå reducera eventuell biologisk aerob nedbrytning av organiska ämnen var det vatten som användes till lakstudierna avgasat med syre genom att kvävgas bubblades igenom vattnet i inert atmosfär tills vattnet detekterades som syrefritt med syredetektor. Därtill bestod gasfasen i vattenbehållarna och provtagningsflaskorna av kvävgas innan vattenpåfyllning och under det kontinuerliga uttaget.

I avsikt att minimera kemisk (fotokemisk) nedbrytning av de organiska ämnena (vissa indikationer föreligger att PAH kan brytas ned vid belysning) var kolonnen och provflaskorna helt täckta av aluminiumfolie. Kolonnen var därtill väl tillsluten för att minimera avgång av ev. flyktiga föreningar. Slutligen, material i kolonn (glas), slangar och packningar (teflon och teflonliknande) har valts för att minimera eventuell adsorption av PAH till ytor som lakvattnen kan komma i kontakt med.

Normalt väljs partikelstorlek $\leq 0,45 \mu\text{m}$ 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 ett 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 det/de undersökta material/-et/-en.

Partikelseparering i vatten kan göras med antingen filtrering eller centrifugering. Vid separering av partiklar i vatten som skall analyseras med avseende på organiska ämnen föredras centrifugering i de fall det är möjligt. Detta beror på att potential annars finns att de organiska ämnena kan fastna i filterutrustningen. Vid föreliggande och tidigare lakundersökningar vid SGI av organiska ämnen från grövre beläggningsmaterial har därför centrifugering genomgående valts som separationsmetod. Val av centrifugerings- och hastighet för att nå bortseparering av partiklar $> 0,45 \mu\text{m}$ 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).

Sammantaget utfördes kolonnstudien enligt följande. Lakningen utfördes i glaskolonn med diameter 0,19 m och höjden 0,75 m, se foto till höger. Temperaturen var rumstemperatur (20 °C). Kolonnen fylldes helt med material av storleken $\leq 2 \text{ cm}$ (i föreliggande fall ej siktat). Materialmängden var 29,194 kg. Flödes hastigheten genom kolonn var L/S 0,1 per dygn. Som laklösning användes avjoniserat "Milli Q-vatten", surgjort med H_2SO_4 till pH 4 för att simulera surt regn. Laklösningen, som dessutom reducerats på löst syre genom kvävgasbubbling innan pH-sänkning, tillsattes genom kontinuerlig pumpning från en behållare. Denna var fylld med kvävgas innan vattenpåfyllning och under det kontinuerliga uttaget. Lakvattenprover togs ut för analys vid L/S-kvoterna 0,1; 0,31; 0,76 och 1,97. Erhållna lakvatten samlades upp i kvävgasfyllda glasflaskor, centrifugerades i 2 timmar vid 2500 rpm för att



avskilja partiklar > 0,45 µm. Lakvattenprov för PAH-analys pH-sänktes till 2 direkt efter centrifugering för minimering av biologisk nedbrytning. Vattenprover till PAH-analys kylades till 4 ± 2 °C, medan prover till tox-test frystes i plastflaskor, före leverans för analys.

3.3. Analyser

Totalhalt av 16PAH och av enskilda 16 PAH har bestämts genom analys av lösningsmedelsextrakt från den initiala provberedningen enligt avsnitt 3.2.1, ovan.

Lakförsöken har utförts på SGIs 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. Proverna har provtagits i Alcontrols glasflaskor.

Alla PAH analyser har utförts m h a högupplösande gaskromatografi och masspektrometri/massfragmentografi (HRGC/MS) vid Alcontrol (fd Miljölaboratoriet i Nyköping AB). Alcontrol (fd KM-lab, Malmö) har utfört Microtox-tester på alla lakvattnen.

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

Tabell 1. PAH-analys och Microtox-test i lakvatten från det undersökta materialet.

Analyserat \ L/S-kvot	0,10	0,31	0,76	1,97
PAH (total-16PAH, cancerogena PAH, övriga PAH)	X	X	X	X
Microtox (akut-tox)	X	X	X	X

4. RESULTAT

Nedan redovisas i text, tabell- och i diagramform resultat från undersökningarna. I Bilaga 2 finns de fullständiga resultaten som analysprotokoll.

4.1. Fastfas

Materialets kornstorleksfördelning framgår av Bilaga 1. Materialet kan närmast betecknas som ett tjärinnehållande granulat av en mix av olika typer av vägbeläggningar. Materialet har relativt låg andel grövre partiklar. Analys av de två delproverna, A och B (se avsnitt 3.2.1), redovisas i Tabell 2 och i Bilaga 3 (delprov A motsvaras i Bilaga 3 av ”Prov Nr 5” och delprov B motsvaras i Bilaga 3 av ”Prov Nr 6”).

Materialet innehade en totalhalt 16PAH av 62 mg/kg TS, varav summa cancerogena PAH motsvarade 25 mg/kg TS och summa övriga PAH 37 mg/kg TS, Tabell 2.

Om dessa halter jämförs med riktvärden för förorenad mark, Tabell 3, fås att summa cancerogena PAH måttligt överskrider riktvärde för mindre känslig markanvändning

(MKM), medan summa övriga PAH ligger strax under motsvarande riktvärde. Jämförelse med bensinstationsområden ger att summa cancerogena PAH underskrider riktvärde för MKM för djup $\geq 0,7$ m. Halten summa övriga PAH ligger strax under motsvarande riktvärde (MKM) för alla marknivåer. Jämförelse med riktvärden för mark bör dock göras med mycket stor försiktighet eftersom dessa bygger på förutsättningar som inte å priori kan överföras på asfaltbeläggningar.

Tabell 2. Totalhalter av 16 PAH. Avvikelse från medelvärdet inom parantes.

Material Tagene			
Typ av PAH	Totalhalt, mg/kg TS	Typ av PAH	Totalhalt, mg/kg TS
Naftalen	0,9 (+/- 0,1)	Benso(a)antracen*	5,3 (+/- 0,6)
Acenaftylen	0,4 (+/- 0)	Chrysen*/Trifenylen A/	5,5 (+/- 0,4)
Acenaften	0,6 (+/- 0)	Benso(b)fluoranten*	5,7 (+/- 0,6)
Fluoren	1,8 (+/- 0,1)	Benso(k)fluoranten*	1,9 (+/- 0,1)
Fenantren	8,7 (+/- 0,5)	Benso(a)pyren*	3,9 (+/- 0,4)
Antracen	2,5 (+/- 0,1)	Indeno(1,2,3-cd)pyren*	2,5 (+/- 0,2)
Fluoranten	11 (+/- 1)	Dibenso(a,h)antracen*	0,6 (+/- 0,1)
Pyren	8,6 (+/- 0,8)	Σ Cancer. PAH (* ovan)	25 (+/- 2)
Benso(g,h,i)perylen	2,2 (+/- 0,1)	Total-16PAH	62 (+/- 5)
Σ Övriga PAH	37 (+/- 3)		

A/ Chrysen och trifenylen kunde ej särskiljas av analyslaboratoriet i ett av proven.

Tabell 3. Svenska riktvärden. Generella riktvärden förorenad mark, mg/kg TS (NV 4638). Riktvärden för förorenade bensinstationer, mg/kg TS (NV 4889).

NV Rapport Markanvändning	NV 4638			NV 4889			
	KM	MKMGV	MKM	KM	MKMGV	MKM	Park/MLU
Djup, m	-	-	-	-	<0,7 ≥0,7	<0,7 ≥0,7	<0,7 ≥0,7
Σ Cancer. PAH	0,3	7	7	0,3	8 40	8 40	8 20/40
Σ Övriga PAH	20	40	40	20	40	40	20/40

KM: Känslig markanvändning; MKMGV: Mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd; MKM: Mindre känslig markanvändning; Park/MLU: parkmark, mark med litet utnyttjande.

Det nu undersökta materialets innehåll av enskilda 16 PAH kan jämföras med andra mellanlagrade tjärinnehållande vägbeläggningsmaterial, som analyserats bl a inom RAST-programmet (Bilaga 2 plus uppgifter som kommer att redovisas mer i detalj i kommande RAST-rapporter). I Tabell 4 redovisas min-halt och max-halt av analyser av 16 enskilda PAH i 4 samlingsprov från Gbg-Tagene (tagna från andra högar än det samlingsprov som nu kolonnlakats), i därtill två mellanlager (ett från Riksväg 90 och ett från Västerås) och i därtill två material direktupptagna från väg (Vargbogatan, Västerås och O-ringen). Härav framgår klart att alla enskilda PAHers andel (vikts-%) av total-16PAH i det nu lakade materialet ligger inom eller strax intill de intervall som analyserats för övriga material. Det framgår även tydligt att alla materialens innehåll av fenantren, fluoranten och pyren generellt har de högsta andelarna av total-16PAH. Därtill framgår bl a att dibenso(a,h)antracen och acenaftylen har haltandelar som enbart uppgår till ca 1 vikts-% av totalhalten. Resultaten ger eventuellt indikation på att erhållna starkt

begränsade minimi-/maximi-intervall hypotetiskt skulle kunna användas för indirekt indikation på om materialet innehar vägtjära eller ej. Befinns ett materials procentuella innehåll av enskilda PAH ligga inom de i Tabell 4 givna intervallen, bör detta vara en indikation på att materialet kan innehålla vägtjära. Bevisföringen bör dock inte användas omvänt. Vägtjära kan hypotetiskt finnas i ett material även om fördelningen av enskilda PAHer inte stämmer överens med de nu givna intervallen.

Tabell 4. *Minimi- och maximi-halter, uttryckt i vikts-% av totalhalt 16PAH, i vägbeläggingsmaterial innehållande vägtjära. Kolonnlakade Tagematerialet markerat med mörkrött ("prov 5-6, Gbg").*

PAH	Prov 1-4, Gbg	Prov 1-4, Gbg + RV90 + pk.Vås	Prov 1-4, Gbg + RV90 + pk.Vås + Vargbog.Vås + Oringen	Kolonnlakat (prov 5-6, Gbg)	Alla inkluderade
	Vikts-%	Vikts-%	Vikts-%	Vikts-%	Vikts-%
Naftalen	1,1-1,8	1,1-2,8	0,3-2,8	1,3-1,7	0,3-2,8
Acenaftylen	0,5-1,2	0,1-1,2	0,1-1,2	0,6-0,7	0,1-1,2
Acenaften	0,9-1,4	0,9-4,3	0,5-4,3	0,9-1,1	0,5-4,3
Fluoren	2,1-3,5	2,1-7,3	1,5-7,3	2,5-3,3	1,5-7,3
Fenantren	14,4-18,2	14,4-26,0	14,2-26,0	13,8-14,4	13,8-26,0
Antracen	3,9-5,3	3,9-6,6	3,6-6,6	4,0-4,2	3,6-6,6
Fluoranten	16,8-18,3	14,3-18,3	14,3-18,3	17,1-17,6	14,3-18,3
Pyren	13,1-15,1	9,8-15,1	9,8-15,2	13,7-14,3	9,9-15,2
Benso(a)antracen*	8,0-8,3	6,9-8,3	6,9-8,6	8,2-8,8	6,9-8,8
Chrysen*/Trifenylen	7,8-8,9	6,4-8,9	6,4-8,9	8,8-8,9	6,4-8,9
Benso(b)fluoranten*	7,2-8,6	5,0-8,6	5,0-10,1	8,9-9,4	5,0-10,2
Benso(k)fluoranten*	2,7-3,5	1,9-3,5	1,9-3,7	3,0-3,1	1,9-3,7
Benso(a)pyren*	5,9-6,2	3,4-6,2	3,4-6,8	6,2-6,6	3,4-6,8
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	3,7-4,7	2,3-4,7	2,3-6,2	4,0-4,1	2,3-6,2
Benso(g,h,i)perylen	3,2-3,9	1,9-3,9	1,9-4,4	3,5-3,6	1,9-4,4
Dibenso(a,h)antracen*	0,8-0,9	0,5-0,9	0,5-1,2	1,0-1,0	0,5-1,2
Summa cancerogena PAH (*)	36,1-40	27-40	27-45,5	40,3-41,5	27-45,5
Summa övriga PAH	60-63,9	60-73	54,5-73	58,5-59,7	54,5-73
Summa 16PAH	100-100	100-100	100-100	100-100	100-100

4.2. Lakvatten

4.2.1. Utlakning av PAH

I Tabell 5 redovisas erhållna halter och beräknade ackumulerade utlakade mängder av 16 PAH från materialet. Generellt gäller att ackumulerat utlakat är beräknat på basis av aktuellt L/S och aktuell halt. Halterna är medelhalter i vattnen som uppsamlats inom varje L/S-intervall. Beräknat ackumulerat utlakat motsvarar alltså total mängd utlakat upp till angivet L/S per kg av det lakade materialet.

Inledningsvis kan noteras att det först uttagna vattnet var lätt guldfärgat, medan övriga vatten var klara.

Om analyserade medelhalter jämförs med riktvärden i grundvatten vid bensinstationer (NV, Rapport 4889) fås att ingen medelhalt av summa cancerogena PAH i lakvattnen översteg det föreslagna riktvärdet 0,2 µg/l. Dock erhöles i det sista lakvattnet en halt av

summa cancerogena PAH (0,16 µg/l) som låg i nivå med detta riktvärde. Därtill förelåg alla medelhalter av utlakade summa övriga PAH under föreslaget riktvärde 10 µg/l i grundvatten vid bensinstationer (NV, Rapport 4889).

Tabell 5. Utlakade halter och ackumulerade utlakade mängder av PAH från mellanlagrat krossat beläggingsmaterial från Tagene. Alla halter med förtecknet "<" (mindre än) ligger under detektionsgräns för respektive ämne. Detektionsgränsen utgörs i dessa fall av de angivna siffervärdena.

	Utlakade medelkoncentrationer					Ackumulerat utlakat				
	Enh.\ p.nr	1255	1256	1257	1258	Enh.\ p.nr	1255	1256	1257	1258
L/S	l/kg	0 - 0,10	0,10 - 0,31	0,31 - 0,76	0,76 - 1,97	l/kg	0,10	0,31	0,76	1,97
pH		7,3	7,3	7,5	8,0		-	-	-	-
Ledningsförmåga	mS/m 25°C	74,8	47,7	23,9	14,0		-	-	-	-
Naftalen	µg/l	0,0043	0,0029	0,0036	0,0029	µg/kg	0,00043	0,0010	0,0027	0,0062
Acenaftylen	µg/l	0,0052	0,0038	0,0024	0,0016	µg/kg	0,00052	0,0013	0,0024	0,0043
Acenaften	µg/l	0,0036	0,0016	<0,001	<0,001	µg/kg	0,00036	0,00070	<0,0011	<0,0024
Fluoren	µg/l	0,0015	<0,001	<0,001	<0,001	µg/kg	0,00015	<0,00036	<0,00081	<0,0020
Fenantren	µg/l	0,0075	0,0059	0,0040	0,0054	µg/kg	0,00075	0,0020	0,0038	0,010
Antracen	µg/l	0,0035	0,0034	0,0032	0,0043	µg/kg	0,00035	0,0011	0,0025	0,0077
Fluoranten	µg/l	0,010	0,0080	0,017	0,17	µg/kg	0,0010	0,0027	0,010	0,22
Pyren	µg/l	0,0075	0,0082	0,021	0,22	µg/kg	0,00075	0,0025	0,012	0,28
Benso(a)antracen*	µg/l	0,0051	0,0064	0,0090	0,023	µg/kg	0,00051	0,0019	0,0059	0,034
Chrysen*/Trifenylen A/	µg/l	0,0050	0,0052	0,013	0,042	µg/kg	0,00050	0,0016	0,0074	0,058
Benso(b)fluoranten*	µg/l	0,010	0,0070	0,014	0,033	µg/kg	0,0010	0,0025	0,0088	0,049
Benso(k)fluoranten*	µg/l	0,0030	0,0035	0,011	0,011	µg/kg	0,00030	0,0010	0,0060	0,019
Benso(a)pyren*	µg/l	0,014	0,0091	0,020	0,021	µg/kg	0,0014	0,0033	0,012	0,038
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	µg/l	0,010	0,0087	0,014	0,024	µg/kg	0,0010	0,0028	0,0091	0,038
Benso(g,h,i)perylen	µg/l	0,014	0,013	0,019	0,022	µg/kg	0,0014	0,0041	0,0127	0,039
Dibenso(a,h)antracen*	µg/l	0,0031	0,0022	0,0038	0,0039	µg/kg	0,00031	0,00077	0,0025	0,0072
Σ cancer. PAH (*)	µg/l	0,050	0,042	0,085	0,16	µg/kg	0,0050	0,014	0,052	0,24
Σ övriga PAH	µg/l		<0,048	<0,072	<0,43	µg/kg		<0,016	<0,048	<0,57
Σ övriga PAH	µg/l	0,057	≥0,047	≥0,070	≥0,43	µg/kg	0,0057	≥0,016	≥0,047	≥0,56
Total-16PAH	µg/l		<0,090	<0,16	<0,59	µg/kg		<0,030	<0,10	<0,81
Total-16PAH	µg/l	0,11	≥0,089	≥0,16	≥0,58	µg/kg	0,011	≥0,029	≥0,099	≥0,81

A/ Chrysen och trifenylen kunde ej särskiljas av analyslaboratoriet. Värdena ansatta att gälla för chrysen

Utlakade medelhalter av nämnda summamparametrar uppvisade en accelererande trend att öka med ökat L/S. Normalt brukar ökningen av ackumulerade utlakade mängder avta med ökat L/S (undantag finns, se Larsson, 2001). Utlakningen brukar bestå av en initialt snabb utlakningsfas av ämnen som sitter löst bundna till materialet, varefter en långsammare utlakningsfas tar vid. Den senare skulle kunna vara diffusionsstyrd. I föreliggande fall uppvisar enbart fyra av de analyserade 16PAH sådan trend (acenaftylen, acenaften, fluoren och i viss mån naftalen). De allra flesta PAH visade sig istället accelerera sina ackumulerade utlakade mängder med ökat L/S. Den kraftiga ökningen av summa övriga PAH i sista lakvattnet, dock från en relativt låg nivå, beror till mycket stor del på den tiofaldiga ökningen av fluoranten och pyren (jämfört med i det näst-sista lakvattnet). Varför denna trend erhållits är oklart. Det är känt att om pH är mycket högt (≥ pH

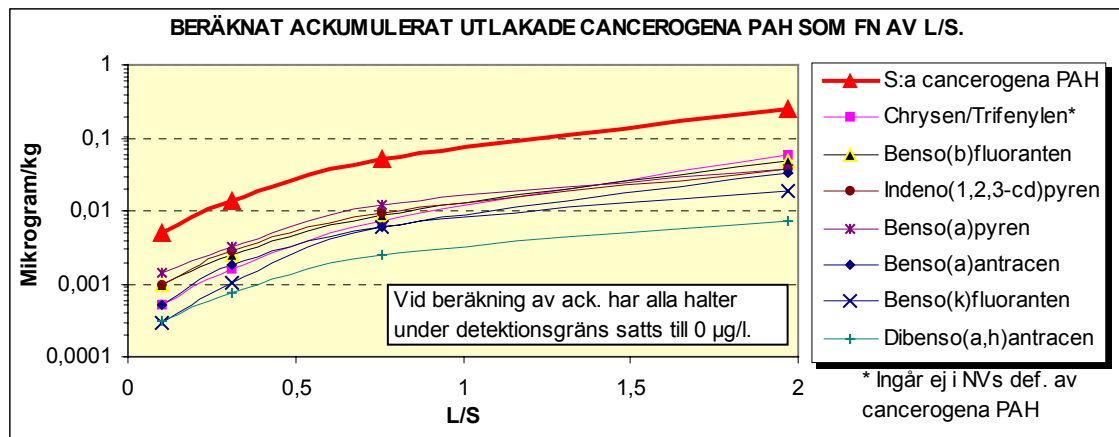


Diagram 1. Beräknat ackumulerat utlakat av enskilda cancerogena PAH som funktion av L/S. Observera, då y-axeln är i log-skala och x-axeln är linjär kan utlakade halter upplevas avta med ökat L/S. Så är dock inte fallet, se vidare i texten. Diagrammet ges endast för att överskådligt se den relativa trenden mellan de olika PAHerna.

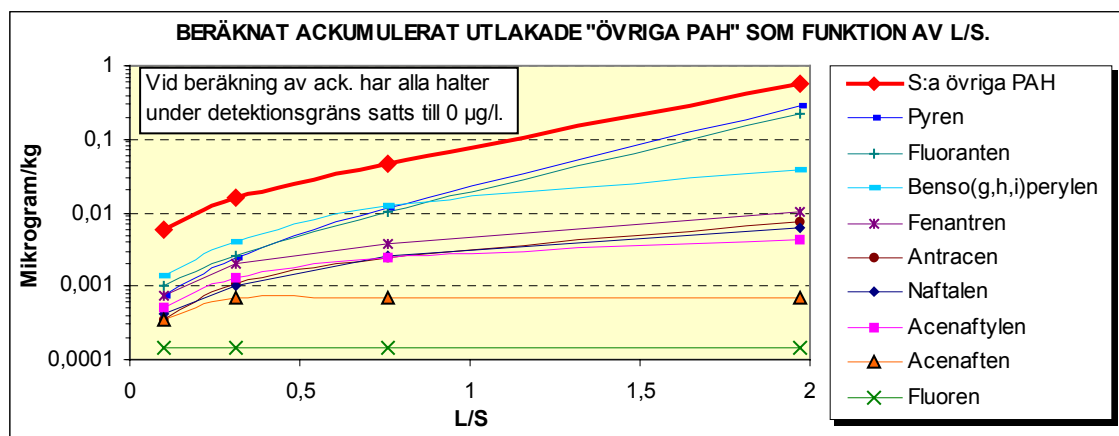


Diagram 2. Beräknat ackumulerat utlakat av enskilda övriga PAH som funktion av L/S. Observera, se kommentar i diagramtext, Diagram 1.

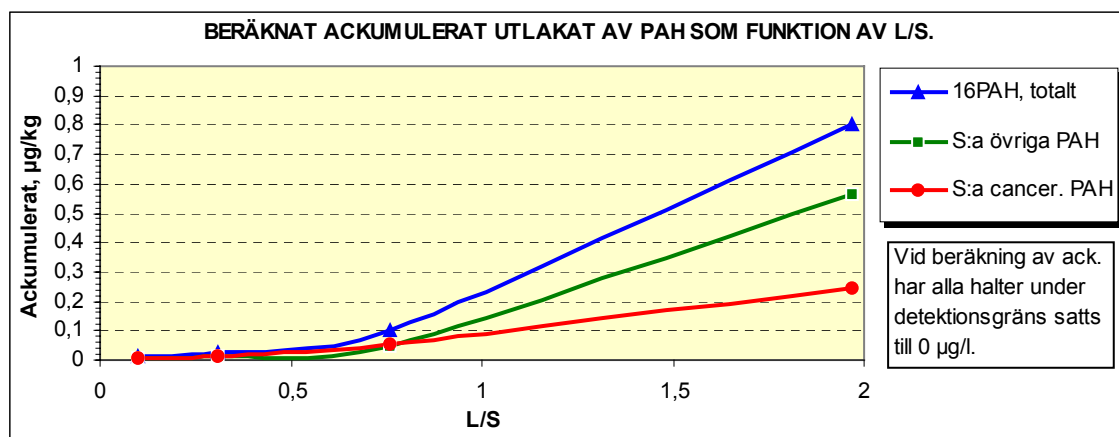


Diagram 3. Ackumulerat utlakat av summa cancerogena PAH, summa övriga PAH och total 16PAH, som funktion av L/S.

10) kan utlakade halter starkt öka (*Wahlström m. fl., 1994*). Emellertid har pH i utgående lakvatten varit avsevärt lägre ($\text{pH} \leq 8,0$; Tabell 5). Diagram 1 och Diagram 2 ger den relativa trenden av ackumulerat utlakat mellan olika PAH. Observera att på grund av att diagrammens y-axel är i log-skala kan de enskilda PAHeras utlakningstrender upplevas avta med ökat L/S. Så är dock inte fallet; för jämförelse se Tabell 5 och Diagram 3.

4.2.2. Akut-toxisk respons (Microtox)

Microtox är en screeningmetod för att erhålla indikationer på om innehållet i det testade materialet (i det här fallet lakvattnen) är akut-toxiskt. Om testet visar hög toxisk respons bör ytterligare toxikologiska tester och/eller kemiska analyser genomföras. 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 phosphoreum* (även kallade *Vibrio fischeri*) och ju mer akut-toxiskt ett vatten är för dessa bakterier desto fler av bakterierna slutar att avge ljus. Ljusstyrkan blir då ett mått på vattnets akut-toxicitet för bakterierna. Även om ett vatten är akut-toxiskt för dessa bakterier innebär det dock inte att man därav kan fastställa att vattnet är akut-toxiskt för alla andra organismer i naturen.

Beteckningen EC är en förkortning av "Effektkoncentration" och EC50 betyder den koncentration av det undersökta provet i en spädserie 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 kommer från avfallsupplag (Öman m. fl., 2000, som hänvisar till *Svenson, 1993*). Sådant lakvatten antas normalt omhändertas för rening på något sätt innan det tillåts passera ut i naturen, vilket normalt inte sker av lakvatten från ett mellanupplag för vägbeläggingsmaterial. Om materialet avses att läggas på mellanupplag bör erhållna värden preliminärt jämföras med Tabell 6, Tabell 7. Kommer materialet däremot att läggas på deponi med lakvattenuppsamling bör bedömning enligt Tabell 8 ges större tyngd.

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 lakvatten från avfallsupplag (Öman m. fl., 2000, som hänvisar till Svenson, 1993).

EC50; 15 min	Bedömning
>100 %	Icke-toxiska, ingen dosberoende effekt
>45 %	Lågtoxiska
<45 %	Medel-högtoxiska

I Tabell 9 och Tabell 10 redovisas erhållna akut-tox responser (Microtox) för de undersökta lakvattnen. Alla vattnen uppvisade låg akut-toxisk respons. Ingen akut-toxisk respons alls erhöles vid EC50, 15 minuter i något av vattnen. Lakvattenproverna bedöms härav som ej akut-toxiska om materialet läggs på deponi (jämför med Tabell 8).

Tabell 9. Microtox på lakvatten från materialet Tagene uttaget vid L/S 0 – 0,10 och L/S 0,10 – 0,31.

Microtox respons. Material Tagene.										
Provnr	1255				1256					
L/S; l/kg	Samlingsprov för L/S-intervallet 0 - 0,10				Samlingsprov för L/S-intervallet 0,10 – 0,31					
pH	7,9				7,8					
EC; %, minuter	50; 5	50; 15	20; 5	20; 15	50; 5	50; 15	20; 5	20; 15		
Respons, vol%	>100	>100	39	52	>100	>100	>25	>25		

Tabell 10. Microtox på lakvatten från materialet Tagene uttaget vid L/S 0,31 – 0,76 och L/S 0,76 – 1,97.

Microtox respons. Material Tagene.										
Provnr	1257				1258					
L/S; l/kg	Samlingsprov för L/S-intervallet 0,31 - 0,76				Samlingsprov för L/S-intervallet 0,76 - 1,97					
pH	7,6				7,5					
EC; %, minuter	50; 5	50; 15	20; 5	20; 15	50; 5	50; 15	20; 5	20; 15		
Respons, vol%	>100	>100	63	46	>100	>100	44	35		

Noteras bör att pH har minskat något som funktion av L/S i lakvattenproven som genomgått akut-tox undersökning medan de har ökat något i lakvattnen som tagits ut till PAH-analys. I det förra fallet har pH mätts av Alcontrol (fd KM-lab, Malmö, utförde tox-testerna) när proverna testats, medan i det andra fallet pH mätts direkt vid lakvattenuttag vid SGI. Prov till tox-studierna togs ut i de av Alcontrol (fd KM-lab, Malmö) anvisade plastflaskorna varefter de enligt samma anvisning direkt frystes, innan de sändes iväg för tox-studie. Normalt sändes fryst prov iväg 1-2 dagar efter provuttag och genomgick tox-analys 7-10 dagar efter provuttag (normal rutin). Vad som kan ha orsakat att pH ökat något i de första vattnen (som till större delen av tiden var i fryst tillstånd) och minskat något i de sista vattnen under dessa dagar (även här till större delen i fryst tillstånd) i förhållande till uppmätt pH direkt efter lakvattenuttagen, är oklart.

4.2.3. Detekterade PAH-halter v.s. maximal löslighet av enskilda PAH

I alla lakvatten har partiklar $> 0,45 \mu\text{m}$ centrifugerats bort. I Tabell 11 jämförs maximalt utlakade medelhalter av enskilda PAH med maximal löslighet av motsvarande PAH. Ingen halt ligger i närheten av enskild PAHs mättnadshalt i vatten vid rumstemperatur. Om någon halt överskridit mättnadshalten hade detta varit ett tecken på att ämnet förelegat i signifikant koncentration som, eller i/på, småpartiklar/-kolloider $\leq 0,45 \mu\text{m}$.

Erhållna värden är dock inga bevis på att PAHerna helt förelegat i löst form. Det föreligger motstridiga indirekta indikationer avseende om de cancerogena PAHerna kan ha förelegat i signifikant del i partikelform eller ej. En indirekt indikation som talar för partikelhypotesen är att detekterade lakvattenhalter av summa cancerogena PAH ligger i närheten av detekterade halter av summa övriga PAH, fränsett i sista lakvattnet (Tabell 5). I de tidigare undersökningar som behandlat lakning av olika tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial (Larsson, 2001; Larsson m. fl., 2000; Larsson och Bäckman, 1999) har de allra flesta av de PAH som ingår i summa övriga PAH lakats ut i avsevärt högre halter än de cancerogena PAHerna. Detta kan ha orsakats av att de cancerogena PAHerna har avsevärt lägre löslighet än de allra flesta av de sk övriga PAHerna, se Tabell 11.

Tabell 11. Jämförelse mellan maximalt utlakade medelhalter och löslighet av enskilda PAH (Brown m. fl., 1999).

PAH	Löslighet, mg/l, 25 °C	Max medelhalt, mg/l, 20 °C	% av löslighet
Naftalen	31	0,0000043	0,000014
Acenaftylen	3,9	0,0000052	0,00013
Acenaften	3,8	0,0000036	0,000095
Fluoren	1,9	0,0000015	0,000079
Fenantren	1,1	0,0000075	0,00068
Antracen	0,05	0,0000043	0,0086
Fluoranten	0,26	0,00017	0,065
Pyren	0,13	0,00022	0,17
Benso(a)antracen*	0,011	0,000023	0,21
Chrysen*	0,002	0,000042 A/	2,1
Benso(b)fluoranten*	0,0015	0,000033	2,2
Benso(k)fluoranten*	0,0008	0,000011	1,4
Benso(a)pyren*	0,004	0,000021	0,53
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	0,062	0,000024	0,039
Benso(g,h,i)perylene	0,0003	0,000022	7,3
Dibenso(a,h)antracen*	0,0005	0,0000039	0,78

* Cancerogen PAH

A/ Chrysen och trifenylen kunde ej särskiljas av analyslaboratoriet. Värdet ansatt att gälla för chrysen.

En av flera tänkbara orsaker till de nu annorlunda förhållandena mellan koncentration av cancerogena PAH visavi övriga PAH skulle hypotetiskt kunna vara att lakvattnen innehöll partiklar $< 0,45 \mu\text{m}$ på vilka de tyngre mer hydrofoba PAHerna till signifikant del ha varit adsorberade. Jämförs de olika materialens kornstorlekskurvor (bilaga till *Larsson m. fl.*, 2000, avser tjärindränkt grus från Västerås; bilaga till *Larsson*, 2001, avser material från Södra Länken) fås att Gbg-Tagene materialet innehade mindre andel finpartiklar (här $< 75 \mu\text{m}$) men större andel partiklar i intervallet 1-4 mm (Bilaga 1). Andel finpartiklar $< 0,45 \mu\text{m}$ har emellertid inte undersökts.

Resultaten i Tabell 4 ger inga indikationer att materialet i sig innehöll ovanligt höga totalhalter av cancerogena PAH, relativt övriga PAH. Utlakade halter av cancerogena PAH skulle hypotetiskt kunna vara relativt höga om materialets mer lakbara PAH (motsvarar de allra flesta av de sk övriga PAHerna) markant har reducerats i mellan-upplaget genom påverkan av regn. Underlaget är dock otillräckligt för att kunna verifiera/dementera detta.

4.2.4. pH och konduktivitet

I Tabell 5 redovisas att pH låg mellan 7,5 – 7,8 i lakvattnen. Detta intervall är normalt, jämfört med tidigare kolonnlakade beläggningsmaterial (*Larsson*, 1998; *Larsson och Bäckman*, 1999; *Larsson och Bäckman*, 2000; *Larsson m. fl.*, 2000).

Konduktiviteten, som är ett mått på jonstyrkan i vattnet, minskade med ökat kolonn-L/S (Tabell 5). Konduktiviteten var signifikant högre i de två första lakvattnen relativt lakvatten från andra undersökta tjärinneållande beläggningsmaterial (*Larsson m. fl.*, 2000; *Larsson*, 2001). I de två sista lakvattnen låg dock konduktiviteten ungefär i nivå med vad som tidigare erhållits. Eventuellt kan detta vara en indirekt indikation på att materialet innehållit något mer lakbart salt än tidigare material.

4.3. Jämförelse av erhållna resultat med tidigare undersökningar

4.3.1. PAH i fastfas och lakvatten

Jämförs totalhalterna i det nu undersökta materialet med liknande material som tidigare kolonnlakats fås att Gbg-Tagene innehöll totalhalter som låg i det under intervallet, Diagram 4.

Akkumulerade utlakade mängder (upp till L/S 2) av summa cancerogena PAH och summa övriga PAH låg avsevärt lägre än för flertalet av de tidigare undersökta materialen, Diagram 5 och Diagram 6. Det kan noteras att det sk Material 2, undersökt i Varia 510 (*Larsson*, 2001), uppvisade liknande (dock avsevärt kraftigare) utlakningstrend som det nu undersökta Gbg-Tagene materialet i så måtto att utlakade mängder accelererade signifikant med ökat L/S (Diagram 5, Diagram 6, Diagram 3).

I Tabell 12 jämförs den andel av totalhalten som kolonnutlakats upp till L/S 2 för det nu undersökta materialet, jämfört med tidigare kolonnlakade tjärinneållande vägbeläggningsmaterial. Härav framgår att andelen utlakade cancerogena PAH ligger i samma storleksordning som Material 1 (M1) och i viss mån även Material 2 (M2) (tjärinneållade makadam) från Södra Länken (*Larsson*, 2001). Andel av materialets totalinnehåll

av summa övriga PAH och total 16PAH har lakats ut i mindre utsträckning jämfört med materialen från Södra Länken men andelen är större jämfört med det tjärindränkta gruset från Västerås (*Larsson m. fl., 2000*).

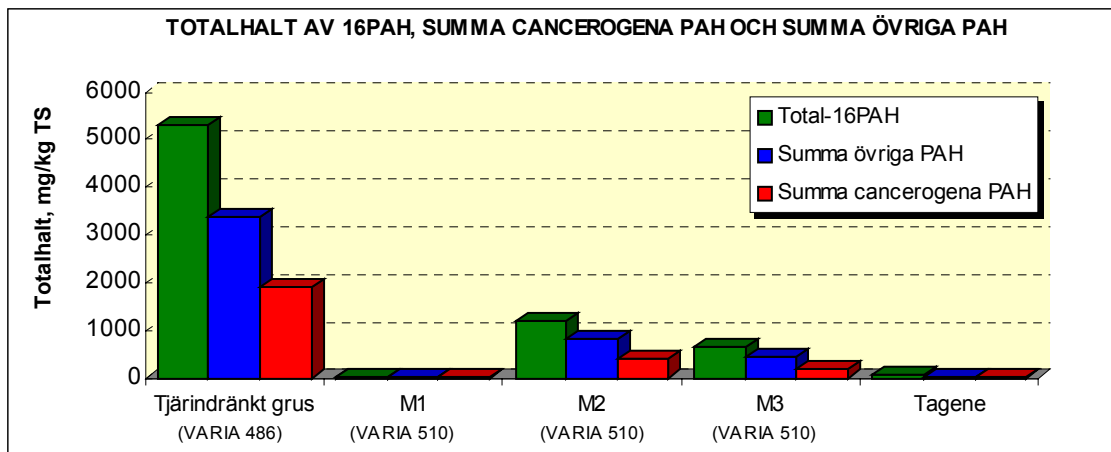


Diagram 4. Totalhalt av 16PAH, summa cancerogena PAH och summa övriga PAH, visavi totalhalter i andra typer av tidigare undersökta material.

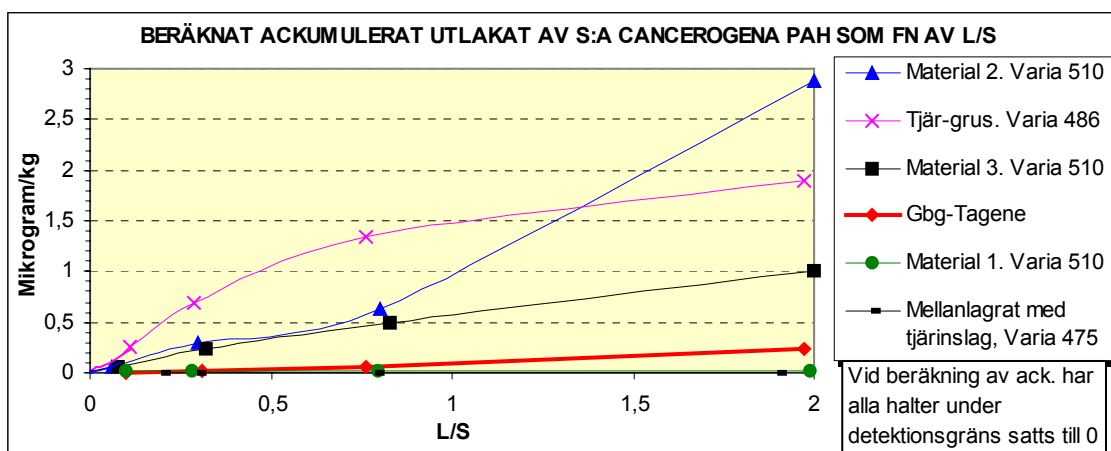


Diagram 5. Ackumulerade utlakade mängder av summa cancerogena PAH från Gbg-Tagene. Jämförelse med tidigare erhållna resultat från tjärindränkt grus (SGI Varia 486 även kallad *Larsson m. fl. 2000*), med material upptagna från Södra länken, Stockholm, benämnda Material M1, Material M2 och Material M3 (SGI Varia 510 även kallad *Larsson, 2001*) och med mellanlagrat material med tjärinslag (Varia 475 även kallad *Larsson och Bäckman, 1999*).

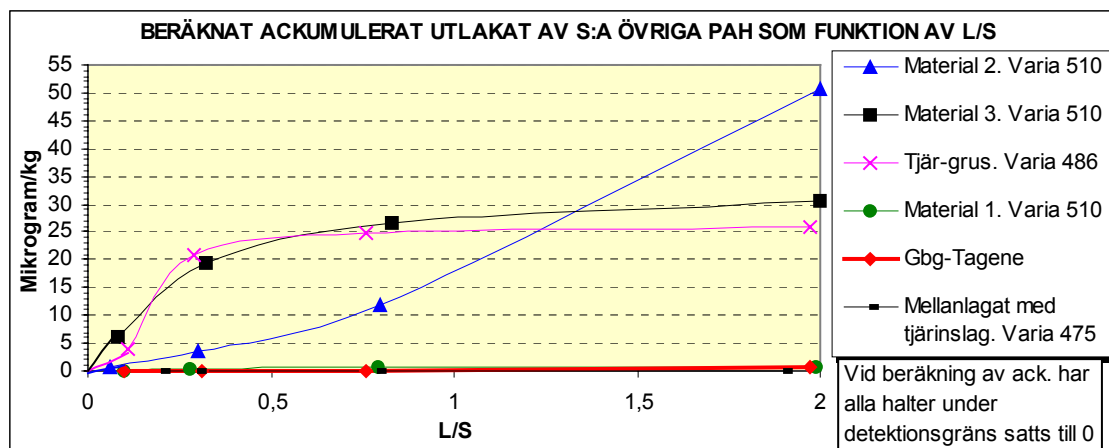


Diagram 6. Ackumulerade utlakade mängder av summa övriga PAH från Gbg-Tagene. Jämförelse med tidigare erhållna resultat från tjärindräckt grus (SGI Varia 486 även kallad Larsson m. fl. 2000), med material upptagna från Södra länken, Stockholm, benämnda Material M1, Material M2 och Material M3 (SGI Varia 510 även kallad Larsson, 2001) och med mellanlagrat material med tjärinslag (Varia 475 även kallad Larsson och Bäckman, 1999).

Eftersom de cancerogena PAHerna är avsevärt mer svårslösliga i vatten än de övriga PAHerna (undantaget benso(g,h,i)perylen), föreligger teoretisk potential att de cancerogena PAHerna främst skulle kunna vara associerade till partiklar, medan de övriga PAH-erna i större utsträckning föreligger i löst form. Härav, ju högre andel partiklar i lakvattnen desto större teoretisk potential för ökad viktsandel cancerogena PAH. Vidare, generellt sett, ju mindre material/partiklar desto större yta per volymenhet som är teoretiskt tillgängligt för lakning. Som nämnts ovan innehade det nu undersökta materialet större andel material inom intervallet 1-4 mm men lägre andel av finare material, jämfört med tidigare undersökta material. Dock har endast kornstorleksfördelning utförts i dessa fall på material >75 µm. Det är därför okänt om det kan finnas något samband mellan andel lakbart och andel små-partiklar.

Tabell 12. Andel av totalhalt av PAH som lakats ut upp till L/S 2. Värden för tjärindräckt grus härrör från Larsson m. fl., (2000) och värden för M1, M2 och M3 härrör från Larsson (2001).

	Tagene	Tjärindräckt grus	M1	M2	M3
% Utlakat av cancerogena PAH	0,00096	0,000098	0,0010	0,00074	0,00052
% Utlakat av övriga PAH	0,0015	0,00077	0,026	0,0061	0,0069
% Utlakat av 16PAH	0,0013	0,00053	0,018	0,0044	0,0050

5. SLUTSATSER

Generellt föreligger alltid svårigheter att sätta erhållna halter och ackumulerade utlakade mängder från laboratoriestudier i relation till deras temporära reella miljöpåverkan. Inte minst beror detta på att reella förhållanden med avseende på variation i nederbörd/tidsenhet temporärt kan generera halter som vida överskrider eller vida underskrider de halter som erhållits vid lakningen. Sett över tiden kan emellertid genererade ackumulerade utlakade mängder från kolonnstudie ge information om materialets potentiella miljöpåverkan i fullskala. Resultat från laboratorieell lakning av organiska ämnen bör dock anses som mer osäkra ju längre framåt i tiden som resultaten skall avspegla. Det kan föreligga faktorer i fullskala som påverkar utlakade ackumulerade mängder, vilka inte inkluderats i laboratorieförsöken. Exempel på faktorer som kan minska utlakade mängder i fullskala är naturlig nedbrytning (biologisk/kemisk/fotokemisk) och ofta lägre reell utetemperatur än vad som föreligger under laboratorietestet (rumstemperatur). Det är därtill känt att ju längre organiska ämnen, t ex PAH, åldras i jord desto mindre blir deras förmåga att lakas ut (*Chung och Alexander, 1999; Hatzinger och Alexander, 1995*) och desto mindre blir deras biologiska tillgänglighet (*Kelsey m. fl., 1997*). Exempel på faktor som i istället eventuellt kan påskynda utlakningen i fullskala är om lakvattnet innehåller lösta humussyror.

Den nu utförda undersökningen avspeglar vad materialen lakar ut i krossad form. Vid mellanlagring av större material som skall gå till krossning kan man på goda grunder anta att utlakningen per kg material blir mindre, eftersom andelen fria ytor blir mindre i okrossad form. Föreliggande undersökning har emellertid utförts på ursprungsmaterialet, vilket redan förelåg i krossad form.

Partikelstorlek $\leq 0,45 \mu\text{m}$ har valts att ingå i de vatten som analyserats från lakningen. Sådana partiklar anses vara mobila i naturen och kan därigenom transportera adsorberade föroreningar. Större partiklar kan troligtvis 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 föreliggande undersökning, och i de tidigare utförda undersökningarna på tjärinnehållande beläggingsmaterial, har förutsatts att det senare scenariot inte är/var relevant för det/de undersökta material/-et/-en. Detta innebär att de erhållna resultaten baseras på förutsättningen att det nu undersökta materialet inte ligger/kommer att ligga i nära anslutning till grundvatten eller alternativt till t ex sprickigt berg eller grov jord med direkt anslutning till underliggande grundvatten.

Följande preliminära slutsatser kan dras avseende utförd totalhaltsanalys och lakning av materialet Gbg-Tagene:

- Materialets totalhalter av summa cancerogena PAH och summa övriga PAH låg under motsvarande generella riktvärden, om materialet kan jämföras med jord på markdjup $\geq 0,7$ m i bensinstationsområden med mindre känslig markanvändning.
- Låga utlakade halter och ackumulerade utlakade mängder av PAH, relativt de flesta tidigare undersökta materialen.

- Utifrån en relativt låg nivå erhöles en hög andel utlakade cancerogena PAH, jämfört med tidigare undersökta material. De cancerogena PAHerna lakades nu ut i ungefär samma storleksordning som de övriga PAHerna.
- Utlakade halter och mängder av PAH ökade markant i sista lakvattnet. Eventuellt kan detta ha miljökonsekvens om materialet ligger veckovis dränkt i vatten.
- Mycket låg akut-toxicitet i lakvattnen.

Vid mellanlagring, speciellt i nära anslutning till sprickigt berg eller grov jord med nära anslutning till grundvatten, bör placering av materialet på ett tätt underlag med möjligheter till lakvattenuppsamling beaktas. Alternativt bör materialet under sådana förutsättningar täckas, t ex med presenning, tak eller tätskikt, för att avsevärt reducera lakvattenmängd. Om materialet kommer att användas som bärlager under ett tätt slitlager, samtidigt som konstruktionen är sådan att vatten inte på annat sätt till betydande del kan komma i kontakt med materialet, bedöms preliminärt materialets påverkan på omgivning genom utlakning av PAH bli ringa. Slutligt beslut avseende handhavande av materialet tas av ansvarig miljömyndighet. Vid sådan bedömning av materialets miljöfarlighet bör hänsyn även tas till nytt EU-direktiv för klassning av tjärasfalt som träder ikraft år 2002 (*Beslut 2001*).

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
Regionkontor Väst
Projektledare

Lennart Larsson

REFERENSER

- Beslut 2001. Ändring av avfallsförteckningen i beslut 2000/532/EG (2001/118/EG). EU-kommissionens beslut 16 januari 2001. Decision 2001/573/EC - Official Journal L 203, 28.07.2001
http://www.kft.de/amtsbl/Amtsblatt%20englisch/2001/l_04720010216en00320032.pdf
http://www.kft.de/amtsbl/Amtsblatt%20englisch/2001/l_04720010216en00010031.pdf
Decision 2001/573/EC - Official Journal L 203, 28.07.2001
- Brown D., Knightes C., Peters C., 1999. Risk assessment for polycyclic aromatic hydrocarbon NAPLs using component fractions. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 33, no. 24, pp. 4357-4363.
- Carmichael L., Christman R., Pfaender F., 1997. Desorption and mineralization kinetics of phenanthrene and chrysene in contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 31, pp. 126-132.
- Chung N., Alexander M., 1999. Effect of concentration on sequestration and bioavailability of two polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 33, pp. 3605-3608.
- Di Toro D., Horzempa L., 1982. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 16, pp. 594.
- Förorenade områden, 1996. Vägledning för översiktliga inventeringar och riskklassningar. NV, SGU, ITM, IMM. Preliminär version.
- Hatzinger P., Alexander M., 1995. Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 29, pp. 537-545.
- Kelsey J., Kottler B., Alexander M., 1997. Selective chemical extractants to predict bioavailability of soil-aged organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 31, 214-217.
- Larsson L., 1998. Mellanlagring av asfalt. Utlakning av uppbruten asfalt – delrapport 1. SGI Varia 468. Statens geotekniska institut.
- Larsson L., Bäckman L., 1999. Mellanlagring av asfalt. Utlakning av uppbruten asfalt – delrapport 2. Validering av kontrollprogram. SGI Varia 475, Statens geotekniska institut. *Även utgiven som VTI Notat 19-1999; 1999.*
- Larsson L., Bäckman L., 2000. Utlakning från oljegrus. MAS – delrapport 3. SGI Varia 479, Statens geotekniska institut. *Även utgiven som VTI Notat 59-1999; 1999.*
- Larsson L., Jacobson T., Bäckman L., 2000. Mellanlagring av asfalt. Delrapport 4 – Utlakning från vägbeläggingsmaterial innehållande stenkolstjära. SGI Varia 486, Statens geotekniska institut. *Även utgiven som VTI Notat 49-2000; 2000.*
- Larsson L., 2001. Lakning av polyaromatiska kolväten ur tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial. SGI Varia 510. Statens geotekniska institut.
<http://www.swedgeo.se/publikationer/sgi-varia.html>
- McCall P., Agin G., 1985. Desorption kinetics of Picloram as affected by residence time in the soil. *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 4, pp. 37-44.
- NV Rapport 4638, 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket.
- NV, 2000. Bedömning av föroreningsnivå. Naturvårdsverket. 2001-06-11:
<http://www.environ.se/dokument/lagar/bedgrund/foromr/fordok/niveau.html>
- NV Rapport 4889, 1998. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Naturvårdsverket.
- Pavlostathis S., Mathavan G., 1992. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 26, pp. 532.
- Pignatello J., 1990. *J. Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 9, pp. 1117.

- SLV, 1993. Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten. SLV FS 1993:35.
- Svenson A., 1993. Microtox-test, en metodbeskrivning. Rapport B 1100. IVL Sthlm.
- 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. I Environmental Aspects of Construction with Waste Materials, J. Goumans, van der Sloot, T. Aalbers (Eds.), pp. 257-270. WASCON'94. Elsevier Sci. B.V.
- Öman C., Malmberg M., Wolf-Watz C., 2000. Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag – Slutrapport. IVL rapport B-1353 och RVFs Utvecklingsårsrapport, Deponering, Rapport nr 3, 2000.

Bilagor

BILAGA 1. Kornstorleksfördelning av kolonnlakat material.

BILAGA 2. Analysprotokoll.

**BILAGA 3. Rapport från VTI till Trafikkontoret, Göteborg Stad, 2001-11-28: "Tjärinneåll i gamla belägningsmassor".
Reviderad version.**

Bilaga 3 har revideras enligt följande:

Alla totalhalter i Tabell 2 har ungefär halverats.

Stycket under Tabell 2, rad 2 ff:

"... . Summan av 16PAH ligger mellan 57-110 mg/kg torrsbstans med de lägsta värdena från de prov som togs i upplaget (57-66 mg/kg). De riktade proven (massor som luktade mest) innehåller 78-110 mg/kg. ..."

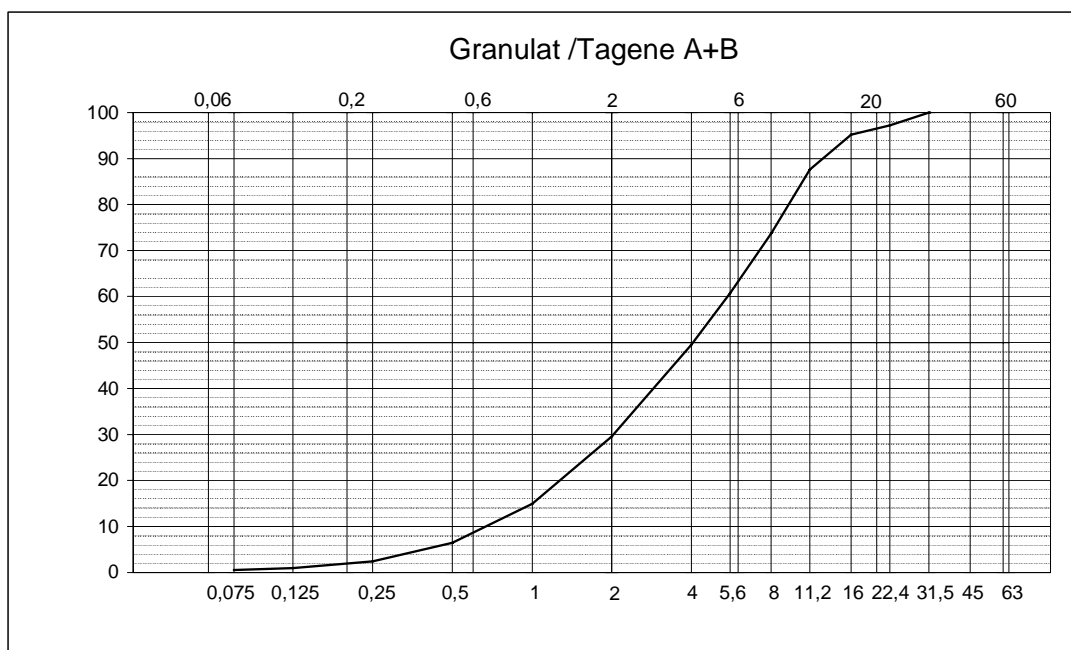


Bilaga 1

Provmärkning : Tagene A + B

VTI-nr :

FAS Metod: 221-99



Sikt	0,075	0,125	0,25	0,5	1	2	4	5,6	8	11,2	16	22,4	31,5	45	63
Blandprov	0,5	1,0	2,4	6,5	15,0	29,6	49,5	60,8	73,7	87,6	95,2	97,3	100,0		

BILAGA 2.

ANALYS-PROTOKOLL

(Analysprotokoll föreligger endast i beställd pappersversion från SGI bibliotek)

Uppdragsgivare:

Göteborg Stad
Trafikkontoret
Box 2403
403 16 Göteborg

Er handläggare:

Åke Sandin

Vår handläggare:

Torbjörn Jacobson

Ärende:

Tjärinnehall i gamla
beläggningssmassor (reviderad
version)

Undersökning av tjärinnehall i krossade beläggningssmassor från Tagene, Göteborg

Inledning

Ett antal prov på asfaltgranulat har tagits vid tåkten i Tagene, Göteborg. De har undersökts med avseende på tjärförekomst, totalhalt av PAHer, bindemedelsinnehåll och kornkurva. Proverna togs dels under krossningen av beläggningssmassorna (returasfalten), dels från mellanupplaget av färdig produkt. I samband med krossningen av massorna togs 14 riktade prov med stark lukt av stenkolstjära. I mellanupplaget togs dessutom genom slumpmässig provtagningsförfarande två större prov (ett i vardera upplaget). I det senare fallet finns material till lakförsök och vägmaterialtekniska undersökningar om så önskas.

Bestämning av tjärförekomst med hjälp av UV-lampa

För att se hur stor del av massorna (andelen partiklar) som var kontaminerat med stenkolstjära undersöktes samtliga prov genom UV-metoden. Vid denna metod belyses ett vitsprayat prov av beläggningsmaterial med UV-lampa (vid två frekvensområden) och om tjära förekommer erhålls en färgförändring på ytan (gulgrönt ljus). Av tabell 1 framgår antalet kontaminerade partiklar i proven. Endast partiklar större än 11,2 mm har undersökts.



Bild 1 Utrustning för indikering av tjära (UV-lampa + färg).

Tabell 1 Andel tjärkontaminerade partiklar i krossade beläggningssmassor.

Prov nr.	Tidpunkt för provtagning	Totala ant. partiklar (st)	Kontaminerade partiklar (st)	Andel kontaminerade partiklar i provet (%)
	Tisd. 11.20	180	6	3,3
1	11.50	210	6	2,9
	13.05	150	10	6,7
	13.45	140	6	4,3
2	14.10	150	20	13,3
	15.30	250	11	4,4
	Onsd. 07.35	170	9	5,3
3	10.30	220	17	7,7
	11.30	180	10	5,6
	12.20	210	10	4,8
4	Torsd. 1)	160	14	8,8
	13,15	230	10	4,3
	14.00	180	8	4,4
	14.30	150	8	5,3
5	Upplag A	160	10	6,3
6	Upplag B	140	6	4,3
Medelvärde:				5,8
Minvärde:				2,9
Maxvärde:				13,3
1) Märklappen gick ej att läsa fullständigt				

Andelen tjärkontaminerade partiklar större än 11,2 µm varierade mellan 2,9-13,3 % (medelvärde: 5,8 %). Vid bestrålningen med UV-lampan uppvisade partiklarna innehållande tjära ett måttligt utslag enligt den färgskala som följer med provutrustningen. Tyvärr så vägdes ej proverna varför andelen kontaminerade partiklar räknat i viktprocent saknas. Senare undersökningar har visat på stor skillnad mellan partikel- och vikt-%. Om indränkt makadam (grova partiklar) förekommer i massorna kan detta få stor betydelse.

Totalhalt av PAH

Sammanlagt sex prov från materialet i Tagene analyserades med avseende på totalhalt av 16PAH och enskilda 16PAH. Analyserna (GC-analys) gjordes av ALcontrol i Nyköping. Den inledande provberedningen utfördes på VTI. Två delprov per material extraherades med xylen varvid ett extrakt bestående av bindemedel (bitumen och tjära) och lösningsmedel erhöles. Genom detta förfarande kan en större mängd granulat analyseras (ca 3 kg) och ingen begränsning för grövre partiklar föreligger. Vid Alcontrols laboratorium kan endast material mindre än 20 µm analyseras och provmängden är begränsad. Utifrån uppgifter om provets vikt, andelen bindemedel, vatteninnehåll och mängden extrakt har halten 16PAH räknats fram vilka redovisas i tabell 2.

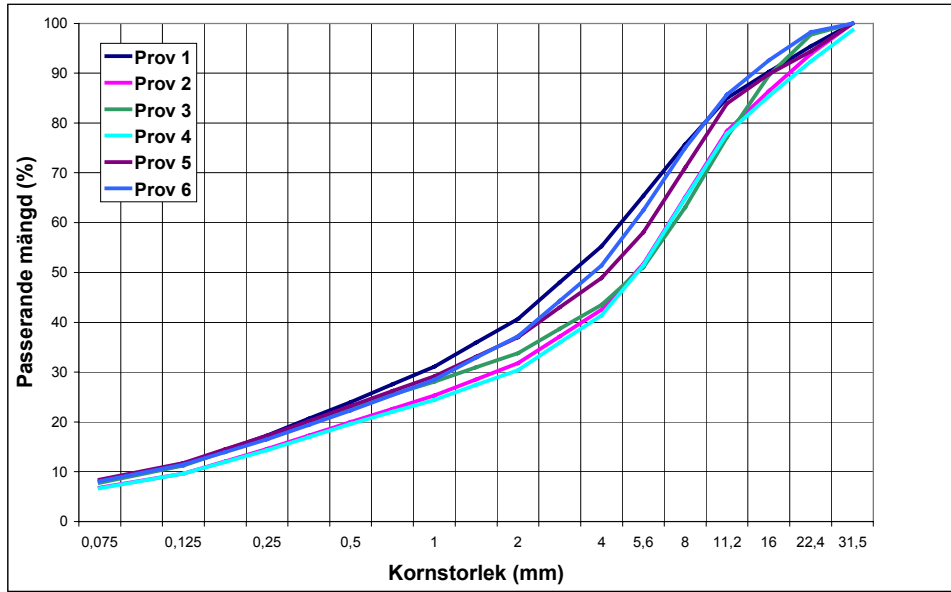
Tabell 2 PAH-analys på prov från Tagene.

	Nr 1	Nr 2	Nr 3	Nr 4	Nr 5	Nr 6
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
	TS	TS	TS	TS	TS	TS
Naftalen	0,8	1,3	2,0	1,5	0,8	1,0
Acenaftylen	0,4	0,5	0,6	1,2	0,4	0,4
Acenaften	0,7	0,8	1,5	0,9	0,6	0,6
Fluoren	1,6	2,2	3,8	2,7	1,7	1,9
Fenantren	11	12	20	15	9,1	8,2
Antracen	3,0	3,2	5,9	4,3	2,6	2,4
Fluoranten	14	14	19	17	12	10
Pyren	12	11	14	13	9,4	7,8
Benso(a)antracen*	6,4	6,5	8,8	7,7	5,8	4,7
Chrysen*/Trifenylen	7,0	6,5	8,5	7,7	5,8	5,1
Benso(b)fluoranten*	6,1	6,8	7,9	7,7	6,2	5,1
Benso(k)fluoranten*	2,7	2,4	2,9	2,8	2,0	1,8
Benso(a)pyren*	4,8	4,7	6,5	5,7	4,3	3,5
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	3,6	3,2	4,1	4,0	2,6	2,3
Benso(g,h,i)perylen	3,0	2,9	3,5	3,4	2,3	2,1
Dibenso(a,h)antracen*	0,6	0,7	0,9	0,9	0,7	0,5
Summa cancerogena PAH (* ovan)	31	31	40	37	27	23
Summa övriga PAH	47	48	70	59	39	34
Summa 16PAH	78	79	110	96	66	57

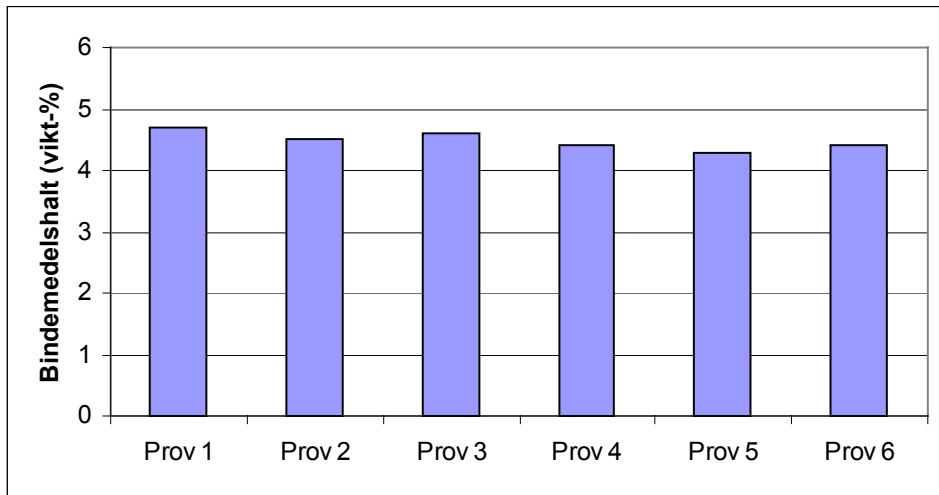
Samtliga prov bedöms innehålla PAH (måttlig mängd) från stenkolstjära. Summan av 16PAH ligger mellan 57-110 mg/kg torrs substans med de lägsta värdena från de prov som togs i upplaget (57-66 mg/kg). De riktade proven (massor som luktade mest) innehåller 78-110 mg/kg. Innan en bedömning av eventuell miljöpåverkan vid mellanlagring eller återvinning görs föreslås utlakningsstudier genom kolonnlakning av asfaltgranulatet taget från upplagen. Proverna från slutprodukten i mellanupplaget bör vara mer representativa för krossmassorna än de prov som togs enligt riktad provtagning.

Bindemedelshalt och kornkurva

Bindemedelshalten och kornstorleksfördelningen på extraherat granulat bestämdes på prov 1-6. Resultaten redovisas i figurerna 1 och 2.



Figur 1 Kornstorleksfördelningen på asfaltgranulat, prov 1-6.



Figur 2 Kornstorleksfördelningen på asfaltgranulat, prov 1-6.

Massorna verkar vara mycket homogena med liten variation i kornkurva och bindemedelshalt. Kornkurvan liknar ABT16 men med inslag av grövre stenmaterial (ca 10-15 % stenmaterial större än 16 mm). Bindemedelshalten ligger mellan 4,3-4,7 % (medelvärde: 4,5 %), vilket visar att beläggingsmaterialet delvis blivit uppblandat med stenmaterial. Kommunala mellanupplag som oftast består av uppgrävda massor (schaktmassor) brukar ha ett bindemedelsinnehåll på mellan 4,0-5,0 % medan fräsgranulat av toppbeläggningar hamnar på 5,0-6,5 %. Bindemedlet brukar också vara mera åldrat i de kommunala upplagen (äldre beläggningar). Materialet bedöms preliminärt vara lämpligt för kall återvinning eller som obundet bärlager. Dock måste hänsyn tagas till innehållet av stenkolstjära.



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