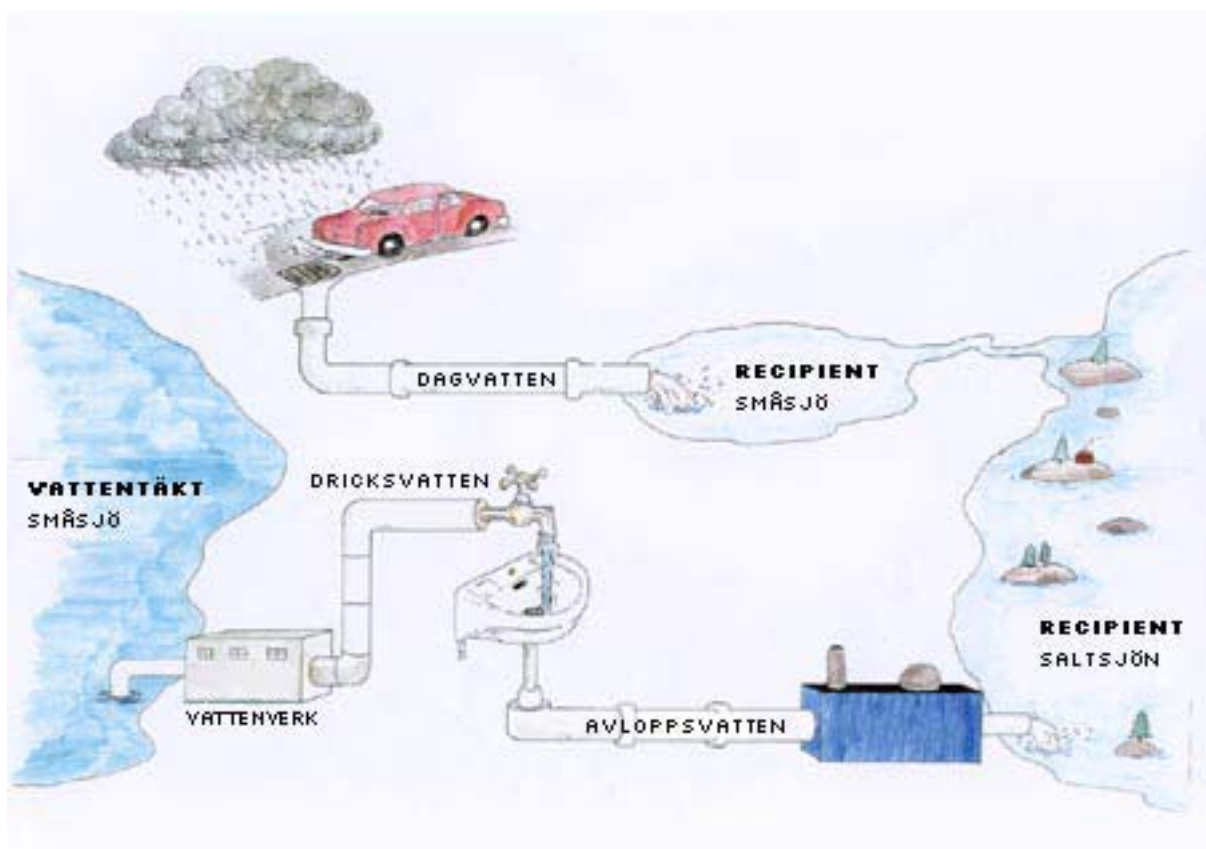


PAH i sediment i Stockholmsområdet

Halter och källor



www.stockholmvatten.se

STOCKHOLM, FEBRUARI 2002



MILJÖFÖRVALTNINGEN

PAH i sediment i Stockholmsområdet

—

Halter och källor

Rapporten är sammanställd av América Hellebuyck och Arne Jonsson vid Enheten för miljö och samhälle och Christer Johansson vid Stockholms Luft- och Bulleranalys

EMS

Enheten för miljö och samhälle
Miljöförvaltningen i Stockholm
Rosenlundsgatan 60, Box 380 24
100 64 Stockholm
Tel 08-508 28 800

SLB • analys

Stockholms Luft- och Bulleranalys
Miljöförvaltningen i Stockholm
Rosenlundsgatan 60, Box 380 24
100 64 Stockholm
Tel 08-508 28 800

Förord

Denna rapport redovisar resultaten av ett projekt som har utförts på Miljöförvaltningen i Stockholm som en del av det s k MONITOR-projektet¹. Syftet med projektet har varit att identifiera de huvudsakliga källorna till PAH (polycykliska aromatiska kolväten) i vatten och sediment i Stockholmsområdet samt att kvantifiera källbidragen. Rapporten består av tre delar, (i) sammanställning av kunskapsläget med avseende på olika källors bidrag till PAH i sediment med en litteraturgenomgång, (ii) sammanfattning av genomförda studier i Stockholm under de senaste åren och slutligen (iii) identifiering av källor till utsläpp av PAH och uppskattning av olika källors bidrag till uppmätta PAH halter.

Forskningsbehovet kring polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är stort eftersom de är ett stort hot mot djur i vattenmiljö. Ett av målen i EUs vattendirektiv är att utsläpp och spill av prioriterade farliga ämnen, bland annat PAH, ska upphöra eller stegvis elimineras. Då måste det finnas god kunskap om **var** de finns, **hur snabbt** de omsätts och **hur de flödar** in och ut ur miljön och samhället. Att öka kunskapen om vilka recipienter som tar emot utsläpp och vilka källor som sannolikt bidrar mest till belastningen ger oss möjlighet att prioritera vilka flöden av PAH som bör begränsas för att nå målet i vattendirektivet och även EU-direktivet för PAH i luft.

Internationellt finns relativt omfattande studier som behandlar olika källor till PAH i sediment. De uppvisar stor variation, dels beroende på undersökningarnas kvalitet och omfattning, dels på geografiska skillnader. Ofta utgörs undersökningsmaterialet av få prover utförda under korta mätkampanjer eftersom analyser av organiska miljögifter är både komplicerade och dyra. Kontinuerliga mätningar behövs.

Projektet har drivits och diskuterats i en projektgrupp bestående av undertecknad, Ulf Mohlander, Arne Jonsson och Christer Johansson (Miljöförvaltningen/Miljöövervakningen).

Dag Broman vid Akvatisk Kemisk Ekotoxikologi, ITM (Institutet för tillämpad miljöforskning) vid Stockholms Universitet har bidragit med mätdata från Stockholms skärgård och med viktiga synpunkter på projektet. ITM har även bidragit med bakgrundsdata från mätningarna på Aspvreten i östra Södermanland under perioden 1995-1998 och 2000.

Tack till Lotten Sjölander, Anja Arnerdal, Anders Lundin och Bertil Engdal som bidragit med all den värdefulla information som behövts för projektets genomförande.

Stockholm i februari 2002

América Hellebuyck

¹ <http://www.slb.mf.stockholm.se/miljo/mfakta/monitor>

Innehåll

1.	Kunskap om PAH i sediment	2
1.1.	Mätningar i olika delar av världen	2
1.2.	Kemiska och fysikaliska faktorerers inverkan	2
1.3.	Sorption av PAH på partiklar	3
1.4.	Nedbrytning av PAH	3
1.5.	Källors bidrag till PAH i sediment	4
1.6.	Flöde och förekomst i sediment	4
1.7.	Metoder att fastställa olika källors bidrag	5
2.	Studier i Stockholmsområdet	6
2.1.	Geografisk variation	6
2.2.	Trender i halterna	12
3.	Bidrag till PAH i sediment i Stockholms vattenrecipient	12
3.1.	Fordonsrelaterade utsläpp av PAH	12
3.2.	Andra källor till PAH i sediment	14
4.	Källors bidrag till PAH i sediment i Stockholm	15
4.1.	Beräkningsmetod	17
4.2.	PAH data som använts i analysen	17
4.3.	PAH-profiler	18
4.3.1.	Fordonsavgaser	18
4.3.2.	Däck	18
4.3.3.	Asfalt	18
4.3.4.	Nedfall genom våtdeposition	18
4.3.5.	Avloppsvatten	18
4.3.6.	Kreosot	18
4.4.	Urbana tillrinningsområden	21
4.4.1.	Riddarfjärden	22
4.4.2.	Brunnsviken	22
4.4.3.	Lillsjön	23
4.4.4.	Husarviken	23
4.4.5.	Lilla Värtan	23
4.4.6.	Karlbergskanalen- Klara sjö	23
4.5.	Resultat av beräkningarna av källbidragen	24
4.5.1.	IVL data (Östlund et al., 1998)	24
4.5.2.	ITM data (Broman, 1988)	25
4.6.	Osäkerheter	27
5.	Slutsatser av beräkningarna för Stockholm	28
6.	Litteraturreferenser (text och bilaga 1)	29
7.	Ytterligare litteratur	33
8.	Bilaga 1: Litteratursammanställning	38
9.	Bilaga 2: PAH-analyser	41

1. Kunskap om PAH i sediment

1.1. Mätningar i olika delar av världen

Åtskilliga studier om tänkbara källor till PAH, dess flöden och hur de fördelas i vatten och sediment har gjorts över hela världen. Olika vattenmiljöer har studerats; i floder och sjöar i USA, i Medelhavet vid de spanska kusterna och i öppet hav, i Adriatiska havet och i Östersjön. I Asien finns det också studier utförda i kustvatten bland annat i Kina och Korea. För mer detaljerad information se *Bilaga 1*, som redovisar de studier världen runt där kartläggning och kvantifiering av källor till PAH i sediment tas upp.

Totala PAH-innehållet i de olika studierna varierar mycket kraftigt från enstaka ng per g torrsubstans (TS) upp till tiotusentals ng/g TS. Halterna varierar med årstider och de geografiska variationerna är stora. I Stockholms centrala delar är halterna i sedimenten höga, Σ PAH varierar mellan 2240 ng/g TS till 44000 ng/g TS (Östlund et al, 1998).

1.2. Kemiska och fysikaliska faktorerers inverkan

Enskilda PAH-er fördelas olika i sediment beroende på deras struktur och molekylvikt. De tyngre PAH-erna (HMW)² med 4-, 5-, 6- och 7-aromatiska ringar dominerar på grund av deras höga *beständighet* (Witt och Trost, 1999) d.v.s. de är *stabila och persistenta* (långlivande). Persistens innebär inte bara att PAHernas effekter kan bli långvariga utan också att de hinner spridas över stora områden innan de bryts ner. Persistensen ökar med molekylvikten. På grund av de högmolekylära PAHernas låga vattenlöslighet och deras höga hydrofobicitet i vattenmiljö associeras de snabbt med organiska suspenderade partiklar som i sin tur deponeras i ytsediment (Notar et al., 2001; Witt och Matthäus, 2001; Kucklick et al., 1997). PAH har stor också affinitet till fingranulerade partiklar som är rika på organisk kol. Sedimenten kan ha 1000 gånger högre koncentration per volymsenhet av PAH än vattenfasen (Pereira et al., 1999; Witt och Trost, 1999).

En intressant iakttagelse är att PAH-koncentrationerna visar en starkt linjär korrelation till tungmetaller som Zn, Pb och Cu (Broman et al., 1988; Witt och Trost, 1999). I dessa studier visas att organiska föroreningar liksom tungmetaller lätt binds till fina partiklar och organisk kol. Yang et al. (2000) undersökte korrelationen mellan de totala PAH halten i sediment och sedimentets organiska kolinnehåll. Korrelationskoefficient var 0,735 och detta visar att sediment med hög koncentration av organiskt kol karakteriseras av höga PAH halter och vice versa.

Bixian et al. (2001) kommer till slutsatsen att hydrofoba organiska ämnens spridning i sediment och vatten beror på:

- *storleken på partiklarna*
- *sedimentsammansättningen (t.ex. det organiska kolinnehållet, hur mycket lerpartiklar som finns i sediment, mm)*
- *hydrodynamik och sedimentationsbetingelser*
- *fysisk-kemiska egenskaper hos de organiska ämnena, speciellt deras löslighet*

² High Molecular Weight

1.3. Sorption av PAH på partiklar

Cornelissen et al. (1999) påpekar att sorption av hydrofoba organiska ämnen är en viktig process i miljön. Beroende på hur sorptionen sker, har detta stor inverkan på ämnenas slutliga deposition och därmed deras effekter. Sediment, i vilka PAH har deponerats för många år sedan, visar att PAH fortfarande finns närvarande och detta påverkar halterna av löst PAH beroende på hur ämnena adsorberas och desorberas på sedimentpartiklar. Därför är det viktigt att förstå hur föroreningar frigörs från partiklar till grundvatten eller ytvatten. Desorption har visat sig ske väldigt långsamt (från månader till år).

En viktig faktor som kan påverka desorptionskinetiken är partiklarnas storlek. Ghosh et al (2001) visar i sina studier att desorptionshastigheten för kolpartiklar³ är låg och högre för lerpartiklar. Kolpartiklar i sediment har visats innehålla större mängd PAH än lerpartiklar. PAH-er bundna till kolpartiklar kan trots att de funnits bundna i flera år, befinna sig långt ifrån sorptionsjämvikt, beroende på den extremt långsamma diffusionen genom den polymerliknande kolmatrisen. Långsam desorption minskar också biotillgängligheten och därmed sannolikheten att PAH-erna bryts ner. Ghosh observerade långsammare desorption och lägre tillgänglighet vid lägre temperaturer jämfört med högre. Kunskaper om mekanismer relaterade till hur PAH binds till sedimentpartiklar ökar möjligheterna att förstå hur de omsätts i miljön.

1.4. Nedbrytning av PAH

I de flesta studier kommer man fram till att koncentrationen av de lågmolekylära (LMW)⁴ PAH-erna minskar under transporten från tätort till öppet hav och detta kan bero på att dessa bryts ned då de kan fungera som kol- och energikälla för bakterier. Nedbrytbarheten minskar med ökad molekylvikt (Holmgren, 1997). HMW PAH-er tycks ackumuleras i sediment invid närliggande källor. Antracen är fotokemiskt labil under transporten (Irwan, 1998). De egenskaper hos sediment som har stor betydelse för hur PAH-erna ackumuleras, är sammansättning av lerpartiklar, organiskt material etc, vilket i sin tur beror på geologi, eutrofieringsgrad och vattenkvalitet.

Det mesta av de PAH-er som påträffas i vattenmiljö är av antropogent ursprung (mänsklig påverkan). Perylen (5-ringar) bildas dock under anaeroba förhållanden av organiskt material genom mikrobiologiska aktiviteter i djupare sediment (Silliman et al., 2001). HMW PAH koncentrationen – både den totala och de specifika isomererna – kan ändras dramatiskt med sedimentdjupet (Liu et al., 2000). PAH-halterna påverkas såväl av lokala utsläpp direkt i vattnet och deposition från luft som av fotokemiska eller biologiska nedbrytningsprocesser (Bixian et al., 2001).

³ Sotpartiklar från förbränning av kol och trä

⁴ Low Molecular Weight

1.5. Källors bidrag till PAH i sediment

Möjliga källor till PAH i sediment är t ex intransport via avloppsvatten från industrier (Liu et al., 2000) nedfall med nederbörden, och deposition av gasformiga och partikelbundet PAH på mark och vatten. PAH i luft och nederbörd härrör i sin tur bl.a. från utsläpp vid ofullständig förbränning av fossila bränslen och biobränslen (Boström et al., 2002). Slitage av däck och asfalt ger också upphov till PAH som efter att ha deponerats på marken kan transporteras med dagvatten till sedimenten (Pereira et al., 1999). Undersökningar i Norge visar att dagvatten från vägar innehöll höga halter av partikelbundna tungmetaller och PAH som direkt kunde relateras till biltrafiken (Gustafsson, 2001).

Det bildas olika PAHer beroende på förbränningstemperatur. I allmänhet bildas HMW PAH under förbränning vid hög temperatur av organiskt material (700-800 °C). Både HMW och LMW PAH härrör från fossil bränsleförbränning (Fernandes et al., 1997). Petrogena PAHer (från petroleum) är förhållandevis mer *substituerade*⁵ och domineras av lågmolekylära PAH (2-3 ringar) medan pyrogena PAH (från förbränning) är mer osubstituerade och domineras av hömolekylära PAH (Liu et al., 2000; Bixian et al., 2001; McReady, 2000).

Walker et al. (1999) har visat att lokala källor som industrier och vägar i närheten av de förorenade sedimenten kan ge de största bidragen till PAH och då framför allt fenantren och fluoranten. Andra undersökningar tyder emellertid på att källorna kan ligga långt från de förorenade sedimenten och egenskaperna hos de förorenade sedimenten kan vara relativt konstanta över flera km² (Pettersen et al., 1999). Su et al. (1998) kom fram till att koksforbränning vid stältillverkning, stoft från motorvägar och träförbränning är de största källorna till föroreningar i Green Bay (USA). Bixian et al. (2001) visade att osubstituerade PAH (typiska för pyrogena källor) dominerade i de mest förorenade stationerna nära industriella områden, medan petrogena PAH dominerar vid de platser som ligger nära en petrokemisk anläggning eller en hamn.

Rökgaserna från stenkolsförbränning innehåller huvudsakligen fenantren, fluoranten, pyren, antracen och olika alkyl-PAH. Från diesel emitteras förhållandevis mycket indeno[1,2,3-cd]pyren och vid förbränning av naturgas benso[a]antracen. Coronen och benso[ghi]perylene är mer vanliga i bilavgaser och fluoren har pekats ut som viktig vid förbränning i koksugnar (Pereira et al., 1999). Tyvärr är det svårt att använda enskilda PAH för att spåra specifika källor eftersom man ofta återfinner alla i nästan alla förbränningsprocesser som nämnts ovan.

1.6. Flöde och förekomst i sediment

Efter att PAHerna släppts ut i miljön transporteras de genom luft och/eller med vattendrag där de omfördelas mellan vattnets yt- och grundomlopp (Su et al., 1998; Smirnov et al., 1998; Lipiatou och Saliot, 1997; Dachs et al., 1997; Liu et al., 2000). När PAH är deponerade i sedimenten är de mindre exponerade för oxidation; särskild när sedimentet är anaeroft (Witt och Matthäus, 2001). Därför tenderar PAH att ackumuleras i höga koncentrationer (Liu et al., 2000; Lipiatou och Saliot, 1997). Det kan ske mobilisering av PAH när sedimenten rörs upp. PAHer som är i gasform kan genomgå fotokemisk nedbrytning under transporten men högmolekylära PAH är för det mesta bundna till partiklar och därför påverkas de ej i lika hög grad som lågmolekylära av eventuell fotokemisk nedbrytning. Detta leder till att HMW PAH kan spridas långt från utsläppskällan med luften (Simcik et al., 1999; Su et al., 1998).

⁴På PAH-strukturen har en eller flera väteatomer bytts ut mot alkylgrupper eller andra atomer t.ex. klor

De petrogena PAHerna förs direkt in i vattenmiljön. De är i kolloidal form eller binds till suspenderade partiklar som finns i vattnet, medan pyrolytiska PAHer sannolikt är i högre grad är associerade med partiklar redan när de släpps ut (Liu et al., 2000). En viktig iakttagelse är att PAH-koncentrationen minskar med ökande avstånd från källan (Notar et al., 2001; Kim et al., 1999). I stort sett ser man en logaritmisk minskning av PAH-halterna med ökande avstånd från tätorter och av det PAH som transporteras ut i havsmiljö anrikas en stor del i kustvatten och flodmynningar (Broman et al., 1988).

I vissa sediment har man observerat att de totala och enskilda PAH-halterna minskar kraftigt med sedimentdjupet (Liu et al., 2000; Martí et al., 2001). Martí m.fl. (2001) förklarar detta fenomen med att det sker biologisk nedbrytning av PAH i bottensedimenten. Liu's studier i Kina visar hur enskilda PAH halter sjunker med sedimentens djup. På större djup än 35 cm var halterna lägre än detektionsgränsen (0,01 µg/g).

Skillnader i totala PAH-halter i sediment från en plats till en annan kan också bero på biologisk nedbrytning eller på desorption av lågmolekylära PAH under transporten ut i mindre förorenade vatten. Flödet har också undersökts med avseende på vid vilken årstid proverna har samlats in för att på det sättet kunna förstå hur PAH transporteras från land till kusterna. Raoux et al. (1999) har jämfört perioder med låg (augusti 1989-1990) och hög nederbörd (mars-april 1989). Höga flöden av PAH till sedimenten med 10 µgm⁻²/dag noterades i perioden med hög nederbörd, medan låga flöden med 1,4 µgm⁻²/dag noteras i perioden med låg nederbörd. I Östersjön har mätningar visat att PAH koncentrationer och flöden är högre under vinter och vår än under sommaren, beroende på att snösmältningen orsakar en mer intensiv tillförsel av PAH som deponerats på marken (Östlund et al., 1998; Broman et al., 1988). Även Martí et al. (2001) har observerat att årstidsvariationer spelar stor roll: på vintern var PAH-halterna dubbelt så höga som under sommaren i den djupare delen av Medelhavet.

Många (t ex Witt och Trost, 1999; Notar et al., 200) har konstaterat att inflöde av sötvatten spelar stor roll för förekomsten av PAH i sediment. Den kontinuerliga belastningen av PAH sker på grund av tillförseln av vatten från vattendrag och kustvatten.

1.7. Metoder att fastställa olika källors bidrag

Flera metoder kan användas för att fastställa bidragen från olika källor till förekomsten av PAH. Den vanliga är Parent Compound Distribution (PCD) som innebär att man beräknar förhållandet mellan en specifik alkyl-substituerad⁶ PAH gentemot en osubstituerad PAH⁷ eller mellan flera substituerade och osubstituerade PAH. Kvoten mellan fluoranten/pyren har använts för att uppskatta de relativa bidragen från petrogena och pyrolytiska källor (Notar et al., 2001; Liu et al., 2000; Budzinski et al., 1997; Bixian et al., 2001; Yang, 2000; Kim et al., 1999; Pereira et al., 1999).

En annan metod som ofta används för att kvantifiera tänkbara källor till enskilda PAH är variansviktad kemisk massbalans (Chemical Mass Balance; CMB) (Su et al., 1998; Holmgren, 1999; Rachdawong et al., 1998). Källbidragen beräknas då med hjälp av en viktad linjär regression och förutsätter kännedom om (eller antaganden om) de olika källornas relativa PAH sammansättning. Variansviktningen innebär att man tar hänsyn till osäkerheterna i både källornas sammansättning och osäkerheterna i de uppmätta halterna.

⁶ En eller fler väteatomer bytts ut mot alkylgrupp t.ex. CH₃-grupp

⁷ Grundstrukturen för PAH har inte genomgått några förändringar

Med hjälp av multivariata metoder kan man separera och identifiera organiska föroreningars källor och kvantifiera källornas bidrag. Principal Component Analys (PCA) är en utbredd multivariat metod där parametrar som totalt kol, totalt organisk kol, kväve och enskilda partikelbundna PAHer (3-7 ringar) används för att kvalitativt beskriva PAHernas ursprung (Raoux et al., 1999, Kucklick et al., 1997; Larnesjö, 1999).

Andra multivariata metoder som Hierarchical Cluster Analys (HCA) och Factor Analys (FA) har använts för att fastställa PAH-källor, och Multilinear Regression Analys (MLR) används för att fastställa emissionsprofiler och källors bidrag (Kavouras et al., 2001; Smirnov et al., 1998).

I denna studie baserad på mätningarna i Stockholm använder vi en relativt ny multivariat metod, s k Positive Matrix Factorisation, PMF (Paatero och Tapper, 1994). Den beskrivs närmare nedan.

2. Studier i Stockholmsområdet

Det finns endast några få studier av PAH i sediment i Stockholmsområdet (Broman et al., 1990; Bevilacqua, 1995; Östlund et al., 1998; Pettersen et al., 1999). Dataunderlaget är begränsat och beräkningar har inte kunnat utföras för ett specifikt år. Analyslaboratorier har ofta olika analysmetoder och olika känslighet på instrument bidrar till stor osäkerhet i PAH-halter och uppskattningar av flödena.

2.1. Geografisk variation

I Stockholmsområdet har det gjorts studier av PAH i sedimenterande material och bottensediment (Broman et al., 2001, Östlund et al., 1998). Sedimenten innehåller höga halter PAH centralt och öster om Stockholm, medan halterna i småsjöarna söder och väster om staden är betydligt lägre. Det mesta av det PAH som är bundet till partiklar sedimenterar förr eller senare. Olika sediment kan ha olika kemisk sammansättning och även olika fysikaliska egenskaper. Detta bidrar till att mängden PAH i sediment kan variera. Föroreningar tillförs till sjövattnen via atmosfäriskt nedfall på vattenytan och via dagvatten och avloppsvatten. Även läckage från förorenad mark förekommer.

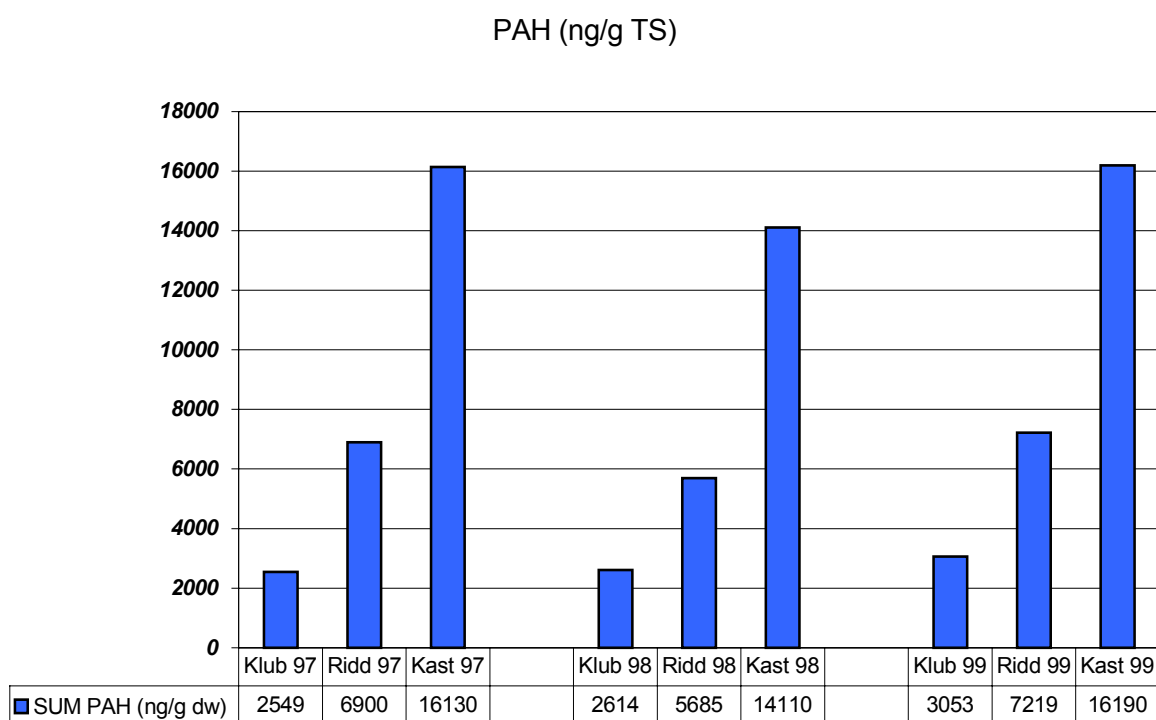
I mark på gamla industritomter kan en hel del PAH finnas lagrat bland annat i form av kreosot⁸. Denna mark kan utgöra en diffus källa till grundvatten och vattendrag (Holmgren, 1999). I Stockholm har prover av bottensediment och sedimenterande material tagits från stationer utplacerade i Saltsjön och Mälaren samt Brunnsviken och 12 småsjöar, *se Figur 1 och Figur 2a och 2b* (Broman et al., 2001, Östlund et al., 1998). Det finns också mätningar längs en gradient ut mot öppna Östersjön (Broman et al., 1988).

⁸ Kreosot framställs ur stenkoltjärä. Stenkoltjärä är framför allt en biprodukt från stålverkens koksverk. Även vid processer som framställning av stadsgas och hushållskoks uppkommer tjärar. I kreosot återfinns naftalen, antracen, fluoranten, pyren, chrysen. Kreosot har använts mycket som träimpregneringsmedel. En mindre andel har använts i vägbeläggning.



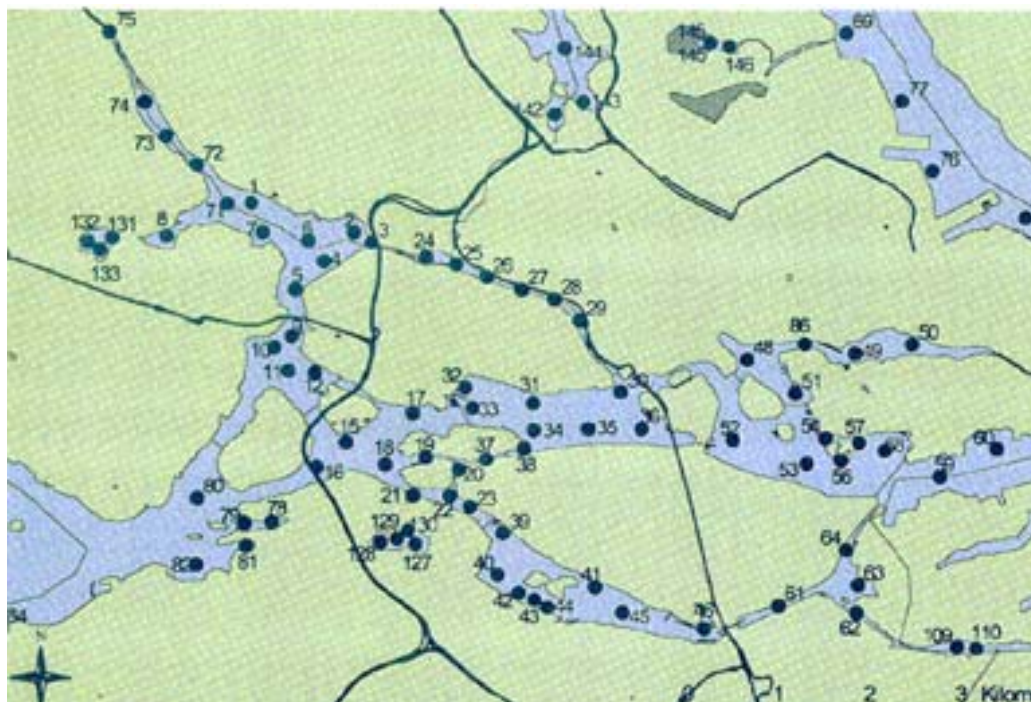
Figur 1a: Karta över provtagningsområdena med sedimentfällstationerna markerade (Broman, 2001)

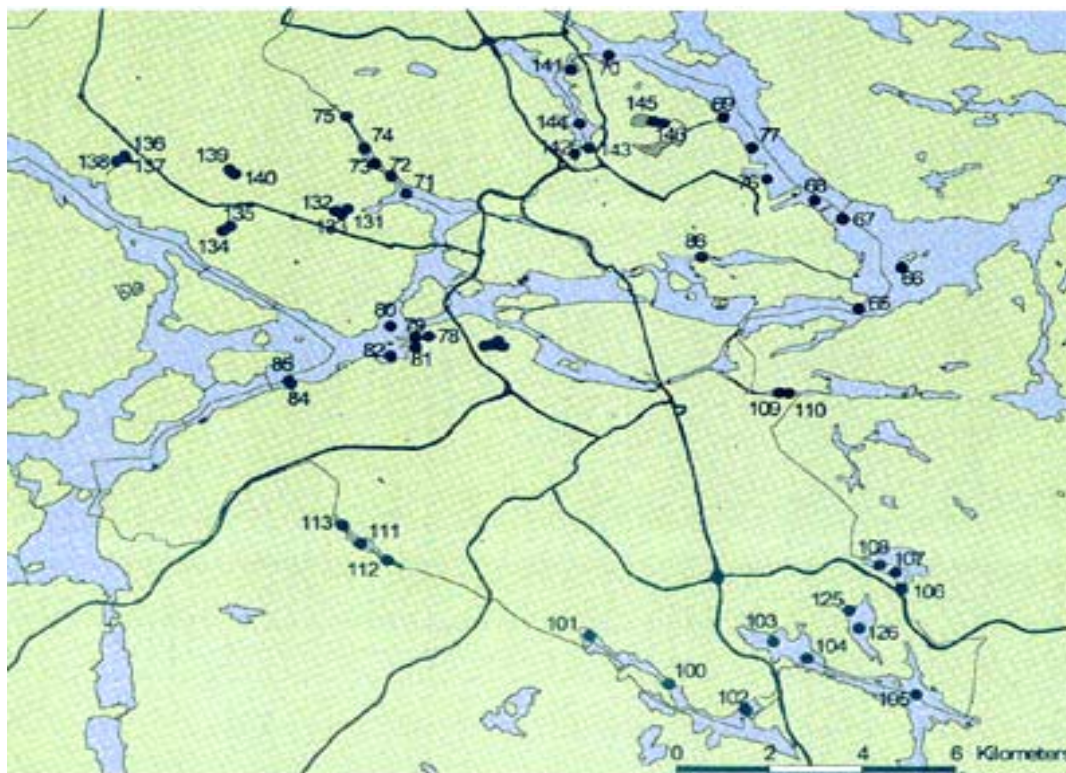
Studierna visar att Stockholm är en betydande PAH-källa och att spridningen av dessa ämnen huvudsakligen är vattenburen. Stockholms närvattenområde är kraftigt påverkat och halterna i sedimenterade material är höga. Halterna av elva PAH-er medtagna i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet uppvisar systematiskt sjunkande halter med ökande avstånd från centrala Stockholm. De högsta koncentrationerna noteras vid Kastellholmen (Σ PAH $15 \mu\text{g/g}$ TS), intermediära halter vid Riddarfjärden och lägst vid Klubben, *se figur 1b* (Broman et al., 2001). Detta illustrerar tydligt storstadens betydelse för utsläppen av PAH. Halterna i sedimentfällematerial från de tre platserna i Mälaren och i Saltsjön klassades som medelhöga till höga (Broman et al., 2001)



Figur 1b: Koncentration av PAH i undersökningsområdet (Klubben, Riddarfjärden, och Kastellholmen) under åren 1997, -98 och -99 (Broman, 2001)

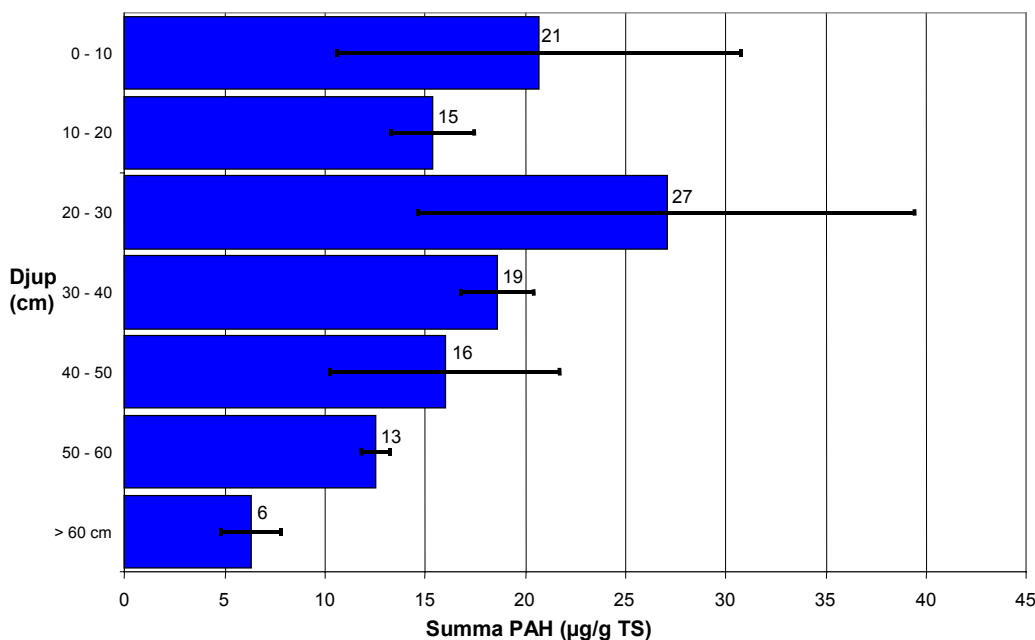
Provtagning på ett stort antal platser (Östlund et al., 1998, *se figur 2*) visar att halterna av summa-PAH (i denna ingick även PAH med 3 ringar) varierar från under detektionsgränsen ($0.02 \mu\text{g/g TS}$) till $500 \mu\text{g/g TS}$. Medianhalterna av PAH var $14 \mu\text{g/g TS}$ i Mälaren/Saltsjön respektive $1 \mu\text{g/g TS}$ i småsjöarna. Av sjöarna hade Trekanten de högsta halterna, mellan 10 och $50 \mu\text{g/g TS}$. Vid stationerna söder om Stockholm var PAH-halterna under $5 \mu\text{g/g TS}$ och i flera prover kunde inga PAH detekteras. I Klara Sjö som är en del av Mälaren är föroreningshalterna i sedimenten påverkade av tidigare utsläpp av tjärprodukter som innehåller höga halter av PAH. AB Jacobson & Widmark (Petsonk et al., 1997) har, på uppdrag av Miljöförvaltningen i Stockholms Stad, utrett föroreningssituationen i Klara Sjö. Enligt utredningen härstammar föroreningarna huvudsakligen från tidigare gasproduktion. Av utredningen framgick att halten PAH i sedimenten var hög eller mycket hög i hela området med en maxhalt på 94 mg/g TS och att föroreningarna huvudsakligen är begränsade till de lösa sedimenten ovan lera. Halterna överskrider med stor marginal de halter som bedöms medföra negativa miljöeffekter och därför utgör dessa föroreningar en stor risk för ekosystemet i området. Spridning av föroreningarna bedömdes för tillfället endast förekomma i begränsad omfattning, d.v.s. det skedde först och främst en utjämning av koncentrationerna i sediment inom Klara Sjö. Endast små mängder PAH transporterades till andra vattenområden.





Figur 2: Samtliga provtagna stationer i Mälaren, Saltsjön och 13 småsjöar (Östlund, et al., 1998)

I figur 3 presenteras variationen av den totala PAH halten med djupet i sedimenten. De högsta halterna noteras i den övre delen av sedimenten, men ingen tydlig trend kan egentligen urskiljas mellan 0 och 50 cm. Under 60 cm är dock halterna mer än halverade jämfört med halterna högre upp. Variationerna mellan olika platser kan dock vara stor.



Figur 3: Variationen av den totala PAH halten med djupet i sedimenten. Värdena är medelvärden för alla data och de horisontella linjerna indikerar en standardavvikelse av totala PAH halten inom respektive djupintervall (data från Östlund et al., 1998).

För de flesta PAHerna varierar inte den relativa sammansättningen speciellt mycket med djupet, se Tabell 5. Pyren dominerar på alla djup och utgör mellan 14% och 21% av totala PAH halten. Något större variation i andelen finner man för benso(a)antracen som utgör mellan 7% och 14%, men ingen systematisk trend med djupet verkar föreligga för något ämne.

Tabell 5 Relativa sammansättningen av PAH på olika djup i sedimenten (% av totala PAH halten).

Djup	Pyren	Benso(a)-antracen	Chrysen	Benso-flourantener	Benso(e)-pyren	Benso(a)-pyren	Perylen	Indeno-(cd)pyren	Dibenso(ah)-antracen	Benso(ghi)-Perylen
> 60 cm	18%	8%	12%	19%	8%	9%	4%	10%	4%	11%
50 - 60	14%	7%	11%	16%	7%	7%	3%	6%	2%	7%
40 - 50	17%	14%	17%	21%	9%	9%	4%	11%	2%	10%
30 - 40	18%	9%	13%	20%	8%	10%	3%	9%	2%	8%
20 - 30	21%	11%	13%	18%	8%	10%	4%	7%	2%	6%
20 - 30	17%	9%	12%	20%	9%	10%	4%	9%	2%	8%
0 - 20	18%	11%	11%	17%	10%	11%	3%	10%	2%	8%

2.2. Trender i halterna

Sediment i stadens vattenområden ger viktig information om påverkan av miljöföroreningar från aktiviteter i samhället. I ytsedimenten syns resultaten av de senaste årens utsläpp och i de djupare liggande nivåerna kan tidigare utsläpp spåras. Djupsedimenten kan därför användas som historiskt arkiv och, i jämförelse med ytligare sediment, för att se trender i utsläppen över tiden. Enligt Östlund m. fl. (1998) har flöden och halter vid många stationer minskat under ca 20 år. Detta kan vara ett resultat av minskade PAH utsläpp. Halterna av PAH är relativt höga redan under första halvan av 1900-talet, medelvärde var 60-80 µg/g, och efter 1965 har en signifikant minskning observerats fram till idag (Östlund, et al. 1998, sidan 72, figur 25).

3. Bidrag till PAH i sediment i Stockholms vattenrecipient

I en undersökning gjord på uppdrag av Stockholm Vatten (Holmgren, 1999) gjordes en kvantitativ uppskattning av de största källorna i Stockholm och årliga massflöden av PAH till Stockholms recipienter och avloppsreningsverk. I undersökningen beräknades bidraget från olika källor till belastningen. En slutsats är att PAH-deposition på sjöyta kan stå för en stor del av PAH-bidraget i många recipienter.

Dagvattnet i Stockholm är mer eller mindre förorenat med olja, tungmetaller, organiska föreningar, näringsämnen m.m som leds via avloppsreningsverk eller direkt till en recipient. I vissa fall ligger PAH-halterna betydligt över Miljöförvaltningens riktvärde på 0,1 µg/l för direkt utsläpp av dagvatten till recipient. En stor del av vattenomsättningen i småsjöarna upprätthålls med förorenat dagvatten med försämrad vattenkvalitet som följd. De flesta proven antyder att den största delen är av antropogent ursprung. Spridningsmönstret antyder en begränsad lokal och vattenburen snarare än luftburen spridning (Holmgren, 1997).

3.1. Fordonsrelaterade utsläpp av PAH

Trafiken kan antas vara av stor betydelse för mängden PAH i Stockholms vattenrecipient. Detta baseras på emissionsuppskattningar i tidigare utredningar (se tidigare redovisning inom ramen för MONITOR; Johansson et al., 1998). Fordonsemissioner kan delas upp i följande huvudkategorier:

- Avgaser
- Slitage av däck
- Slitage av vägmaterial

Utsläppen från fordon förekommer i olika former: trafikavgaser innehåller PAH bundna till partiklar men även i gasform. PAH från däck förekommer som gummipartiklar. De partiklar som bildas vid vägslitage består i huvudsak av mineraler från stenmaterialet i beläggningen, med mindre mängd bitumen.

I Sverige är trafikavgaser den PAH-källa som det har gjorts mest mätningar på. De största PAH-utsläppen per fordonskilometer kommer från dieseldrivna fordon som använder miljöklass III diesel. Andelen fordon som använder miljöklass I diesel har ökat snabbt sedan introduktionen i Sverige 1991. I Stockholm används huvudsakligen miljöklass I bränsle. Katalysator på bensindrivna fordon reducerar emissionerna av PAH kraftigt. I Stockholm svarar bensindrivna personbilar för den största delen av de totala PAH utsläppen via trafikavgaser, ca 80% (800 kg/år, 1999). PAH med hög molekylvikt – coronen, benso(ghi), perylen, bensofluorantener, bens(a)antracen och chrysen – är typiska i bensinavgaser. När det gäller benso(a)pyren är bidragen från bensindrivna personbilar ännu mer dominerande – ca 89% av trafikutsläppen i Stockholm (Larnesjö et al., 1999).

Partiklar i avgasutsläpp är till största delen mindre än 100 nm i diameter. Mätningar längs trafikerade gator i staden (Larnesjö et al., 1999) visar att partiklar från dieseldrivna personbilar och lastbilar utgör nästan 60% (52 ton/år) av de totala partikelutsläppen från vägtrafiken i Stockholm.

PAH-mängderna som genereras vid slitage av däck och vägmateriäl är också betydande men ur hälsosynpunkt torde de negativa effekterna av avgasutsläppen vara större eftersom dessa partiklar är mindre och lättare tas upp via andningsorganen.

De PAH-er som huvudsakligen är bundna till större partiklar (> några μm) är föga vattenlösliga och sprids inte särskilt långt innan partiklarna sedimenteras/deponeras på nytt. En del av de partiklar som genereras av vägslitaget blåser bort med vinden eller förflyttas på grund av trafikurbulens till vägens närområde. Resten sköljs bort med dagvattnet och hamnar i reningsverkens slam eller leds till en recipient (Klint, 2001) där partiklarna sedimenterar. En viss momentan upplösning och frigörelse av PAH sker när sediment rörs upp vid muddring och liknande.

Enligt en VTI-rapport (Gustafsson, 2001) beräknas vägslitaget ske under den tid på vinterhalvåret då dubbdäck är tillåtna. Detta slitage beror på dubbarnas vikt, antal och sammansättning, trafikens flöde, beläggningsmaterialet m.m.

I Sverige beräknas slitage av vägbeläggning som orsakas av dubbdäcksanvändning vara den i särklass största källan till icke-avgasrelaterade partiklar.

Partiklar från vägbeläggning består i huvudsak av det i beläggningen ingående stenmaterialet (Gustafsson, 2001) samt några procent bitumen. Av största vikt är andelen och kvaliteten på beläggningen, dvs. steninnehållet samt själva asfaltens uppbyggnad. De partiklar som bildas vid dubbdäcks slitage består, liksom asfalten, till ca 95% av mineral från stenmaterial i beläggningen. Övriga 5% utgörs av bitumen, som innehåller PAH. Dock är halterna i asfaltbeläggningar enligt Lindgren (1998) endast ett fåtal ppm och asfalt antas därför inte vara en huvudsaklig källa till PAH i vägmiljö. Med ett beräknat vägslitage i Stockholm på 7500 ton per år (Holmgren, 1999) kan bidraget till belastningen vara betydelsefullt. Äldre vägbeläggningsmaterial av typen tjärindränkt grusmaterial, innehåller en totalhalt på 5.3 g/kg (16 olika PAH). Många äldre beläggningar kan fortfarande innehålla ett eller flera lager med inslag av stenkoltjärna vilket användes som bindemedel eller vidhäftningsmedel till vägbeläggningar fram till 1972/73. PAH halten i tjära kan vara mycket hög, upp till 10 000 gånger större än i bitumen som har halter lägre än 100 ppm. Gemensamt för tjärbeläggningarna är att de förekommer längre ned i beläggningskonstruktionen (vanligtvis de understa lagren). Det är okänt hur mycket av den här typen av vägbeläggningar som finns i Sverige. Omfattande kemiska analyser av PAH i asfalt har utförts av Miljölaboratoriet på uppdrag av VTI.

Partiklar från däck består i huvudsak av olika gummisorter och en mängd högaromatiska oljor (HA oljor) innehållande PAH som används vid däckframställning. PAH finns i relativt stora mängder i däck. I en svensk undersökning uppmätte Lindgren (1998) 33, 44 resp. 93 $\mu\text{g/g}$ i tre testade däck. Man fann även att pyren är den huvudsakliga formen av PAH i däckslitage. Larnesjö et al. (1999) visade att även fluoranten, benso(ghi)perylen och coronen är vanliga PAH'er i slitbanan och att halterna i slitbanan på sju stycken däck tillverkade olika år av olika tillverkare varierade mellan 60 $\mu\text{g/g}$ och 450 $\mu\text{g/g}$. Halterna av PAH varierar dels med tillverkare och dels förändras sammansättningen över tiden allteftersom produkterna utvecklas. Gustafsson (2001) kom fram till att mellan 284 och 470 kg PAH sprids genom däckförslitning i Sverige årligen. I Stockholm har däckslitage beräknats ge omkring 120 kg PAH per år, vilket är 4% av utsläppet till luft via avgaser från bensin- och dieselfordon (Johansson et al., 1998).

3.2. Andra källor till PAH i sediment

Andra viktiga orsaker till förekomsten av PAH i sediment är

- läckage av kreosot från det på 1920-talet nedlagda Klara Gasverk och från Johan Olssons Tekniska Fabrik, som bland annat tillverkade rötskyddsmedel.
- Avloppsvatten
- Industriverksamhet
- Bensinstationer
- Hamnverksamhet inklusive småbåtshamnar.

Dessa källor kan lokalt ge kraftigt förhöjda halter i sedimenten. Fördelningen av olika PAH i dessa källor är inte speciellt välkänd men det är troligt att det kan vara stora skillnader i sammansättningen.

4. Källors bidrag till PAH i sediment i Stockholm

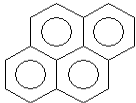
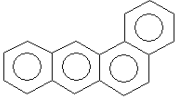
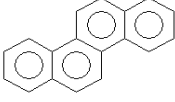
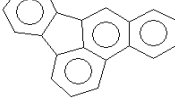
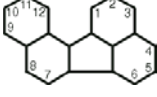
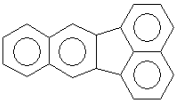
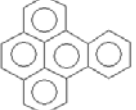
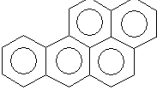
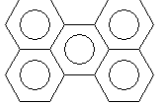
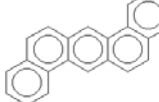
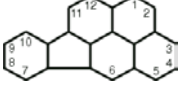

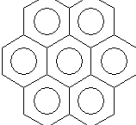
Amerikanska Naturvårdsverket (EPA) har pekat ut 16 PAHer som angelägna att studera. Vilka dessa är redovisas i *Tabell 1*. Där finns även angivet hur många ringar olika PAHer har.

Tabell 1 De vanligaste analyserade PAHerna enligt EPA-standard och antal ringar (Holmgren, 1997)

PAHer	Antal ringar
Naftalen	2
Acenaftylen	2,5
Acenaften	2,5
Fluoren	2,5
Fenantren	3
Antracen	3
Fluoranten	3,5
Pyren	4
Benso(a)antracen	4
Chrysen	4
Benso(b)fluoranten	4,5
Benso(k)fluoranten	4,5
Benso(e)pyren	5
Dibenso(a,h)antracen	5
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,5
Benso(ghi)perylen	6

Nio av dessa PAHer samt ytterligare fyra som inte är EPA-rekommenderade har medtagits i vår studie. De är alla högmolekylära med 4 – 7 ringar och av stort intresse utifrån toxiska aspekter (se t ex Boström et al., 2002). De redovisas i *Tabell 2*. PAH med högre molekylvikt är mer partikelbundna och kan förväntas ha högre relativ koncentration i sedimentterande partiklar jämfört med lågmolekylära PAH.

Tabell 2. De 13 PAH som ingår i vår studie

Struktur	Namn	Molekylvikt	Antal ringar	Förkortning
	Pyren	202	4	Pyr
	Benso(a)antracen	228	4	BaA
	Chrysen	228	4	Chr
	Benso(b)fluoranten	252	4.5	BbF
	Benso(j)fluoranten	252	4.5	BjF
	Benso(k)fluoranten	252	4.5	BkF
	Benso(e)pyren	252	5	BeP
	Benso(a)pyren	252	5	BaP
	Perylen	252	5	Per
	Dibenso(a,h)antracen	278	5	DB(ah)A
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	276	5.5	IndP
	Benso(g,h,i)perylen	276	6	BghiP
	Coronen	300	7	Cor

4.1. Beräkningsmetod

Det fundamentala sambandet mellan halten av ett ämne i miljön (X) och olika källors bidrag (GF) kan beskrivas med hjälp av:

$$X = GF + E \quad (1)$$

där F är en matris med relativa sammansättningen i olika källor och G en matris som beskriver mängden av de totala emissionerna från varje källa (Paatero och Tapper, 1994). E är en residualmatris som innehåller felet och eventuella bidrag från andra källor som inte ingår i GF. Matriserna F och G beräknas med analyserna av olika ämnen i sediment på en eller flera platser som indatamatrix. PMF ("Positive Matrix Factorization") är en multivariat beräkningsmetod som gör det möjligt att ta hänsyn till att osäkerheterna i mätvärdena är olika för olika ämnen och olika i olika prover. Prover som saknar analyserade halter för några få ämnen kan inkluderas genom att saknade värden viktas så att de inte påverkar resultatet. Metoden tar även hänsyn till att det kan finnas data med värden under detektionsgränsen. I PMF löses ekvation 1 så att källornas profil och deras bidrag är icke-negativa; källans sammansättning kan inte vara negativ och den kan inte heller släppa ut en negativ massa (negativa bidrag kan ibland erhållas vid applikation av andra multivariata metoder som baseras på principalkomponentanalys). Ett annat kännetecken för PMF är att man på ett relativt enkelt sätt kan ta hänsyn till "outliers" eller avvikande prov som ofta förekommer i den typ av data som vi använder här. Enskilda analysresultat kan ges lägre vikt vid beräkningarna. I andra multivariata metoder som PCA ges alla prover lika stor vikt och avvikande (eventuellt felaktiga) prover kan få avgörande inflytande på resultaten.

4.2. PAH data som använts i analysen

PAH-halter i sediment som använts i vår studie kommer från tre undersökningar, *se Tabell 3*. Den mest omfattande studien innefattar 117 mätstationer och total 396 prover som analyserats med avseende på 23 PAH'er inkl. EPAs lista (Östlund et al., 1998). Inom ramen för miljöövervakningen i Stockholm har sedimentande material vid tre platser (Kastellholmen, Riddarfjärden och Klubben) analyserats med avseende på 15 PAH och 4 diaromater under 1997, -98 och -99 (Broman et al. 2001). Slutligen har data från något äldre mätningar vid 16 platser lokaliserade med olika avstånd från Stockholm använts (Broman et al., 1988). Totalt analyserades i den studien 28 prover under vintern och sommaren 1985 med avseende på 18 olika PAH. Dessa dataset har något skiftande kvalitet och mängden data varierar kraftigt. Förutom PAH'er finns i vissa studier även analyser av vissa metaller och klorerade organiska ämnen, men dessa har inte utnyttjats i de beräkningar som presenteras här.

Tabell 3: Undersökningar som har använts i vår studie

Undersökning	Provtagningsår	Mätningarnas omfattning
Östlund et al. 1998 (IVL)	1996-1997	Halter av PAH i sjösediment från 117 stationer spridda i Mälaren och Saltsjön samt 12 småsjöar utanför centrala Stockholm. Total 396 prover med 23 PAH analyserade.
Broman et al., 2001 (ITM)	1996-1999	PAH-halter vid Kastellholmen, Riddarfjärden och Klubben. Provtagningsåren 1996/97, 97/98 och 98/99 ^a
Broman et al., 1988 (ITM)	1985	PAH-halter i studier av skärgården år 1985. 16 mätplatser och 20 PAH analyserade (16 EPA + 4 andra PAH)

^a PMF har utförts på denna studie men på grund av det låga antalet prover erhöles inga tillförlitliga resultat, varför inga beräkningar från denna studie presenteras i kapitel 5

4.3. PAH-profiler

Variationerna i PAH-sammansättningen i sedimenten är avgörande när man önskar bestämma bidragen från olika utsläppskällor. Observera att PMF inte förutsätter någon kunskap om källorna och deras sammansättning. För tolkningen av resultaten krävs däremot kunskap om den relativa sammansättningen av olika PAH i olika källor. Tyvärr saknas vissa PAH i analyserna för vissa källor. Olika PAH-profiler är hämtade från olika undersökningar:

4.3.1. Fordonsavgaser

Mätningar av PAH har genomförts i Söderledstunneln i Stockholm under 1999 (Johansson et al., 2001). Dessa mätningar bör representera sammansättningen av PAH i vägtrafikens utsläpp. Till största delen kan man anta att mätningarna i tunneln avspeglar sammansättningen i avgaserna från fordonen. Till viss del kan dock även PAH från slitage av däck ingå. Troligen är partiklar från slitage av asfalt så stora att de inte fångats upp av provtagningsutrustningen som var försedd med avskiljning av partiklar större än 10 µm i diameter.

4.3.2. Däck

Typiska däckprofiler har erhållits från kemiska analyser av PAH i däck gjorda av Larnesjö (1999). Material från slitbanan på däck av åtta olika tillverkare analyserades. Däcken var av olika fabrikat och olika ålder. Hur representativa dessa däck är kan inte bedömas. Det faktum att däckens sammansättning varierar så kraftigt mellan olika fabrikat bidrar till svårigheterna att använda generella siffror.

4.3.3. Asfalt

Kemisk analys av 16 PAH i bitumen, som utgör ca 5% av asfalten, har genomförts av Lindgren (1998). PAH-halterna i bitumen är omkring 20 - 50 ppm (µg/g). Det bitumen som analyserades var sådant som nu används i beläggning. Äldre bitumen kan ha helt annan sammansättning. Benso(a)antracen står för 24% av den totala PAH halten.

4.3.4. Nedfall genom våtdeposition

En sekundär källa till PAH i sedimenten kan vara nedfall av PAH via nederbörden. Dessa PAH-er har till största delen släppts ut i områden som ligger långt ifrån Stockholm. Sammansättningen kan förmodas vara resultatet av en blandning av olika utsläpp. Vi har använt mätningarna vid Aspvreten i östra Södermanland under perioden 1995-1998 och 2000 (data som erhållits av T. Alsberg vid Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet).

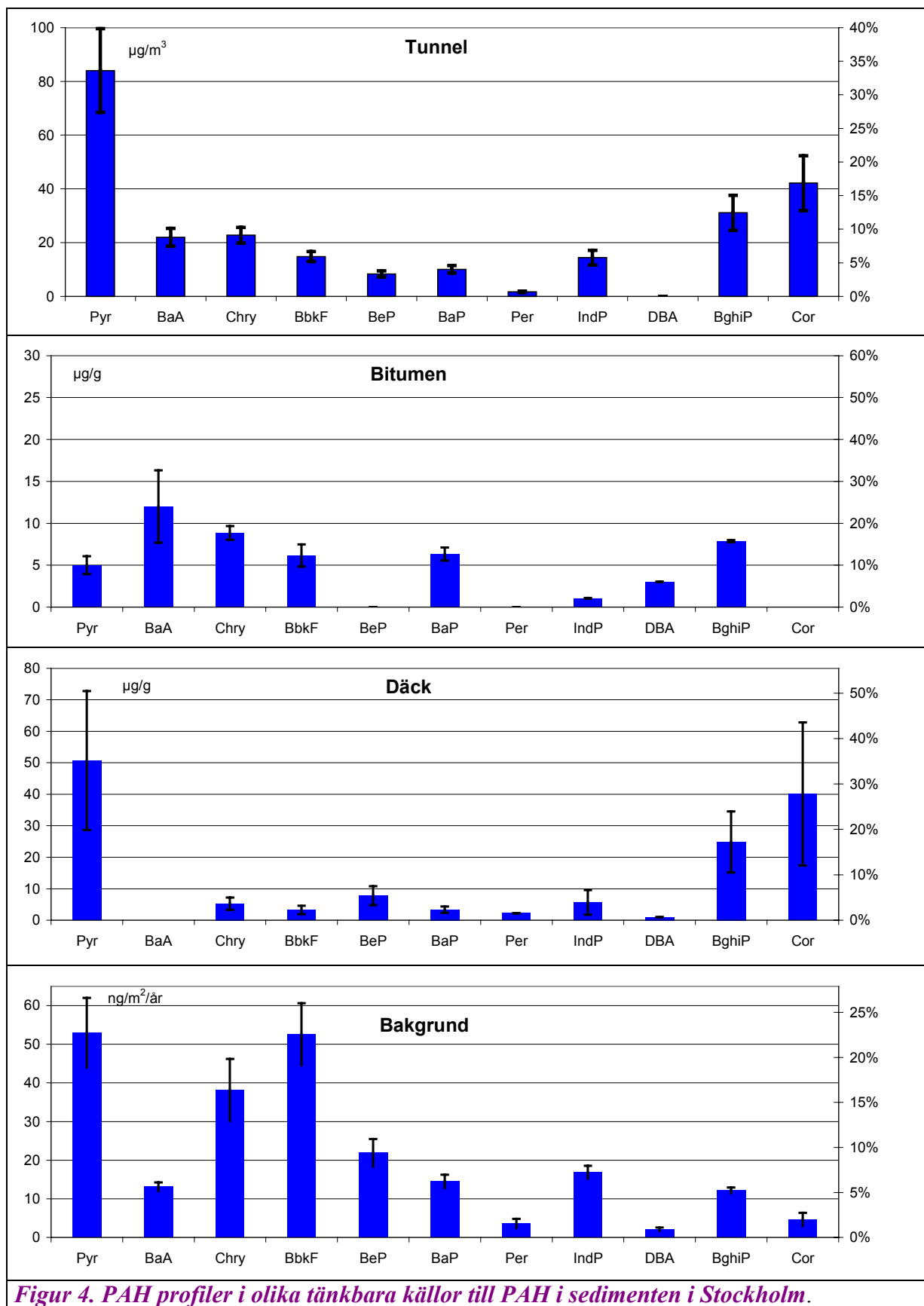
4.3.5. Avloppsvatten

Avloppsvatten kommer från många olika källor främst hushåll men även industri, service och dagvatten. Avlopp kan bidra till PAH-förekomsten i sediment via renat avloppsvatten från avloppsreningsverken. Slam från avloppsreningsverken (Henriksdal, Bromma och Loudden) avskiljs och läggs på deponi eller används för olika ändamål. Slammet kan indirekt påverka förekomsten av PAH i sediment via lakvatten eller markavrinning men det är inte en direkt källa till PAH i sediment. Tyvärr fanns endast analysresultaten från fyra PAH-er i slam att tillgå, se tabell 11 i bilaga 2.

4.3.6. Kreosot

Kreosot från gastillverkningen vid Klara-gasverket kan antas vara den klart dominerande källan i Klara Sjö, därmed kan PAH-profilerna i detta område antas representera kreosotet väl. PAH-profilerna varierar annars mycket mellan kreosoter med olika ursprung. Föroreningarna är huvudsakligen begränsade till de lösa sedimenten ovan lera. Carcinogena PAH utgör 30-50% av den totala PAH-mängden i varje prov (30 prov och 15 PAH har analyserats). Bensofluorantener utgör >25% av summa carcinogena PAH, medan pyren utgör >35% av summa övriga PAH.

En sammanställning av olika PAH-profiler redovisas i *Tabell 12, 13, 15 och 16 i Bilaga 2*. I *figur 4* visas halterna av varje enskild PAH i $\mu\text{g/g}$ och i procent av den totala PAH-halten.



Man kan konstatera att PAH-profilen för däck och fordonsavgaser liknar varandra annars är det stora skillnader i PAH sammansättningen mellan olika källor. I fordonsavgaser dominerar pyren med 33% av den totala PAH halten. Däcken karakteriseras främst av pyren och coronen med 37% respektive 29% av den totala halten. Asfalt karakteriseras av benzo(a)antracen (24%). I nedfall dominerar pyren och bensofluorantener med 23% vardera av den totala PAH halten. I *tabell 4* redovisas korrelationskoefficienter mellan de fyra kända profilerna baserat på 9 PAH.

Tabell 4. Korrelation mellan olika källors PAH profiler.

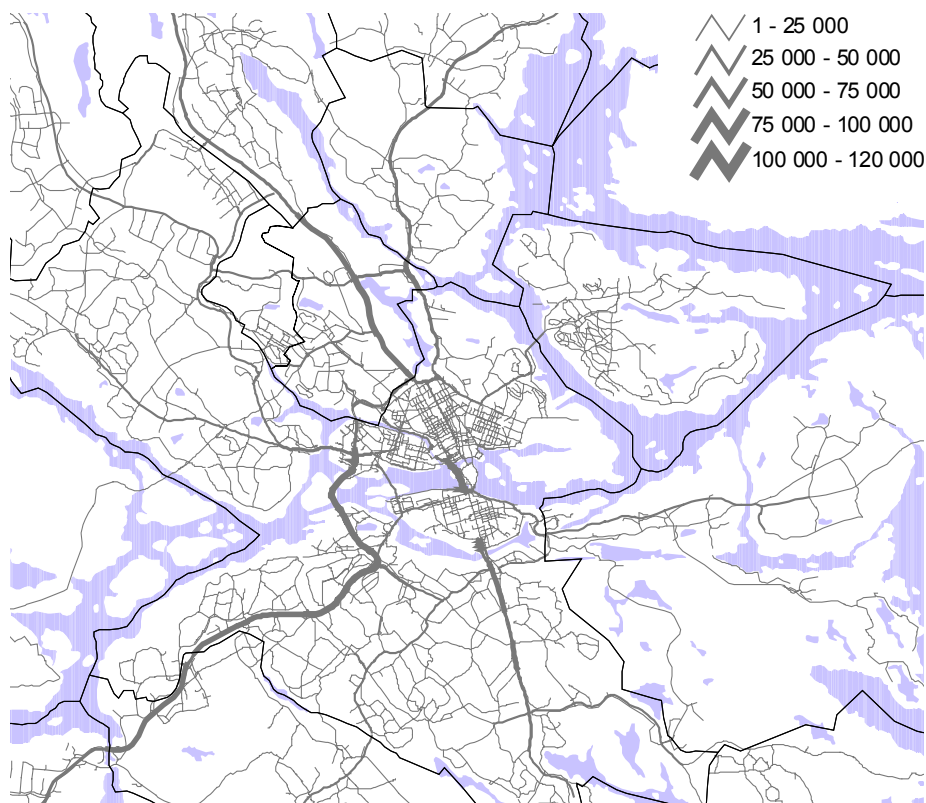
	Fordons- avgaser	Däck	Bitumen	Nedfall
Fordons- avgaser	1			
Däck	0.9	1		
Bitumen	0.2	0.05	1	
Nedfall	0.6	0.5	0.2	1

4.4. Urbana tillrinningsområden

För att kunna tolka PAH-halterna i sedimenten på olika platser i Stockholm är det viktigt att först karakterisera tillrinningsområdena. I detta avsnitt ges en kortfattad beskrivning av de viktigaste områdena och de verksamheter som kan bidra till PAH-halterna. Beskrivningarna är hämtade från vattenprogrammets allmänna faktaunderlag (Vattenprogram för Stockholm 2002, se även <http://www.miljo.stockholm.se>).

Östlund et al. 1998 har uppmätt mycket höga föroreningshalter i sediment från Karlbergskanalen (stationerna 25-29), Riddarfjärden (32-33), Lilla Värtan (68, 76, 77), Husarviken (69), Brunnsviken (70, 141-143) och Lillsjön (132-133). $\Sigma 11$ PAH har tillståndsklassats enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. PAH-halterna är höga (800-2500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS, 1% organisk kol) till mycket höga (>2500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS, 1% organisk kol). Detta kan sannolikt förklaras av känd tidigare industriell verksamhet.

I dessa recipienters tillrinningsområden kommer idag den största föroreningsbelastningen på sediment via dagvatten från det urbana tillrinningsområdet.



Figur 5: Trafiktäthet i Stockholm (emissionsdatabas 1999, Stockholms Läns Luftvårdsförbund)

4.4.1. Riddarfjärden

Vägområden med hög trafikintensitet från vilka dagvattnet leds till Riddarfjärden är bland annat Centralbron, södra delen av Västerbron samt delar av Norr och Söder Mälarstrand, se *Figur 5*. Sammanlagt trafikerar cirka 5 km av vägarna inom tillrinningsområdet med mer än 20 000 fordon/dygn. Med dagvatten från de delvis starkt trafikerade lederna på alla sidor runt Riddarfjärden kommer tungmetaller och organiska föroreningar som olja och PAH. Vid Långholmskanalen finns en vinteruppläggningsplats för fritidsbåtar. Förhöjda halter av cancerogena PAH har påträffats i området. Det är viktigt att poängtera att vid Norr Mälarstrand, i förlängningen av Kungsholms torg, finns en av stadens platser där snö tippas i vattnet. Snön innehåller bland annat föroreningar från vägbanor och fordon. Vid sedimentprovtagningar i Riddarfjärden påträffades mycket höga halter av PAH.

4.4.2. Brunnsviken

På samtliga sidor av Brunnsviken finns tungt trafikerade vägar. Den totala vägsträckningen med hög trafikintensitet inom det för Stockholms och Solna kommuners gemensamma tillrinningsområdet är 24 km. Inom stockholmsdelen finns 3,7 km vägar med hög trafikintensitet och många körfält. Öster om Roslagsvägen ligger industriområdet Albano, med verksamheter som klassats som miljöfarliga. Vinteruppläggningsplats för fritidsbåtar på vikens södra stränder har klassats som förorenad mark, eftersom båtarna även målas och slipas på dessa platser. Halterna av PAH är genomgående höga till mycket höga i sedimenten. PAH-halterna är mycket höga vid Norrtull och Roslagstull.

4.4.3. Lillsjön

Lillsjön är den största av Brommasjöarna och Stockholms mest näringsrika sjö. Den ligger i ett mindre parkområde strax söder om Bromma flygplats och omges av trafikleder och mindre industrier. Norr om sjön passerar Kvarnbacksvägen genom området, i sydväst går Drottningholmsvägen och i öster Ulvsundavägen. De två sistnämnda vägarna har hög trafikintensitet och sträcker sig sammanlagt 1,9 km inom området. Förutom en bensinstation som är belägen öster om sjön finns ett antal verksamheter i områdets norra och nordöstra del som bedöms vara miljöfarliga. Mycket höga halter av PAH finns i de djupare liggande sedimenten.

4.4.4. Husarviken

Söder om viken ligger gasverkstomten som präglas av den miljöfarliga verksamhet som tidigare bedrivits där. Under senare år har de små industriella verksamheterna flyttat, men fortfarande utmärks området av den tidigare markanvändningen. Vid den norra stranden finns båtbyggare och i anslutning till dessa har marken länge använts för vinteruppläggning av småbåtar. Ungefär halva gasverkstomten avvattas till Husarviken. Områdets har kartlagts med avseende på markföroreningar, men den mark som är mest förorenad ligger inom Lilla Värtans tillrinningsområde. Det är främst läckage och spill i samband med gasverksverksamheten och deponering som har förorenat marken. Föroreningar kan också ha tillförts området via fyllningsmassor hämtade från andra delar av Stockholm.

4.4.5. Lilla Värtan

Ungefär hälften av stranden på Stockholmssidan upptas av hamn- och industriområden. Inom tillrinningsområdet finns områden där markförorening har konstaterats. Vid Loudden finns oljehamn och oljehantering. Norr om Frihamnen finns Värtagasverket. Det uppfördes 1893 och fram till 1972 baserades gasproduktionen i huvudsak på stenkol. Därefter startades en ny anläggning med lättbensin som råvara. På östra delen av tomten och i nära anslutning till strandzonen mot Lilla Värtan uppfördes en biproduktanläggning där ett flertal olika kemiska produkter utvanns under den tid då produktionen vid gasverket var baserad på stenkol. Miljöfarlig verksamhet bedrivs fortfarande på gasverkstomten.

4.4.6. Karlbergskanalen- Klara sjö

Norra stranden präglas till stor del av väg- och spårbunden trafik. I Stockholm används 40% av tillrinningsområdets yta för kommunikation. Dagvatten med trafikföroreningar kommer fortlöpande ut från trafikleder och gator runt Karlbergskanalen- Klara Sjö. Botten på Klara Sjö mellan Blekholmsbron och Stadshusbron är förorenad av tjära innehållande PAH och stenkolstjära (kreosot). Föroreningar kommer från det på 1920-talet nedlagda Klaragasverket och från Johan Olssons Tekniska Fabrik, som bland annat tillverkade rötskyddsmedel. Troligen har andra verksamheter inom tillrinningsområdet för Karlbergskanalen- Klara Sjö bidragit till föroreningarna i sedimenten. Undersökningar visar att kreosotolja fortfarande läcker ut i vattnet från Blekholmsstranden.

4.5. Resultat av beräkningarna av källbidragen

4.5.1. IVL data (Östlund et al., 1998)

Utifrån markanvändningsfakta som presenterats ovan togs inte data från platser där markföroreningar har konstaterats med i utvärderingen. Dessa ligger vid Karlbergskanalen-Klara Sjö, Lilla Värtan och Husarviken. De resterande platserna användes i beräkningarna. På varje plats har prov tagits på fyra olika djup (2-4 cm, 8-16 cm, 18-26 cm och 34-44 cm), på station 70 togs dessutom prov från 50-62 cm. Beräkning med PMF ger den procentuella sammansättningen av PAH för ett valfritt antal faktorer (F i ekvation 1). Dessutom ges de beräknade utsläppen av dessa faktorer (G i ekvation 1).

Resultaten av beräkningarna för alla sedimentdjup presenteras i *Tabell 6*. Under rubriken *Totalt PAH* redovisas även varje källas bidrag till den totala PAH-belastningen.

Korrelationen mellan olika faktorer och olika kända källors PAH-profiler presenteras i *Tabell 7*.

Tabell 6: Belastningsbidrag i % (alla djup) beräknade av modellen

	Möjlig källa	Pyr	BaA	Chry	BbjkF	BeP	BaP	Per	IndP	BghiP	Totalt PAH
F1	Fordonsavgaser och däck	62%	15%	31%	11%	30%	20%	13%	13%	20%	27%
F2	?	10%	5%	14%	59%	50%	53%	20%	21%	17%	29%
F3	"Naturlig?"	6%	10%	11%	7%	5%	11%	50%	51%	49%	18%
F4	Bitumen	23%	70%	44%	23%	15%	16%	17%	15%	13%	26%

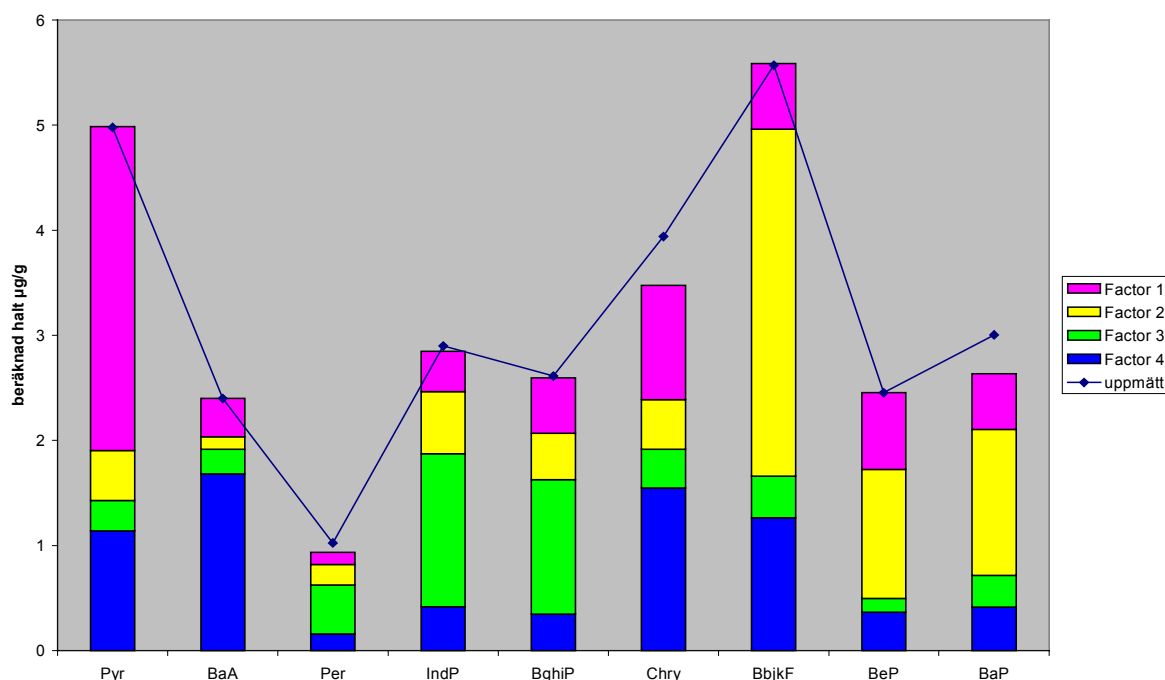
Faktor 1 karakteriseras av pyren; 62% av pyrenhalten förklaras av denna faktor, vars sammansättning har mycket hög korrelation med både däck och fordonsavgaser, *se Tabell 7*. Faktor 2 och Faktor 3 korrelerar inte med någon av de fyra kända källprofilerna men i Faktor 3 återfinns det mesta av perylenet i sedimenten (50%) och vi vet att perylen kan bildas i naturen. I faktor 4 återfinns det mesta av benzo(a)antracenet; 70% halten beror på denna källa, vars sammansättning korrelerar bäst med asfalt, *se tabell 7*.

Tabell 7: Korrelationskoefficienter mellan de olika faktorerna och PAH-profilerna

	Fordons avgaser	Däck	Bitumen	Nedfall
Faktor 1	0,9	0,9	0,01	0,6
Faktor 2	-0,5	-0,3	-0,3	0,2
Faktor 3	-0,3	-0,1	-0,4	-0,6
Faktor 4	0,1	-0,2	0,7	0,04

Denna uppskattning av PAH-belastningen i sedimenten antyder att fordonsavgaser och däckslitage utgör den största identifierade källan till PAH i sediment. Knappt 30% av totala PAH halten beror på dessa källor. Men i dessa 30% kan en del också bero på atmosfäriskt nedfall. Bidraget från slitage av asfalt ligger på mellan 20% och 30% av den totala PAH belastningen.

Av de enskilda PAHerna ger pyren och benso(bjk)fluorantenerna de största bidragen till belastningen i sediment vid de studerade områden. I *Figur 6* visas hur stor del av respektive PAH som förklaras av respektive faktor. Den heldragna linjen visar den totalt uppmätta halten av enskilda PAH (medelvärde av alla inkluderade analyser, se ovan); denna stämmer väl med summan av de beräknade haltbidragen.



Figur 6 : Medelvärde på uppmätt värde (IVL-rapport) och fördelning i % av beräknade faktorer

4.5.2. ITM data (Broman et al., 1988)

Modellresultaten för ITM-undersökningen (Broman et al., 1988) avviker något från resultaten baserade på IVL-undersökningen (se ovan) med avseende på både totalhalter och specifika PAH. Beräkningar bygger på 10 PAH. I *Tabell 8* visas vilka källor som procentuellt dominerar belastningen av PAH och hur mycket dessa källor bidrar till enskilda PAH. Korrelationen mellan dessa faktorer och de olika möjliga källprofilerna redovisas i *Tabell 9*.

Tabell 8: Belastningsbidrag i % beräknades av modellen (alla mätplatser ingår i beräkningar)

	Möjlig källa	Pyren	Benso(a)-antracen	Chry-sen	Benso-fluoranten	Benso(e)-pyren	Benso(a)-pyren	Perylen	Indeno-(123cd)-pyren	Benso-(ghi)-perylene	Coronen	Total PAH
F1	Bitumen	51%	79%	52%	21%	54%	87%	1%	37%	38%	1%	48%
F2	Fordonsavgaser och däck	30%	7%	42%	0,5%	31%	0,5%	1%	15%	31%	43%	22%
F3	?	17%	0,5%	0,5%	60%	14%	9%	1%	45%	29%	49%	19%
F4	"Naturlig"	2%	14%	5,5%	18%	1%	4%	97%	1%	3%	7%	11%

Tabell 9: Korrelationskoefficienter mellan de olika faktorerna och PAH-profilerna (ITM)

	Fordons avgaser	Däck	Bitumen	Nedfall
Faktor 1	0,04	-0,2	0,7	0,14
Faktor 2	0,54	0,62	0,03	0,1
Faktor 3	0,01	0,21	-0,53	0,2
Faktor 4	-0,4	-0,31	-0,3	-0,3

Faktor 1 har hög korrelation med bitumen och förklarar mer än hälften av halterna av pyren, benso(a)pyren, benso(e)pyren, chrysen och benso(a)antracen. Nästan hälften av den totala PAH-halten beror på denna källa (som alltså kan vara bitumen/asfalt). Faktor 2 korrelerar bäst med däck och fordonsavgaser och förklarar ca 20% av den totala PAH halten. Perylen förklaras nästan helt av faktor 4, vilket indikerar att denna faktor inte i någon betydande grad representerar en antropogen källa. Faktor 4 förklarar ca 10% av den totala PAH halten.

I Tabell 10 presenteras resultaten från en beräkning baserad *bara* på data från de mätstationer i Bromans undersökning som ligger i Stockholms centrala delar. Stationerna som valts är A (Slussen), B (City), C (Utkant City) och P (Brunnsviken). I stort sett är resultaten desamma som resultaten med data från alla stationer inkluderade. Två faktorer som förefaller vara någorlunda korrelerade med fordonsavgaser/däck respektive bitumen, samt en faktor som bidrar kraftigt till halterna av perylen.

Tabell 10: Korrelationskoefficienter mellan de olika faktorerna och PAH-profilerna baserat på det undersökta urbana området

	Trolig källa	Fordons avgaser	Däck	Bitumen	Nedfall
Faktor 1	?	-0,15	-0,2	0,1	-0,2
Faktor 2	Fordonsavgaser + Däck	0,4	0,5	-0,3	0,25
Faktor 3	"Naturlig"	-0,3	-0,3	-0,1	-0,3
Faktor 4	Bitumen	0,1	-0,2	0,5	0,3

Det kan vara intressant att jämföra resultaten från beräkningarna baserat på Östlund et al., (1998) och Broman et al. (1988). Det bör självklart observeras att det är en skillnad på mer än 10 år mellan de två undersökningarna. Beräkningarna baserade på Bromans data indikerar att bitumen gav det största bidraget till de totala PAH halterna med upp emot 50%. I beräkningarna baserade på Östlunds data stod bitumen för mindre än 30%. Fordonsavgaser och däck verkar ha bidragit med ungefär lika stor andel baserat på båda undersökningarna. Den "naturliga" perylenproduktionen förefaller att ha större betydelse för de totala PAH halterna baserat på Östlunds data jämfört med Bromans liksom den oidentifierade faktorn.

4.6. Osäkerheter

Beräkningarna med PMF kan användas för att uppskatta de dominerande föreningskällorna. Problemet är att beräkningarna kräver stora mängder data. En rad faktorer påverkar PAH-halterna i sedimenten och vissa mätvärden kan vara påverkade av mycket specifika utsläpp från verksamheter som avvecklats sedan flera år tillbaka. Mätningarna är behäftade med stora osäkerheter där variationerna mellan olika provtagningar på en och samma plats kan vara uppemot 20% till 50% (Pettersen, et al., 1999). De analytiska osäkerheterna verkar vara av mindre betydelse, men i vissa prover var halterna för vissa ämnen under detektionsgränserna. Ytterligare en komplicerande faktor är att osäkerheterna troligen är olika för olika prover och för olika ämnen.

Att modellen inte helt förklarar föroreningarna i en viss undersökning kan delvis beror på att det finns andra betydande källor som inte har beaktats. Källor som kan vara relevanta och som inte inkluderats i modellen är t.ex. oljeutsläpp.

5. Slutsatser av beräkningarna för Stockholm

Ett stort antal källor kan ge upphov till förekomst av PAH i sediment i Stockholms vattenrecipienter. Förutom vägtrafikens utsläpp av avgaser, slitage av däck och asfalt, samt nedfall av PAH via nederbörden bidrar ett antal källor kopplade till speciella verksamheter i Stockholm. Bland dessa kan nämnas läckage av kreosot från det på 1920-talet nedlagda Klaragasverket och från Johan Olssons Tekniska Fabrik, läckage av PAH från olje- och stenkolshantering samt oljeutsläpp från hamnverksamheter.

I en nyligen genomförd undersökning analyserades PAH-halter i sediment från Stockholm (Östlund et al. 1998). Efter att ha sorterat bort de data som troligen är påverkade av sådana speciella verksamheter genomfördes en serie beräkningar i syfte att kvantifiera bidragen från bl.a. vägtrafiken. Baserat på uppmätta PAH-halter i sediment från 8 platser förklaras drygt hälften (53%) av den totala PAH-halten av fordonsavgaser, däck och bitumen. En tredje källa kan vara ”naturlig” produktion eftersom perylenhalten förklaras till mer än 50% av denna källa.

Beräkningar baserade på data från en 10 år äldre studie (Broman et al., 1988) antyder att 70% av totala PAH-belastningen beror på bitumen, fordonsavgaser och däck. Även dessa äldre data pekar ut en ”naturlig” källa som bidrar till 97% av den totala perylenhalten.

6. Litteraturreferenser (text och bilaga 1)

- Arzayus KM, Dickhut RM and Canuel EA. **2001** Fate of a atmospherically deposited polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Chesapeake Bay. *Environmental Science and Technology*, 35 (11): 2178-2183
- Bevilacqua, C. **1995** PAHs in the city of Stockholm in 1995. Undergraduate thesis. *KTH-Industrial Ecology*; KTH: Stockholm.
- Bixian M, Jiamo F, Gan Z, Zheng L, Yushun, M, Guoying S and Xingmin W. **2001** Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Pearl river and estuary, China: spatial and temporal distribution and sources. *Applied Geochemistry*, 16 (11-12): 1429-1445.
- Boström, C. E., Gerde P., Hanberg A., Jernström B., Johansson C., Kyrklund T., Rannug A., Törnqvist M., Victorin K., Westerholm R. **2002** Cancer risk assessment, indicators and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the ambient air, *Environm. Health Perspectives* 110(suppl 3): 451-488.
- Broman D, Balk L, och Zebühr Y. **2001** "Miljöövervakning i Stockholms kommun. Saltsjön och Mälaren-KEMI," Slutrapport: provtagningsåren 96/96, 97/98 och 98/99. Laboratoriet för akvastisk ekotoxikologi, Institutet för Tillämpad miljöforskning, Stockholms Universitet, 45 s.
- Broman D, Näf C, Wik M and Renberg I. **1990**. The importance of spheroidal carbonaceous particles (SCPs) for the distribution of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an estuarine-like urban coastal water area. *Chemosphere* 21(1-2):69-77.
- Broman, D, Colmsjö A, Ganning B, Näf C and Zebühr Y. **1988** A multi-sediment trap study on the temporal and spatial variability of polycyclic aromatic hydrocarbons and lead in an anthropogenic influenced archipelago. *Environmental Science and Technology*, 22 (10): 1219-1228.
- Budzinski H, Jones I, Bellocq J, Piérard C and Garrigues P. **1997** Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry*, 58 (1-2):85-97.
- Christensen ER, Li A, Ab Razak IA, Rachdawong P and Karls JF. **1997** Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Kinnickinnic River, Wisconsin. *Journal of Great Lakes Research*, 23 (1):61-73.
- Christensen ER, Rachdawong P, Karls JF and van Camp RP. **1999** PAHs in sediments: Unmixing and CMB modeling of sources. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 125 (11): 1022-1032
- Cornelissen G, van Zuilen H, and van Noort PCM. **1999** Particle size dependences of slow desorption of in situ PAHs from sediments. *Chemosphere*, 38 (10): 2369-2380.

- Dachs J, Bayona JM, Raoux C, and Albaigés J. **1997** Spatial, Vertical distribution and budget of polycyclic aromatic hydrocarbons in the western Mediterranean Seawater. *Environmental Science and Technology*, 31 (3):682-688
- Fernandes MB, Sicre M-A, Boireau A and Tronczynski J. **1997** Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 34(11):857-867.
- Ghosh U, Talley JW and Luthy, RG. **2001** Particle-Scale Investigation of PAH desorption kinetics and Thermodynamics from sediment. *Environmental Science and Technology*, 35 (17): 3468-3475.
- Gustafsson, M. **2001** "Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. Litteraturoversikt," Väg- och transportforskningsinstitutet (VTI). Meddelande nr 910
- Holmgren, A. **1997** "PAH polycykliska aromatiska kolväten. Källor, toxiska och kemiska egenskaper samt förekomst i Stockholms dagvatten," Luleå tekniska universitet. Stockholm vatten-rapport nr 31
- Holmgren, A. **1999** "PAH-budget för Stockholm," ITM och Sockholm Vatten. Stockholm Vatten-rapport nr 20
- Irwan, A. **1998** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of the Milwaukee harbour estuary, Wisconsin, USA. *Water air and soil pollution*, 101, 417-434.
- Johansson, C., Hansson HC., Westerholm R., Petterson M., Johansson PÅ., Burman L. **1998** MONITOR-luftföroreningar i staden, projektrapport MONITOR. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Johansson, C., Wideqvist, U., Hedberg, E., Vesely, V., Swietlicki, E., Kristensson, A., Westerholm, R., Elswar, L., Johansson, P.Å., Burman, L., Pettersson, M., 2001. Cancerframkallande ämnen – Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm. Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholms universitet, ITM rapport 90, ISSN 1103 341X.
- Kim GB, Maruya KA, Lee RF, Lee J-H, Koh C-H and Tanabe S. **1999** Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Kyeonggi Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 38(1):7-15.
- Khim JS, Lee KT, Kannan K, Villeneuve DL, Giesy JP, Koh CH. **2001** Trace organic contaminants in sediment and water from Ulsan Bay and its vicinity, Korea. *Archives of environmental contamination and Toxicology*, 40 (2): 141-150.
- Klint, M. **2001** Vägmaterialets bidrag till dagvattenföroreningarna inom Stockholms stad. Examensarbete. Institutionen för Geologi och Geokemi, Stockholms Universitet. Stockholm Vatten rapport nr 25.
- Kavouras IG, Koutrakis P, Tsapakis M, Lagoudaki E, Stephanou EG, von Baer D and Oyola P. **2001** Source Apportionment of Urban Particulate Aliphatic and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) using Multivariate Methods. *Environmental Science and Technology*, 35 (11): 2288-2294.

- Kucklick JR, Sivertsen SK, Sanders M and Scott GI. **1997** Factors influencing polycyclic aromatic hydrocarbon distributions in South Carolina estuarine sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 213(1):13-29.
- Larnesjö P. **1999** Applications of Source Receptor models using air pollution data in Stockholm. Undergraduate Thesis. *Department of Analytical Chemistry and Institute of Applied Environmental Research*, Stockholm University.
- Larnesjö, P.; Johansson, C.; Pettersson, M. **1999** "Utsläpp av PAH, partiklar och flyktiga kolväten," SLB-analys och Stockholms och Uppsala Läns Luftvårdsförbund; rapport nr 2000: 7.1
- Lindgren Å. **1998** Road Construction Materials as a Source of Pollutants. Doctoral Thesis. *Department of Environmental Engineering. Division of Traffic Engineering*; Luleå University of Technology, Luleå.
- Lipiatou E, Tolosa I, Simó R, Bouloubassi I, Dachs J, Martí S, Sicre M-A, Bayona JM, Grimalt JO, Saliot A and Albaigés J. **1997** Mass budget and dynamics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research II*, 44 (3-4): 881-905.
- Lipiatou E, and Saliot A. **1991** Fluxes and transport of anthropogenic and natural polycyclic aromatic hydrocarbons in the western Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 32(1):51-71
- Liu M, Baugh PJ, Hutchinson SM, Yu L and Xu S. **2000** Historical record and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in core sediments from the Yangtze Estuary, China. *Environmental Pollution*, 110 (2): 357-365.
- McReady, S. **2000** The distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments of Sydney Harbour, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (11): 999-1006.
- Maldonado C, Bayona JM and Bodineau, L. **1999** Sources, distribution, and water column processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the north western Black Sea water. *Environmental Science and Technology*, 33(16): 2693-2702
- Martí S, Bayona JM and Albaigés J. **2001** A Potential Source of Organic Pollutants into the Northeastern Atlantic: The Outflow of the Mediterranean Deep-Lying Waters through the Gibraltar Strait. *Environmental Science and Technology*, 35 (13): 2682-2689.
- Mitra, S. **1999** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) source, sediment deposition patterns, and particle geochemistry as factors influencing PAH distribution coefficients in sediments of the Elizabeth River, VA, USA. *Marine Chemistry*, 66 (1-2): 133-127
- Notar M, Leskovsek H, and Faganeli J. **2001** Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 42 (1): 36-44.
- Paatero P. and Tapper U. **1994**. Positive Matrix Factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5:111-126.

- Pereira WE, Hostettler FD, Luoma SN, van Geen A, Fuller CC and Anima RJ. **1999** Sedimentary record of anthropogenic and biogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in San Francisco Bay, California. *Marine Chemistry*, 64 (1-2): 99-113.
- Petsonk, A.; Erikson U., ; Metalius, H. **1997** "Stockholms stad, Klara sjö, föroreningar i sediment. Kartering, åtgärder och kostnader," *AB Jacobson & Widmark. Vatten och Miljö*. Arbetsnr 6655054
- Pettersen H, Axelman J, and Broman D. **1999** The relative contribution of spatial-, sampling- and analytical variation to the PAH and PCB concentrations in Baltic Sea sediments. *Chemosphere* 38(5): 1025-1034
- Rachdawong P, Christensen ER and Karls JF. **1998** Historical PAH fluxes to lake Michigan sediments determined by factor analys. *Water Research*, 32(8):2422-2430.
- Ravelet C, Krivobok S, Sage L and Steiman R. **2001** Biodegradation of pyrene by sediment fungi. *Chemosphere* 40(5):557-563.
- Raoux C, Boyona JM, Miquel J-C, Teyssie J-L, Fowler SW and Albaigés J. **1999** Particulate fluxes of aliphatic and aromatic hydrocarbons in near-shore waters to the northwestern Mediteranean Sea, and the effect of continental runoff. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48(5):605-616
- Silliman JE, Meyers PA, Eadie BJ and Klump JV. **2001** A hypothesis for the origin of perylene based on its low abundance in sediments of Green Bay, Wisconsin. *Chemical Geology*, 177 (3-4): 309-322.
- Simcik MF, Eisenreich SJ and Liroy PJ. **1999** Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment*, 33(30):5071-5079.
- Smirnov A, Abrajano Jr. TA, Smirnov A and Stark A. **1998** Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Lake Erie. Part 1: Spatial distribution, transport, and deposition. *Organic Geochemistry*, 29 (5-7): 1813-1828.
- Soclo H, Garrigues Ph and Ewald M. **2000** Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: Case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5):387-396.
- Su M-C, Christensen ER and Karls JF. **1998** Determination of PAH sources in dated sediments from Green Bay, Wisconsin, by a chemical mass balance model. *Environmental Pollution*, 99 (3): 411-419.
- Vattenprogram för Stockholm- sjöar och vattendrag, 2000, **2002** Miljöförvaltningen i Stockholm. Rosenlundsgatan 60. Box 380 24 100 64 Stockholm
- Walker WJ, McNutt RP and Maslanka CAK. **1999** The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the passaic river: sources and characteristics. *Chemosphere* 38(2):363-377.

- Witt G and Matthäus W. **2001** The impact of salt water inflows on the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the deep water of the Baltic Sea. *Marine Chemistry*, 74 (4): 279-301.
- Witt G and Trost E. **1999** Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and the German coastal water. *Chemosphere* 38(7):1603-1614.
- Witt G and Trost E. **1999** Distribution and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments and fluffy layer material from the Odra river estuary. *Acta Hydrochemica et Hydrobiologica*, 27(5):308-315
- Yang G-P. **2000** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the South China Sea. *Environmental Pollution*, 108 (2): 163-171.
- Östlund P, Sternbeck J and Brorström-Lundén E. **1998** "Metaller, PAH, PCB och totalolväten i sediment runt Stockholm - flöden och halter". IVL- Institutet för vatten- och luftvårdsforskning. Rapport nr B 1297

7. Ytterligare litteratur

- Adami G, Barbieri P, Piselli S, Predonzani S and Reisenhofer E. **2000** Detecting and characterising sources of persistent organic pollutants (PAHs and PCBs) in surface sediments of an industrialized area (harbour of Trieste Northern Adriatic Sea). *Journal of Environmental Monitoring*, 2(3): 261-265.
- Ahlbom J. och Duus, U. **1994** "Nya hjulspår - en produktstudie av gummidäck," *Kemikalieinspektionen, KEMI-rapport nr 6*, Göteborg
- Andersen HV, Kjølholt J, Poll C, Øgaard Dahl S, Stuer-Lauridsen F, Pedersen F and Bjørnstad E. **1998** Environmental risk assesment of surface water and sediment in Copenhagen harbour. *Water Science and Technology*, 37 (6-7):263-272
- Boxall ABA and Maltby L. **1997** The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems. 3. Toxicant confirmation. *Archives of environmental contamination and Toxicology*, 33(1): 9-16
- Broman, D. **1985** Characterization of the PAC profile in settling particulates from the urban waters of Stockholm. *Bulletin of Enviromental Contamination and Toxicology*, 38, 1020-1028.
- Burns, WA, Mankiewicz PJ, Bence AE, Page DS, and Parker KR. **1997** A principal-component and least-squares method for allocating polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment to multiple sorces *Enviromental Toxicology and Chemistry*, 16 (6): 1119–1131.
- Chen G S, Schramm K-W, Klimm C, Xu Y, Zhang YY and Kettrup A. **1997** Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Ya-Er Lake (Hubei, China): Sources and distribution *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 359 (3): 280-284

- Chernova TG, Rao PS, Pikovskii YI, Alekseeva TA, Nagender Nath B, Ramalingeswara Rao B and Rao, CM.. **2001** The composition and the source of hydrocarbons in sediments taken from the tectonically active Andaman Backarc Basin, Indian Ocean. *Marine Chemistry*, 75 (1-2): 1-15.
- Christensen ER, Rachdawong P, Karls JF and van Camp RP. **1999** PAHs in sediments: Unmixing and CMB modeling of sources. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 125 (11): 1022-1032
- Dachs J, Bayona JM, Fowler SW, Miquel J-C and Albaigés J. **1996** Vertical fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine compounds in the western Alboran Sea (southwestern Mediterranean). *Marine Chemistry*, 52(1): 75-96.
- Doskey P and Talbot RW. **2000** Sediment Chronologies of atmospheric deposition in a precipitation-dominated seepage lake. *Limnology and Oceanography*, 45(4):895-904.
- Eljarrat E, Caixach J, Rivera J, de Torres M and Ginebreda A. **2001** Toxic Potency Assessment of Non- and mono-*ortho* PCBs, PCDDs, PCDFs, and PAHs in Northwest Mediterranean Sediments (Catalonia, Spain). *Environmental Science and Technology*, 35 (18): 3589-3594.
- Estebe A, Boudries H, Mouchel JM and Thévenot DR. **1998** Urban runoff impacts on particulate metal and hydrocarbon concentrations in river seine: Suspended solid and sediment transport. *Water Science and Technology*, 36(8-9):185-193
- Evans, K. **1990** The PAH and organic content of sediment Particle-size Fractions. *Water air and soil pollution*, 51 (1-2)
- Fernandes MB, Sicre M-A, Broyelle I, Lorre A and Pont D. **1999** Contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in French and European rivers. *Hydrobiologia*, 410:343-348.
- Gabos S, Ikononou MG, Schopflocher D, Fowler BR, White J, Prepas E, Prince D and Chen W. **2001** Characteristics of PAHs, PCDD/Fs and PCBs in sediment following forest fires in Northern Alberta. *Chemosphere*, 43 (4-7): 709-719
- Gad, J. **1998** Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in pure water and sediment of small aquatic ecosystem. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 69 (3)
- Gebthner, B. **1997** Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbon components of Creosote under anaerobic enrichment conditions. *Archives of environmental contamination and Toxicology*, 32 (1)
- Gevao, B. **1998** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) deposition to and processing in a small rural lake, Cumbria UK. *The Science of the Total Environment*, 215 (3): 231-242.
- Gogov, A. Marine organic geochemistry of the Eastern Mediterranean: Aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in Cretan Sea surficial sediments. *Marine Chemistry*, 68 (4)

- Golomb, D. **2001** Atmospheric deposition of Polycyclic aromatic hydrocarbons near New England coastal waters. *Atmospheric Environment*, 35, 6245-6258.
- Gustafsson Ö, Haghseta F, Chan C, MacFarlane J and Gschwend. **1997** Quantification of the dilute sedimentary soof phase: Implications for PAH speciation and bioavailability. *Environmental Science and Technology*, 31 (1)203-209
- Hyötyläinen T and Oikari A. **1999** The toxicity and concentrations of PAHs in creosote-contaminated lake sediment. *Chemosphere*, 38 (5): 1135-1144
- Jonsson, R. **1997** "Framtida dagvattenhantering i Stockholm. Exemplifierat på Hammarby Sjöstad," VBB viak AB. Uppdragsnr 13080087
- Kaag, N. **1998** Factors affecting PAH residues in the lugworm *Arenicola marina*, a sediment feeding polychaete. *Journal of Sea Research*, 40 (3-4): 251-261.
- Karls JF and Christensen ER.. **1998** Carbon particles in dated sediments from Lake Michigan, Green Bay, and tributaries. *Environmental Science and Technology*, 32(2): 225-231
- Kendall, M. **2001** Characterisation of selected speciated organic compounds associated with particulate matter i London. *Atmospheric Environment*, 35, 2483-2495.
- Lacey EM, King JW, Quinn, JG, Mecray EL, Appleby PG and Hunt AS. **2001** Sediment quality in Burlington Harbor, Lake Champlain, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*, 126(1-2):97-120.
- Latimer JS, Davis WR and Keith DJ. **1999** Mobilization of PAHs and PCBs from in-place contaminated marine sediments during simulated resuspension events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49 (4): 577-595.
- Lee, B. **1999** A statistical approach for determining the environmental impact of polynuclear aromatic hydrocarbons in an oil spill-contaminated coastal area. *Enviromental Pollution*, 105 (3)
- Lin ELC, Neiheisel TW, Flotemersch J, Subramanian B, Williams DE, Millward MR, and Cormier SM. **2000** Historical monitoring of biomarkers of PAH exposure of brown bullhead in the remediated Black River and the Cuyahoga River, Ohio. *Journal of Great Lakes Research*, 27 (2):191-198.
- Lotufo, G. R. **1997** Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: Effects on survival, feeding, reproduction and behavior. *Marine Environmental Research*, 44 (2): 149-166.
- Marvin CH, McCarry BE, Villella J, Allan LM, and Bryant DW. **2000** Chemical and biological profiles of sediments as indicators of sources of genotoxic contamination in Hamilton Harbour. Part I: analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons and thia-arene compounds. *Chemosphere* 41 (7): 979-988.
- Maxon CL, Barnett AM and Diener DR. **1997** Sediment contaminants and biological effects in southern California: Use of a multivariate statistical approach to asses biological impact. *Enviromental Toxicology and Chemistry*, 16 (4): 775-784.

- Mendez, N. **2000** Sediment processing in Capitulle spp (Polychaeti Capitellidae): strain-specific differences and effects of the organic toxicant fluranthene. *Marine Biology*, 138 (2)
- Naes Kand Oug E. **1997** Multivariate approach to distribution patterns and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from smelter-affected Norwegian fjords and coastal waters. *Environmental Science and Technology*, 31 (5):1253-1258
- Ozretich RJ, Ferraro SP, Lamberson JO and Cole FA. **2000** Test of Σ polycyclic aromatic hydrocarbons at a Creosote-contaminated site, Elliott Bay, Washington, USA *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (9): 2378-2389
- Park, J.-S. **2001** Atmospheric distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and deposition to Galveston Bay, Texas, USA. *Atmospheric Environment*, 35, 3241-3249.
- Poeton, T. **1999** Biodegradation of polyaromatic by marine bacteria. Effect of solid phase on degradation kinetics. *Water Research*, 33 (3): 868-880.
- Polleti, L. **1998** Explorative statical analysis of PAH pollution in some compartment of Lake Trasimeno. *Anali de Chimica*, 87 (11-12)
- Savinov VM, Savinova TN, Carroll JL, Matishov GG, Dahle S and Næs K. **2000** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the White-Sea, Russia. *Marine Pollution Bulletin*, 40(10):807-818
- Schorer M, Eisele M. **1997** Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 99(1-4):651-659.
- Silliman JE, Meyers PA and Eadie BJ. **1998** Perylene: an indicator of alteration processes or precursor materials?. *Organic Geochemistry*, 29 (5-7): 1737-1744.
- Simpson C, Harrington CF, Cullen WR, Bright DA and Reimer KJ. **1998** Polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in marine sediments near Kitimat, British Columbia. *Environmental Science and Technology*, 32 (21):3266-3272
- Smith JA, Sievers M, Huang S and Yu SL. **2000** Occurrence and phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban storm-water runoff. *Water Science and Technology*, 42 (3-4): 383-388
- Solé M, Porte C and Albaigés J. **2001** Hydrocarbons, PCBs and DDT in the NW Mediterranean deep-sea fish Mora moro. *Deep-sea Research I*, 48 (2): 495-513.
- Sved, D. **1997** Toxicity of sediments contaminated with fractions of creosote. *Water Research*, 31 (2): 294-300.
- Swartz RC. **1999** Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (4): 780-787.
- Tam NFY, Ke L, Wang XH and Wong YS. **2001** Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environmental Pollution*, 114 (2): 255-263.

- Thompson, R. **2000** A probabilistic model for predicting distributions of PAH ratios between oysters and marine sediments. *Ecological Modelling*, 135 (2-3): 231-242.
- Tolun, L. **2001** The pollution status and the toxicity of surface sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. *Environmental International*, 26 (3): 163-168
- Van Hoof, P. L.; Kukkonen, J. V.; Landrum, P. F. **2001** Impact of sediment manipulation on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons from field-contaminated and laboratory-dosed sediments by an oligochaete. *Environ Toxicol Chem.*, 20 (8): 1752-1761.
- Viguri **2000** Vertical distribution of organic matter (TOC, LOI) and PAHs in marine sediments. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 10 (2)
- Vondracek, J. **2001** Monitoring river sediments contaminated predominantly with polyaromatic hydrocarbons by chemical and in vitro bioassay techniques. *J. Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (7)
- Wingfors H, Sjödin Å, Haglund P and Brorström-Lundén E. **2001** Characterisation and determination of profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in a traffic tunnel in Gothenburg, Sweden. *Atmospheric Environment*, 35 (36):6361-6369.
- Woodhead, R. **1999** Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments around England and Wales, and their possible Biological significance. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (9): 773-790.
- Yuan D, Yang D, Wade TL and Qian Y. **2000** Status of persistent organic pollutants in the sediment from several estuaries in China. *Environmental Pollution*, 114 (1):101-111
- Zeng, EY and Vista CL. **1997** Organic pollutants in the coastal environment off San Diego, California. 1. Source identification and assesment by compositional indices of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Enviromental Toxicology and Chemistry*, 16 (2): 179-188.
- Zheng GJ and Richardson BJ. **1999** Petroleum Hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Hong Kong marine sediments. *Chemosphere*, 38(11):2625-2632.

8. Bilaga 1: Litteratursammanställning

Author	Title	Year	Journal	Abstract
Arzayus KM	Fate of a atmospherically deposited polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in Chesapeake Bay	2001	Environ Sci Technol	The fate of PAHs input to the Bay from gas deposition was determined and factors controlling PAH distributions in southern Chesapeake Bay surface sediments were investigated. PAC suggests unique sources(combustion vs petroleum)
Bevilacqua C	PAHs in the city of Stockholm in 1995	1995	Undergraduate thesis	The fluxes of PAHs in the municipality of Stockholm was study. The main emissions to air are from wood burning. Wood burning is the largest source of PAH to air. The traffic sector is also very relevant source.
Bixian M.	Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Pearl river and estuary, China: spatial and temporal distribution and sources	2001	Applied Geochemistry	PAHs were measured in surface sediment . Results indicated that the pyrogenic (combustion) source were predominant in the station near the aging industrial area and the petrogenic (petroleum-derived) PAHs were more abundant in the station adjacent to the petrochemical plant and shipping harbor.
Broman Dag	Transport and fate of hydrophobic organic compounds in the Baltic aquatic environment-polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans	1990	Doctoral Thesis	
Broman Dag	A multi sediment trap study on the temporal and spatial variability of polycyclic aromatic hydrocarbons and lead in an anthropogenic influenced archipelago	1988	Environmental Science and Technology	Concentrations and specially fluxes exhibit a steep logarithmic decline with distance from urbans areas. PAH concentrations and fluxes are higher during the winter-spring period than during the summer due to increased emissions, more extensive washout of land-deposited PAH during snow melting, and resuspension caused by nonstratified water conditions and mixing zone effects.
Feng MM	DDT, PAH and PCB in sediments from the intertidal zone of the Bohai Sea and the Yellow Se	2001	Marine Pollution Bulletin	Current contents of persistent organic contaminants in the intertidal sediments of the Bohai sea were studied. The spatial trends of the contaminant residue levels were analysed.
Fernandez P	Sediment fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in European high altitude mountain lakes	1999	Environmental Science and Technology	
Kim GB	Distribution and Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Kyeonggi Bay, Korea	1999	Marine Pollution	The PAH concentration levels decreased within a short distance from these heavily industrialised waterway. Overall, sediment PAHs in Kyeonggi Bay were lower than those in the United States and Europa.
Khim JS	Trace organic contaminants in sediment and water from Ulsan Bay and its vicinity, Korea	2001	Archives of environmental contamination and Toxicology	
Lipiatou E	Mass budget and dynamics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Mediterranean Sea	1997	Deep-Sea Research II	Nearly 50% of the total PAHs accumulate in the 0-200 m water depth area supporting the importance of the coastal zone as a trap of the terigenous and associated contaminants. Atmospheric deposition and the Rhone River are the major contributors of PAH in the western Mediterrean. Sedimentation was identified as the major net output of PAH.

Liu M.	Historical record and source of polycyclic aromatic hydrocarbons in core sediments from the Yangtze Estuary, China	2000	Environmental Pollution	The concentration levels of total and individual PAHs changed dramatically with depth. Studies indicate that the sources in this area are characterized by petroleum-derived PAH contamination (mainly sewage discharge and the river runoff) and the corporation of atmospheric input.
Maldonado C	Sources, distribution, and water column processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the north western Black Sea water	1999	Environmental Science and Technology	Concentrations of the hydrocarbons decreased with increasing distance from the coast, but relatively high concentrations were found at the open stations where the particulate organic carbon (POC) is higher.
Martí S.	A Potencial Source of Organic Pollutants into the Northeastern Atlantic: The Outflow of the Mediterranean Depp-Lying Waters through the Gibraltar Strait	2001	Environ Sci Technol	POC concentration showed a general decreased with depth, particularly significant in the upper 200 m. Compositional changes with depth were also evident in small-size particles.
Mitra S.	Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) source, sediment deposition patterns, and particle geochemistry as factors influencing PAH distribution coefficients in sediments of the Elizabeth River, VA, USA	1999	Marine Chemistry	Sediments from two sites in the urbanized Elizabeth River were sampled for levels of PAH. There is significant heterogeneity in PAH distribution coefficient in estuarine sediments, which may be attributed to sediment deposition patterns, PAH source(s) and sediment geochemistry.
Notar M.	Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea	2001	Marine Pollution Bulletin	The total PAH load determined in the surficial sediment saqmples are between 30 and 600 ng/g. The PAH contents decline rapidly with increasing distance from shore. A sediment depth profile indicates a major increase in the PAH concentrations after the First World War.
Pereira WE	Sedimentary record of anthropogenic and biogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in San Francisco Bay, California	1999	Marine Chemistry	PAH concentration range from about 0.04-6.3 µg/g. The dominat origin of the PAHs contributing to this modern contamination is from combustion processes. Depth profiles indicate higher concentrations of PAHs since the 1950s that during the late 1800s.
Pettersen H	Aspects on aquatic sampling and explotory data analysis of hydrophobic organic compounds	1998	Doctoral Thesis	
Raoux C	Particulate fluxes of aliphatic and aromatic hydrocarbons in near-shore wasters to the northwestern Mediteranean Sea, and the effect of continental runoff	1999	Estuarine Coastal and Shelf Science	Particulate fluxes of PAH were measured with a sediment trap moored at 80 m depth offshore Monaco (200 m water column) during an 18-moth period. PAHs exhibited a variety of pyrolytic sources.
Simcik MF	Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago an Lake Michigan	1999	Atmospheric Environment	Multivariate statistical techniques were used to investigate source appoetationment and source/sink relationship for PAH. Coal combustion accounted for 48±5% of the ΣPAH concentration i both the urban and adjacent coastal atmosphere.
Smirnov A.	Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Lake Erie. Part 1: Spatial distribution, transport, and deposition	998	Organic Geochemistry	They examined the spatial distribution of PAH in Lake Erie. It appears that PAH are fluviially introduced at the three major cities, and are further transported and redistributed by surface and bottom circulation.
Soclo HH	Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: Case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France)	2000	Marine Pollution Bulletin	The highest contens of PAH were found in harbours, as well in Cotonou as in the aquitaine region.

Su MC	Determination of PAH sources in dated sediments from Green Bay, Wisconsin, by chemical mass balance model	1998	Environmental Pollution	Six sediment cores were collected from Green Bay, Wisconsin, in order to identify possible source of PAH by chemical mass balance (CMB) model. The results show that coke burning, highway dust, and wood burning are likely sources of PAH to Green Bay.
Walker WJ	The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic river: sources and characteristics	1999	Chemosphere	Urban runoff has been reported as the second most frequent cause of surface water pollution in the United States. Mass loading calculations demonstrated that urban runoff is a significant source of the metals and PAH observed in the sediment.
Witt G.	The Impact of salt water inflows on the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the deep water of the Baltic Sea	2001	Marine Chemistry	Based on extensive observations of PAH in water, fluffy layer material and surface sediments between 1992 and 1998, the transformation of PAHs and the modification of their distribution in the Baltic deep water is discussed in connection with the spreading of the inflowing highly saline and oxygen-rich water along its pathway from the sills into the central basins.
Witt G.	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and the German coastal water	1999	Chemosphere	Elevated concentrations up to 1700 ng/g were observed in the surface sediments of the internal coastal waters. This indicates the significant contribution of river discharge to the contamination of sediments with PAH. The sedimentological properties affect the accumulation of PAHs.
Yang GP	Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of the South China sea	2000	Environmental Pollution	The collected data showed that pyrolytic input from anthropogenic combustion processes was predominant at almost all the stations investigated.

9. Bilaga 2: PAH-analyser

Tabell 11: PAH halter i avloppsreningsverkens slam i µg/g TS

Station/månader	Benso (k) fluoranten	Benso (a) pyren	Benso (ghi) perylen	Indeno (1, 2, 3- cd) pyren
Hdal/januari	0,14	0,26	0,29	0,19
Hdal/februari	0,21	0,41	0,44	0,32
Hdal/mars	0,10	0,18	0,22	0,16
Hdal/april	0,13	0,24	0,18	0,13
Hdal/maj	0,13	0,25	0,21	0,2
Hdal/juni	0,11	0,20	0,25	0,16
Hdal/juli	0,17	0,34	0,41	0,16
Bromma/januari	0,13	0,22	0,28	0,18
Bromma/februari	0,14	0,28	0,38	0,27
Bromma/mars		0,14	0,17	0,16
Bromma/april	0,10	0,21	0,25	0,25
Bromma/maj	0,1	0,22	0,24	0,16
Bromma/juni	0,12	0,26	0,18	0,25
Bromma/juli	0,13	0,27	0,31	0,17
Loudden/januari	0,12	0,20	0,22	0,18
Loudden/februari	0,15	0,27	0,37	0,22
Loudden/mars	0,36	0,29	0,26	0,19
Loudden/april	0,12	0,20	0,23	0,11
Loudden/maj	0,12	0,23	0,23	0,12
Loudden/juni	0,15	0,30	0,22	0,18
Loudden/juli	0,22	0,45	0,54	0,33
Medel	0,15	0,26	0,28	0,2

Tabell 12: PAH-halter µg/g i bitumen

PAH	Bindemedel	Bindemedel	Bindemedel
	85	180	10 000
Pyren	2,9	4,9	7,2
Benso (a) antracen	<7	<9	22
Chrysen	7,7	10	<12
Benso (b) fluoranten	3	4,8	7,8
Benso (k) fluoranten	0,76	0,94	1,2
Benso (a) pyren	5	6	8
Dibenso (ah) antracen	<6	<3	<9
Benso (ghi) perylen	<8	7,6	<12

Tabell 13: PAH-halter i $\mu\text{g/g}$ i däck (Lanersjö, 1999)

Tillverkare	Pyren	Chrysen	Benzo (b) fluro ranten	Benzo (k) fluro ranten	Benzo (e) py ren	Benzo (a) py ren	Pery len	Diben so (ah) antra cen	Indeno (123cd) pyren	Benso (ghi) per ylen	Coro nen
Michelin9311	22,1	2,9	1,8	0	3,6	1,3	0	0	0	8	6,9
Michelin9515	37,2	4,9	2,1	0	5,7	2,3	0	0	2,4	15,2	16,1
Michelin9714	25,4	2,9	1,1	0	3,5	5	0	0	0	9,9	14,8
Michelin9811	13,7	3,2	1,4	0	5,1	1,2	0	0	0	6,4	8,6
Michelin9846	7,5	7,9	3,7	0	9,8	1,5	0	0	0	16,9	5
Michelin9853	73,2	3,9	2	0	6,7	3,8	0	0	0	40,3	128,4
Bridgestone1993	99,1	2,5	4,6	0,3	6,4	5,4	0	0	14,6	49,7	82,1
Gislaved9915	127,5	13,8	9,1	0	21,8	6,4	2,2	1	0	52,5	58,8
Medelvärde	50,71	5,25	3,22	0,04	7,82	3,36	0,28	0,12	2,13	24,86	40,1
%	37%	4%	2%	0%	6%	2%	0%	0%	2%	18%	29%
Std dev	44,1	3,9	2,7	0,1	6	2	0,8	0,4	5,1	19,4	45,4

Tabell 14: PAH-halter i Hornsgatans indata i ng/m^3

Period	Pyren	Benso (a) antracen	Chrysen	Benso fluro rantener	Benso (e) pyren	Benso (a) pyren	Perylen	Indeno (cd) pyren	Benso (ghi) perylene	Coronen
	ng/m^3	ng/m^3	ng/m^3	Ng/m^3	ng/m^3	ng/m^3	ng/m^3	ng/m^3	ng/m^3	ng/m^3
1991	18	1,6	2,6	3,3	1,5	1	0,3	1,9	3,6	2,4
1994	34,46	3,32	3,64	4,07	2,49	1,9	0,37	2,1	5,09	3,18
1994	29,57	3,67	3,74	4,25	2,37	1,78	0,42	2,51	5,15	3,65
1995	28	3,6	4	4,7	2,2	1,6	0,4	2,7	5,3	3,7
1995	24,7	2,5	3,3	3,1	1,7	1,1	0,3	1,8	3,8	2,5
1996	24,3	2,4	2,9	3,4	1,8	1,3	0,3	1,7	4	2,5
1996	18,3	1,6	2	2,4	1,2	0,8	0,2	1,1	2,7	1,9
1997	28,8	2,6	3,3	3,6	2	1,8	0,4	1,4	3,3	1,8
1997	22,5	2	2,2	2,7	1,6	1,3	0,4	1,4	3,3	1,8
1998	18	1,88	2,12	4,76	0,86	2	1,3	1,7	4	2,5
1998	17,5	1,61	2,11	2,34	1,2	1,3	0,97	1,5	3,2	2
Medel	24,01	2,43	2,9	3,51	1,72	1,44	0,49	1,8	3,95	2,54
Stdav	5,7362	0,7919	0,7352	0,8561	0,5171	0,3967	0,3350	0,4831	0,8765	0,6934

Tabell 15: Årsmedelvärde av PAH komponenter i deposition i $\text{ng/m}^2/\text{dag}$

År	Pyren	Benso (a) Antracen	Chrysen	Benso fluro rantener	Benso (e) Py ren	Benso (a) Py ren	Pery len	Indeno (1,2,3- cd) Pyren	Dibenso (a,h) an tracen	Benso (g hi) pery len	Coro nen
96	48,5	12,4	34,1	67,5	15,6	15,6	7	21	3,2	13,8	9,6
97	32,3	10,4	19,8	35,6	23,8	11,6	4	13,3	2,1	13	1,4
98	55,4	14,4	40,5	65	15,2	12,1	1,7	18	2,3	11,3	3,7
00	75,7	15,4	58,4	42,2	31,1	18,8	2	15,3	1,1	10,8	3,9
Medel	53	13,1	38,2	52,6	21,9	14,5	3,6	17	2,1	12,2	4,7

Tabell 16: Söderledstunnel profil ng/m³

	Pyren	Benso (a) antracen	Chrysen	Benso (bj) fluo ranten	Benso (k) fluo ranten	Benso (e)pyr en	Benso (a) pyren	Peryl en	Indeno (123cd) pyren	Benso (ghi) perylene	Corone n
N981202A	53,5	24,8	25,8	12,5	2,6	9	11,4	1,9	16,2	37,2	58,1
N981207A	158,6	35,5	31,3	16,2	3,5	12,4	15,3	2,6	19,6	43,7	70,4
N990202	85,2	22	23	11	2,4	7,4	8,3	1,3	10,4	21,9	24,2
N990208	76,4	24,2	26,6	13,1	3,2	8,7	10,6	1,9	21	42,1	48,2
N990209	93,1	25,6	28,3	16,3	4,1	10,7	12,5	2,1	10,5	20,8	25
Å981202	61,3	15,3	15,8	8,8	1,8	6,2	7,4	1,2	10,9	23,6	31,8
Å981207	84,8	18,5	18,8	11,1	3,1	8	9,3	1,6	22,3	52,3	69,8
Å981216	59,2	13,4	14	7,8	1,6	5,2	5,9	1,1	6,8	13,7	15,3
Å990209	84,3	18,6	21	11,2	3,1	7,8	9,9	1,6	11,8	24,6	36,8
Medel	84,04	22	22,73	12	2,82	8,38	10,1	1,7	14,4	31,1	42
Tunnel %	33%	9%	9%	5%	1%	3%	4%	1%	6%	12%	17%

Tabell 17: PAH-halter i Bromans rapport (2001) i µg/g TS

Station/år	Pyren	Benso (a) antracen	Chrysen	Benso (bj) fluo ranten	Benso (k) fluo ranten	Benso (e) pyr en	Benso (a) pyren	Peryl en	Indeno (123-cd) pyren	Benso (ghi) perylene	Dibenso (ah) antracen	Coronen
Klubben97	340	120	140	430	160	240	80	30	230	180	40	59
Riddarfj. 97	900	440	430	1000	340	610	380	120	620	490	120	160
Kastellh. 97	2000	1200	930	2600	810	1300	1200	310	1300	970	270	250
Klubben98	330	130	240	480	140	290	130	60	190	200	61	53
Riddarfj. 98	780	340	520	950	280	560	350	130	340	430	120	150
Kastellh. 98	1800	1100	1300	2100	810	1200	1300	370	680	720	260	180
Klubben99	340	180	280	390	130	220	170	75	240	250	45	84
Riddarfj. 99	820	430	660	830	280	500	430	150	550	620	130	230
Kastellh. 99	1800	1100	1400	1800	700	1100	1100	340	1200	1200	280	340
Medel	1012,2	560	655,56	1175,6	406	668,9	571	176,1	594	562	147	167

RAPPORTER FRÅN SLB-ANALYS
1:2002

NR

SLB • analys

Stockholms Luft- och Bulleranalys

är en enhet inom Miljöförvaltningen i Stockholm
som

- utreder
- mäter
- beräknar
- informerar

beträffande ljudmiljö och luftkvalitet. SLB-analys
genomför även externa uppdrag vad gäller
luftkvalitet.

ISSN 1400-0806

Miljöförvaltningen i Stockholm
Rosenlundsgatan 60. Box 380 24, 100 64 Stockholm
Tel 08-508 28 800, direkt SLB-analys 08-508 28 880
<http://www.slb.mf.stockholm.se/miljo>