



O-92212

Farris
Miljøgifter i vann
og sedimenter

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-92212	Undernr.:
Løpenr.: 3306	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Farris. Miljøgifter i vann og sedimenter	Dato: 22. august 1995	Trykket:
Forfatter(e): Hans Holtan	Faggruppe: Vassdrag	Geografisk område: Vestfold
	Antall sider: 47	Opplag:

Oppdragsgiver: Vestfold interkommunale vannverk (VIV) (Statens forurensningstilsyn)	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

<p>Ekstrakt:</p> <p>I Farris er vannets innhold av bly og PAH meget lavt. Sigevannet fra barkfyllingen ved Vassvik inneholder betydelige mengder total PAH -kreftfremkallende komponenter (KPAH) ble ikke påvist. Sigevannet fra motorveien E-18 hadde lave konsentrasjoner av total PAH, men her ble det påvist små mengder KPAH og bly.</p> <p>Overflatesedimentenes innhold av PAH var lavere i nord enn i syd, hvor konsentrasjonsnivåene var av størrelsesorden som i tilsvarende prøver fra Maridalsvannet. Blyinnholdet var av størrelsesorden som er vanlig å finne i sedimenter fra tilsvarende innsjøer i Vestfold/Telemark.</p> <p>I sedimentene økte konsentrasjonen av bly og PAH fra overflaten ned til sjiktet 10-12 cm. I sedimentene under 20 cm var konsentrasjonen lavere. Denne fordeling antas å ha sammenheng med forurensningstilførsler fra de industrielle aktiviteter i den tidsperiode sedimentene ble dannet.</p>

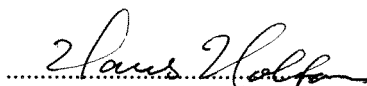
4 emneord, norske

1. Miljøgifter
2. Drikkevann
3. Sedimenter
4. Vestfold

4 emneord, engelske

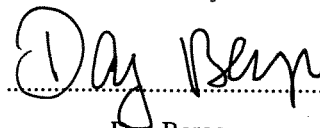
1. Micropollutants
2. Drinking water
3. Sediments
4. Vestfold county

Prosjektleder



Hans Holtan

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN82-577-2833-0

O - 92212

Farris. Miljøgifter i vann og sedimenter

Forord

Denne undersøkelse er utført som oppdrag fra Vestfold interkommunale vannverk (VIV) med støtte fra Statens forurensningstilsyn.

NIVAs programforslag for undersøkelsen er datert 15.11.91. I brev av 12.11.92 ba VIV NIVA gjennomføre undersøkelsen, men dog i noe redusert form i forhold til programmet. Etter at undersøkelsen var kommet i gang, stilte SFT midler til rådighet for en fortsettelse og utvidelse av undersøkelsen (brev fra SFT til VIV av 02.09.93). Denne utvidede undersøkelse ble gjennomført av NIVA i 1994.

En takk rettes til byveterinær Erling Utklev og Hans Christian Nygaard, Næringsmiddeltilsynet i Larvik og Lardal, som har vært behjelpelig med innsamling av prøver.

Fra NIVAs side er feltarbeidet, innsamling av vann og sedimentprøver fra innsjøen, utført av forskningsleder Stein W. Johansen. Prøvene er blitt analysert ved NIVAs laboratorium. Seniorforsker Hans Holtan har vært saksbehandler og prosjektleder ved NIVA.

Innholdsfortegnelse:

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	4
2. INNLEDNING.	6
3. MÅLSETNING/HENSIKT	7
4. MILJØGIFTENE PAH OG BLY - KILDER OG TRANSPORTVEIER	7
4.1. PAH	7
4.2. Bly	9
5. UNDERSØKELSE SOPPLEGG	11
5.1. Prøvetakingsstasjoner	11
5.2. Prøvetakingstidspunkt	13
5.3. Parametre	13
5.4. Metoder	14
6.4.1. Prøvetaking	14
5.4.2. Analysemetoder	14
6. RESULTATER	16
6.1 Tilløpsbekkene og i Farris (st. III og V)	16
6.2. Sedimentkjerner	18
6.2.1. Sedimentenes utseende	18
6.2.2. Totalt tørrstoff (TTS)	19
6.2.3. Total organisk karbon (TOC)	20
6.2.4. Bly	20
6.2.5. Litium	22
6.2.6. PAH	23
7. DISKUSJON	28
7.1. Miljøgifter i Farris og i tilsigsbekkker	28
7.2. Miljøgifter i sedimenter	29
7.2.1. Overflatesedimenter- nåværende tilførsler	30
7.2.2. Dypsedimentene - forurensningsutvikling	33
7.2.3. Forurensende aktiviteter rundt Farris - en historisk oversikt	34
VEDLEGG:	40

1. Sammendrag og konklusjon

I 1993 og 1994 er det blitt foretatt undersøkelser av vannets og sedimentenes innhold av bly og PAH i Farris. Det er også tatt prøver av avrenningsvannet fra motorveien E 18, fra Vassvikbekken som drenerer et stort barkdeponi samt fra en upåvirket bekk som referanse.

Blyinnholdet i bekkene var lavt, men konsentrasjonen i avrenningsvannet fra motorveien var noe høyere enn i Vassvikbekken og referansebekken. Konsentrasjonen av total PAH var høy i Vassvikbekken hvor forbindelsene i vesentlig grad besto av naftalener. Kreftfremkallende komponenter (KPAH) ble ikke påvist. I avrenningsvannet fra motorveien var totalkonsentrasjonene av PAH lavere i Vassvikbekken, men betydelig høyere enn i referansebekken. I sivevannet fra veien ble det påvist små mengder kreftfremkallende komponenter, f. eks. den kreftfremkallende komponenten benzo(a)pyren, men konsentrasjonene var mye lavere enn grenseverdien som er gitt i de norske drikkevannsforskrifter.

I Farris var konsentrasjonen av bly og PAH meget lave, og av størrelsesorden som naturlige bakgrunnsverdier. Benzo(a)pyren ble ikke påvist hverken i overflatelagene eller i dypet.

PAH og bly er tungt løselig i vann, men binder seg lett til partikler. Dessuten er de persistente og brytes vanskelig ned i mørket og ved lave temperaturer. Eventuelle tilførsler vil derfor kunne gjenfinnes i sedimentene i innsjøer.

I de sydlige områder av Farris var konsentrasjonene av PAH i sedimentoverflaten, som gjenspeiler de nåværende tilførsler, av størrelsesorden (på enkelte stasjoner noe høyere) som i overflatesedimentene i Maridalsvannet, og 5 - 6 ganger høyere enn det som kan betraktes som naturlige bakgrunnsverdier. Overflatesedimentene i de nordlige områder av Farris hadde lavere PAH-konsentrasjoner - ca. dobbelt så høye som bakgrunnsverdiene. 50 - 60 % av total PAH besto på begge steder av potensielt kreftfremkallende komponenter - vesentlig benzo(b)fluoranten. Dette har stor likhet med analyseresultatene fra Maridalsvann. Da konsentrasjonene av PAH i overflatesedimentene er mye høyere i syd enn i nord, er det grunn til å anta at Vassvikbekken er en vesentlig kilde til nåværende tilførsler. Imidlertid vil avrenning fra veien og lufttransporterte forurensninger fra byområdet også gjøre seg mest gjeldende i de sydligere områder. De høye PAH-verdier i overflatesedimentene i Maridalsvannet, må i vesentlig grad skyldes luftforurensninger fra nærliggende bebyggelse/industri og avrenning fra Maridalsveien som ligger kloss opp til innsjøen, og hvor biltrafikken stadig øker. De høye konsentrasjoner av KPAH (kreftfremkallende), som antas i stor grad å stamme fra oljebaserte PAH-kilder, kan tyde på at luftforurensninger og biltrafikk kan være viktige forurensningskilder for PAH også i Farris. Konsentrasjonene i overflatesedimentene er imidlertid langt lavere enn det som oppgis som maksimale akseptable risikonivåer.

Blykonsentrasjonen i overflatesedimentene varierte og var høyere i de sydlige områder enn lenger nord i innsjøen. I følge Rognerud og Fjeld (1990), stammer en vesentlig del av blyinnholdet i overflatesedimentene fra forurenset nedbør og atmosfæriske deposisjoner. Konsentrasjonene i overflatesedimentene i Farris var av samme størrelsesorden eller muligens noe høyere enn det som er betraktet som vanlig i innsjøer i dette området, og som ikke tilføres forurensninger fra nærområdet.

I sedimentkjernene som ble tatt fra de sydlige og nordlige områder av innsjøen, var det en betydelig økning av bly- og PAH-konsentrasjonene fra sedimentoverflaten og ned til 10 - 12 cm sedimentdyp. Dette viser at tilførslene av denne type forurensninger til Farris var langt større på den tid disse sedimentene ble dannet enn hva de er i dag.

Et historisk tilbakeblikk på den industrielle utvikling i området viser at det i flere hundre år er blitt drevet jernutvinning både nedstrøms og oppstrøms innsjøen. Jernfremstillingen startet opp i det 16. århundre, men da i en mer beskjeden målestokk. Aktiviteten økte på og nådde sitt høydepunkt rundt midten av det forrige århundre. Jernverkene ble nedlagt i 1860-årene.

Fremstillingen av jern foregikk ved smelting av jernmalm. For å oppnå den temperatur som er nødvendig i smelteprosessen ble det brukt trekull. I skogområdene rundt Farris ble det anlagt en rekke trekullmiler. Produksjonen av trekull medfører ufullstendig forbrenning av trevirke. Følgelig ble det i denne forbindelse produsert PAH-forbindelser knyttet til sot og røykpartikler, som ble tilført omgivelsene. Tilførsler av denne type luftforurensninger samt avrenning fra kullmiler, masovner osv. må ha vært meget stor da jernproduksjonen var på det høyeste dvs. rundt midten av det forrige århundre. Med en sedimentasjonshastighet på knapt 1 mm pr. år, vil forurensninger som ble tilført på denne tid kunne gjenfinnes i sedimentene i et dyp av 10 - 15 cm. På sedimentdyp større enn 20 cm er PAH-konsentrasjonene forholdsvis lave, og består i vesentlig grad av perylen som antas blir dannet naturlig. Dette viser at forurensningstilførslen før ca 1750 var beskjeden.

Sedimentenes innhold av bly viser et tilsvarende fordelingsmønster som PAH. Dette skyldes sannsynligvis at trekullbrenningen og jernfremstillingen også medførte tilførsler av denne type forurensninger. Sedimentenes innhold av andre tungmetaller som f. eks. kadmium, kobber osv. er ikke undersøkt, men det er meget mulig tilsvarende gradienter vil kunne påvises for disse.

2. Innledning.

De sydlige områder av Farris ligger utsatt til for tilførsel av forurensninger fra veier, bl. a. E-18, industrielle aktiviteter og luftforurensninger fra Larvik by. Barkdeponiet ved Vassvik, hvor det er deponert ca. 320.000 m³ bark, har lenge vært i søkelyset som mulig kilde for tilførsler av forurensninger til Farris. Innsjøen ligger også kloss opp til bebyggelsen i Larvik by og således utsatt for luftforurensninger fra nærområdet. Ved siden av at disse kilder medfører tilførsler av organiske stoffer og næringsalter, representerer de også potensielle kilder for tilførsler av miljøgifter dvs. tungmetaller og organiske mikroforurensninger.

I forbindelse med overvåkingen av Farris i 1983 (Holtan m. fl. 1984), ble det påvist høye konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i innsjøsedimentene utenfor Vassvik. Undersøkelser som Fritzøe har utført i Vassvikbekken etter den tid, har vist at PAH-verdiene i bekkevannet var høye - 3.5 µg/l (Mollat pers. med.). Dette er over 100 ganger høyere enn det som anses som naturlige konsentrasjoner i norsk overflatevann.

Miljøgifter kan ha akutte eller kroniske effekter på organismer - både planter, dyr og mennesker. Enkelte PAH-forbindelser er kreftfremkallende. Forekomst av slike stoffer er generelt uønsket i næringsmidler innbefattet drikkevann (Holme 1984), selv om det foreløpig ikke er noen bestemte medisinske eller epidemiologiske belegg for noen sammenheng med økt hyppighet av kreft i mave og tarm ved inntak av PAH-holdig mat.

Farris er drikkevannskilde for ca. 140.000 mennesker. Av den grunn ønsket VIV å foreta en større undersøkelse for å bringe på det rene om konsentrasjonene av miljøgiftene PAH og bly i vannet og sedimentene, var av en størrelsesorden som ville ha betydning for bruken av innsjøen som drikkevannskilde. Dessuten var det av stor interesse å finne ut i hvilken grad Vassvikbekken og trafikken på motorveien E-18, var årsak til de høye verdier som ble målt i 1983.

Hittil er PAH-konsentrasjonen i vann og sedimenter blitt lite undersøkt i Norge og det foreligger få data om bakgrunnsverdier. I 1993 ble det gjennomført undersøkelser av PAH-konsentrasjonene i vann og sedimenter i Mardalsvannet, som er drikkevannskilde for Oslo, samt i flere innsjøer i Maridalsvannets nedbørfelt. Femunden var forøvrig også med i denne undersøkelsen (Holtan m. fl. 1994) som referanse. Denne undersøkelsen er verdifull som sammenlikningsgrunnlag.

3. Målsetning/hensikt

Hovedhensikten med undersøkelsen er å klarlegge i hvilken grad polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og bly har noen betydning for bruken av Farris som drikkevannskilde.

Ved siden av å undersøke konsentrasjonsnivåene av disse stoffer i innsjøens vannmasser og bunnsedimenter, har hensikten vært å fremskaffe data om konsentrasjonsnivåene av slike stoffer i avrenningsvannet fra motorveien E-18 og barkdeponiet ved Vassvik. Disse kildene er blitt betraktet som de viktigste når det gjelder tilførsler av denne type forurensninger til Farris.

Videre har det vært av interesse å finne ut i hvilken grad forholdene i Farris avviker fra forholdene i andre vannforekomster som fortrinnsvis brukes som drikkevannskilder.

Endelig har det vært av interesse å belyse i hvilken grad tilførslene av slike stoffer har endret seg med tiden. Konsentrasjonsnivåene ned gjennom sedimentene vil kunne gi informasjon om dette.

4. Miljøgiftene PAH og bly - kilder og transportveier

4.1. PAH

De primære kilder for PAH-forbindelser er kull- og oljeprodukter, og oppstår ved ufullstendig forbrenning av alle typer organiske forbindelser. Ved oppheting spaltes større organiske molekyler (pyrolyse), og de ofte ustabile spaltingsprodukter kan reagere med hverandre eller andre stoffer til PAH (pyrosyntese). Dette hovedprinsippet omfatter en rekke dannelsesveier, som gir bakgrunnen for at PAH og beslektede heterosykliske stoffer omfatter mange hundre forbindelser (Knutzen 1989).

Naturlig dannelse av PAH-forbindelser menes først og fremst å skje i et reduserende miljø med utgangspunkt i bl.a. at biologiske fargestoffer bygges over en polyaromatisk grunnstruktur (f. eks. forskjellige kinoner). Slike prosesser finner typisk sted i myrer og anaerobe sedimenter, der PAH også er meget stabil.

Bare relativt få PAH-forbindelser dannes i særlige mengder på denne måten. Det beste eksemplet er kanskje perylen, dessuten reten, piantren og enkelte fenantren- og chryenderivater. Naturlig forekommende PAH i kull omfatter reten og metylerte chrysener, picener og fenantrener.

Vulkanutbrudd og særlig skogbranner er sammen med sig fra oljeforekomster, de viktigste årsaker til at man har et naturlig bakgrunnsnivå av en rekke PAH-forbindelser.

Direkte biosyntese ved visse bakterier, alger og høyere planter, har vært hevdet påvist, men bevis materialet er omdiskutert og tvilsomt.

Forekomst av PAH i naturmiljøet innbefattet vannforekomster, skyldes i vesentlig grad antropogene aktiviteter (NRCC 1983). Ufullstendig forbrenning av alle typer organisk materiale, trevirke, fosilt brensel (kull og olje), søppel, bråtebrann osv., er de viktigste aktiviteter.

Kull inneholder en betydelig andel aromater, sammenbundet til et polymert materiale. PAH ekstraheres derfor bare vanskelig fra kull, men forbindelsene frigjøres/dannes når kull varmes opp eller prosesseres.

Råolje inneholder en varierende mengde PAH (<1 - 10 %) og med et klart høyere innhold av alkylerte PAH enn i produktene fra ufullstendig forbrenning, der usubstituerte molekyler dominerer. Etter raffinering er PAH oppkonsentrert i de tyngre fraksjonene (bunkersolje, asfalt).

Naturgass kan også være en forurensningskilde for PAH.

Sivilisatoriske kilder omfatter først og fremst bruk av fossilt brensel, enten for oppvarming og strømforsyning eller i forbindelse med industri, spesielt en del typer smelteverk, kull og koksproduksjon og raffinerier. Bilavgasser og asfaltslitasje er også betydelige kilder.

Til vann kommer PAH som direkte atmosfærisk nedfall, ved avrenning fra landområder, oljespill, med kloakkutslipp og med industrielt spillvann. Fordi PAH er lite løselig i vann, er stoffene primært assosiert med uorganiske og organiske partikler i suspensjon og gjenfinnes derfor i størst mengde i sedimenter (NRCC 1983). De høymolekylære forbindelsene som pyren, perylen, fluoranten inngår sterkere forbindelser med partikulært materiale enn de lavmolekylære forbindelsene f, eks, naftalenene (NRCC 1983). I vannfasen vil derfor de lavmolekylære forbindelsene som regel dominere.

I mørket, ved lave temperaturer og under anaerobe betingelser er PAH-forbindelsene persistente og brytes i liten grad ned (Knutzen 1995). I vann og sedimenter blir de lavmolekylære forbindelsene som f. eks. naftalen omsatt og nedbrutt biologisk. De høymolekylære forbindelsene blir derimot meget vanskelig biologisk omsatt eller nedbrutt. Det er de høymolekylære forbindelsene som er av størst interesse fordi flere av disse er potensielt kreftfremkallende.

I Norge er PAH-konsentrasjonen i sedimenter fra uberørte innsjøer dårlig dokumentert. Knutzen (1989) antyder at total PAH i overflatesedimenter som antas å være utenfor innflytelse av utslipp til vann, går over mer enn to størrelsesordener. Han fant det derfor ikke mulig å operere med et praktisk anvendelig bakgrunnsintervall. van de Meent m/fl (1990) har gitt noen eksempler på maksimale akseptable risikonivåer (MAR) for PAH-

komponenter i ferskvannssedimenter og eksempler på bakgrunnsverdier i "preantropogene" Rhinsedimenter:

PAH-komponenter (Benevning: µg/kg tørrvekt)	MAR	"Bakgrunn"
Antracen	5.200	20
Benzo(a)antracen	2.000	1
Benzo(k)fluoranten	2.500	5
Benzo(g,h,i)perylene	2.000	3
Benzo(a)pyren	2.500	4
Chrysen	2.000	5
Fenantren	4.600	30
Fluoranten	1.300	10
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2.500	
Naftalen	1.300	

Det tas forbehold både om MAR-verdiene og bakgrunnsverdienes størrelsesorden når det gjelder PAH- nivåene i sedimenter fra norske innsjøer.

Tabell 4.1 viser noen PAH-resultater som er oppgitt av CCEM (1987) for overflatekilder i den atlantiske region av Canada.

Tabell 4.1. Konsentrasjonsnivåer for noen PAH-forbindelser i vann i de atlantiske områder av Canada (CCEM 1987). Prøvene er tatt i tidsrommet 1980 - 1981.

PAH	Kons. ng/l	Detek.gr. ng/l	Antall prøver
Benzo(a)pyren	3	0.2	61
Fluoranten	5 - 10	0.3	56
Benzo(b)fluoranten	<3	0.5	61
Benzo(k)fluoranten	<2	0.2	61
Benzo(g,h,i)perylene	<6	0.6	61
Indenol(1,2,3-ed)perylene	3 - 6	1.5	58

I dette området av Canada er det betydelig industri og vannforekomstene kan derfor være påvirket av luftbårne antropogene forurensninger.

4.2. Bly

I naturen forekommer bly i vesentlig grad som blyglans (PbS). I Norge er blyholdig bergarter meget sjeldne. På Hadeland var det i sin tid en blygruve som ble nedlagt p.g.a. dårlig lønnsomhet. Av blyforekomster forøvrig kan nevnes et område nord for Gjøvik. Blyglans kan imidlertid forekomme som "forurensende krystaller" i svovelkis eller pyrit (FeS₂). Ved røsting av denne malmtypen, kan således små mengder blyforurensninger oppstå. Avrenning fra naturlige blyforekomster og bergverksdrift er sannsynligvis liten i forhold til forurensningstilførsler fra andre kilder.

Av antropogene forurensningskilder er det bruk av fossilt brensel som er av størst betydning. I Canada er man kommet frem til at hele 61 % av tilførselen av bly til vannforekomster skyldes fossilt brensel (CCEM 1987). Dessuten tilføres bly via kommunalt og industrielt avløpsvann.

I følge Rognerud og Fjeld (1990), har blyinnholdet i sedimentene i upåvirkede innsjøer økt betydelig i den etterindustrielle periode. Forbrenning av kull og blyholdig bensin nevnes som de viktigste kilder. Blyforurensningene tilføres vassdragene i vesentlig grad via nedbør og atmosfæriske tørravsetninger. I de siste 10 - 15 år har de atmosfæriske deponeringer avtatt, særlig i det sydlige Norge. Langs veier og i urbane områder er tilførsler av blyforurenset overflatevann av størst betydning.

Undersøkelser som er gjort i 90-årene (Bækken 1992, Bækken 1993, Veglaboratoriet 1994) har vist at veitrafikk kan medføre betydelige tilførsler av forurensninger til de nærmeste omgivelser. Av tungmetallene som tilføres er bly det mest dominerende. En undersøkelse av vannkvaliteten i Padderudvannet som ligger kloss inntil E-18 i Asker, viste at konsentrasjonen av bly og også kadmium var betydelig høyere enn i Sems vann som anses ikke å være påvirket av veitrafikk. Overflatesedimentene i Padderudvannet hadde også forhøyede konsentrasjoner. Til tross for at blyinnholdet i bensin har avtatt i de senere år, er konsentrasjonen i avrenningsvannet fra veier - veigrøftene - relativt høy. Dette kan skyldes at bly i vesentlig grad forefinnes komplekst bundet til partikler. Det vil derfor ta noen tid før blyinnholdet i veigrøftene og veiskuldrene er radikalt redusert.

5. Undersøkelsesopplegg

5.1. Prøvetakingsstasjoner

Det er samlet inn prøver fra følgende steder:

Bekker:

- St. 1: Vassvikbekken ved vinkeloverløp (vannføringsstasjon)
- St. 2: Veigrøft E 18 på motsatt side av barkfyllingen (prøvene er ikke påvirket av barkfyllingen)
- St. 3: Referansestasjon - upåvirket bekk som renner sammen med Vassvikbekken

Farris:

Vannprøver

- Vannprøver ble samlet inn fra St. III og St. V (fig. 5.1) fra overflate- (0.5 m) og dyplagene (120 m på st. III og 50 m på st. V).

Sedimentprøver, kjerner (fig. 5.1):

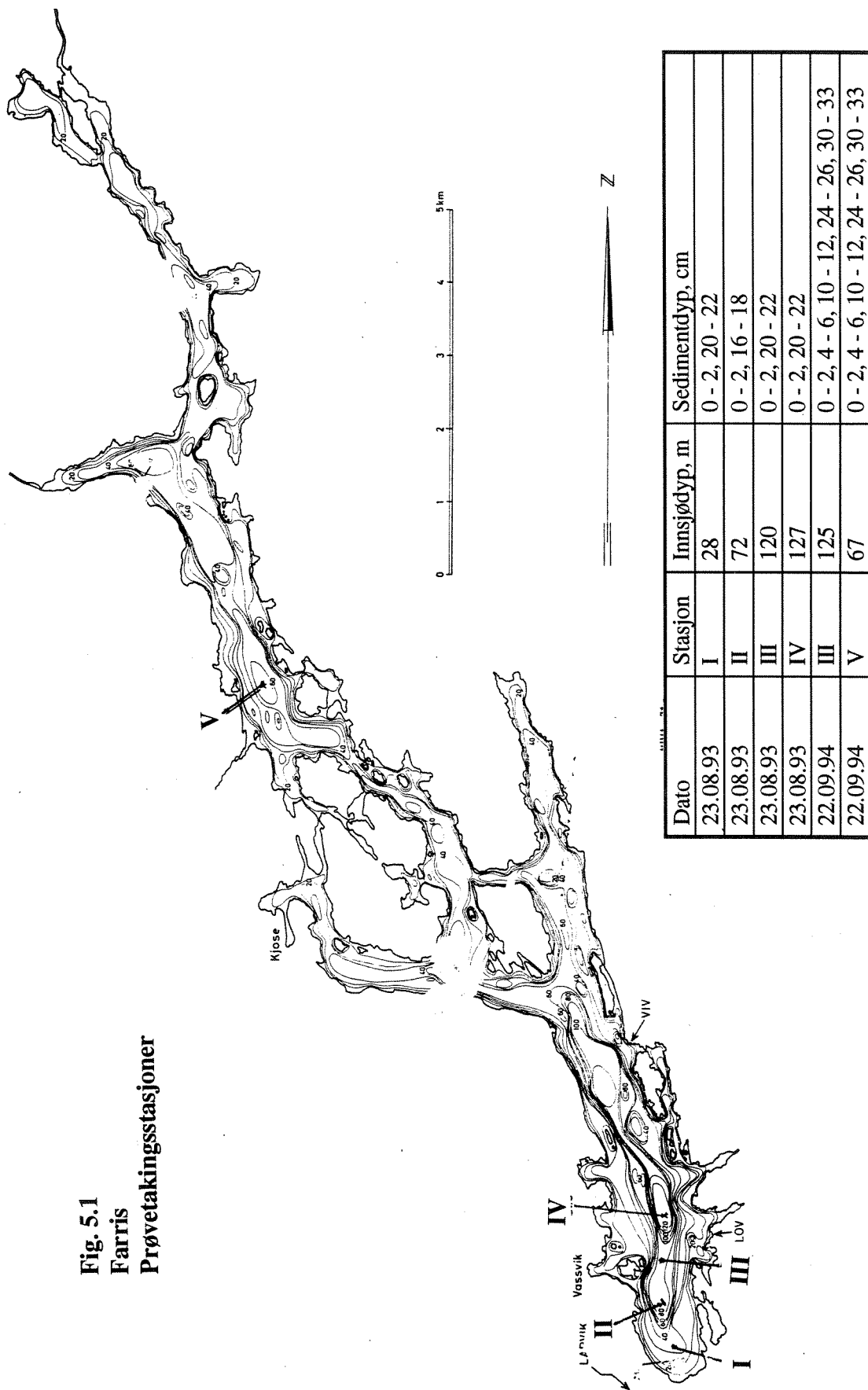
- Den 23.08.93 ble det tatt sedimentprøver fra st. I, II, III og IV i det sydlige området av innsjøen. Det ble tatt prøver fra sjiktene 0 - 2 cm og fra 20 - 22 cm (16 - 18 cm på st. IV).

Den 22.09.94 ble det tatt prøver fra st. III og st. V. St. III ligger i det dypeste området i syd, og st. V i et dypområde lengere nord. På st. III ble det tatt 2 kjerner og på st. V seks. På laboratoriet ble kjernene (søylene) splittet i sjiktene:

0 - 2 cm
4 - 6 cm
10 - 12 cm
24 - 26 cm
30 - 33 cm

På begge stasjoner ble det laget blandprøver fra hvert sjikt av de respektive søyler.

Fig. 5.1
Farris
Prøvetakingsstasjoner



5.2. Prøvetakingstidspunkt

Det ble samlet inn prøver både i 1993 og i 1994.

Fra bekkene ble det i 1993 samlet inn prøver den 16.02. 24.03 og 24.08. Sedimentprøver fra innsjøen, st. I, II, III og IV (sedimentsjikt 0 - 2 og 20 - 22 cm), ble tatt den 23.08. Det ble ikke tatt vannprøver fra innsjøen ved denne anledning.

I 1994 ble det samlet inn prøver kun en gang både fra bekkene, og fra vann og sedimenter på st. III og st V i innsjøen (sedimentsjikt 0 - 2, 4 - 6, 10 - 12, 24 - 26 og 30 - 33 cm).

5.3. Parametre

Vannprøvene fra bekkene ble i 1993 analysert på PAH og i 1994 på bly.

Vannprøvene fra innsjøen (1994) ble analysert på PAH og bly.

Sedimentprøvene (st. I, II, III og IV, begge snitt) ble i 1993 analysert på PAH og bly. I 1994 ble alle snitt (st. III og V) analysert på PAH, bly, total tørrstoff (TTS), TOC og litium.

Tabell 5.1 gir en oversikt over tidspunkter for prøvetaking, og parametre.

Tabell 5.1. Prøvetakingssteder, tidspunkter og parametre

Vassvikbekk (st.1), veigrøft (st.2), referansebekk (st.3)			
Dato	Stasjoner	Prøvedyp	Parametre
16.02.93	1, 2, 3	overflate	PAH
24.03.93	1, 2, 3	overflate	PAH
24.08.93	1, 2, 3	overflate	PAH
22.09.94	1, 2, 3	overflate	bly
Innsjøprøver, st. III syd og V nord			
Dato	Stasjoner	Innsjødyb, m	Parametre
22.09.94	III, V	0.5 og 120 på III, 0.5 og 50 på V	PAH, bly
Innsjøsedimenter, (I, II, III, IV syd og V nord)			
Dato	Stasjoner	Sedimentsjikt, cm	Parametre
23.08.93	I, II, III, IV	0-2, 20-22 (16-18 på IV)	PAH, bly
22.09.94	III, V	0-2, 4-6, 10-12, 24-26, 30-33	PAH, bly, litium, TOC, TTS

5.4. Metoder

6.4.1. Prøvetaking

Vannet fra bekkene ble fylt direkte i flasken, spesialvasket 10 l glassflaske for PAH, spesielle engangs plastflaske (100 ml) for bly og litium. Prøver for TOC og TTS - analyser ble tatt på vanlige 1 liters plastflasker.

Innsjøprøvene ble tatt med Ruttner vannhenter som består av pleksiglass.

Sedimentprøvene ble i 1993 tatt med en rørhenter med indre diameter på 50 mm (Skogheim 1979). I 1994 ble sedimentprøvene tatt med en svenskutviklet henter, Limnos sedimentprovtakare. Dette er også en rørhenter hvor røret har en noe større diameter enn Skogheims. Begge prøvetakere er konstruert for å ta opp uforstyrrede sedimentkjerner. Kjernen ble splittet i 2 cm tykke sjikt (se tab. 5.1).

5.4.2. Analysemetoder

PAH:

De analysemetoder som er benyttet er beskrevet av Berglind og Gjessing (1980) og kan kort sammenfattes på følgende måte:

1. Ekstraksjon av PAH fra prøven (vann og sedimenter)
2. Rensing av ekstrakt for fjerning av forstyrrende stoffer
3. Separasjon av PAH-forbindelsene på GC-FID og GC-MSD
4. Identifikasjon og kvantifisering av de ulike PAH.

Vannprøvene ble ekstrahert i prøveflaskene med cyklohexan vha. magnetrører.

Ekstraktene ble deretter redusert i volum og renset på silicagel før analyse.

Sedimentprøvene ble etter frysetørring, ekstrahert i Soxhletapparat med cyklohexan.

Ekstraktene ble renset ved partisjonering med N,N-dimetylformamid (DMF). Deretter ble ekstraktene renset på silicagel.

Den gasskromatografiske separasjon ble utført på gasskromatograf (Hewlett Packard 5890 Series II) utstyrt med glasskapilarkolonne og masseselektiv detektor (MSD).

Forbindelsene ble identifisert ut fra retensjonstider og selektive ioner. Kvantifiseringen skjedde ut fra indre standarder som ble tilsatt prøvene før ekstraksjon.

Bly i vann, NS 4780/81:

En innveid eller utpipetert mengde prøve oppsluttes med salpetersyre i autoklav ved 120 °C. Selve bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn.

Bly og litium i sediment, NS 4780/81:

Maks. 200 mg frysetørket, homogenisert sedimentprøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes kongevann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn,

lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metallene foretas på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn. En reanalyse av 1994-prøvene gav omtrent samme resultater som ved første analyse.

Total tørrstoff (TTS):

En kjent mengde prøve tørkes til tørrhet ved 105 °C, og den gjenværende rest veies. Verdiene angis som mg/kg våtvekt.

Total organisk karbon (TOC):

Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N₂-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program.

6. Resultater

6.1 Tilløpsbekkene og i Farris (st. III og V)

PAH:

Resultatene av PAH-analysene fra bekkene, Vassvikbekken, Veigrøft E-18 og referansebekk, er vist i Vedlegg 1, tabell B1, B2 og B3. Resultatene fra vann fra Farris er gitt i Vedlegg 1, tabell V1.

Tabell 6.1 gir en oversikt over total PAH, egentlige PAH-komponenter, total potensiell kreftfremkallende komponenter (KPAH) og benzo(a)pyren som helsemyndighetene anvender som parameter ved fastsettelse av normer for drikkevann.

Tabell 6.1. PAH-verdier i bekker, 1993.

Benevnning: nannogram/l (ng/l).

St.1 Vassvikbekken nedstr. barkf., St.2 Veigrøft ved E 18, St.3 Referansebekk

Stasjon	Dato	Tot. PAH	Egentl. PAH	Tot. KPAH	B(a)pyren
1	16/2	362	78	0	0
2	16/2	61	46	9	2
3	16/2	26	15	0	0
1	24/3	288.1	90.2	0	0
2	24/3	152	80.4	19.9	3.7
3	15/4	35.2	2.8	0	0
1	24/8	684.2	78	0.2	0
2	24/8	65.4	46	14.6	2.4
3	24/8	10.5	15	0.2	0

Tot PAH = Total PAH,

Egentl. PAH = PAH-komponenter fra og med fluoren (oljebasert PAH),.

Tot. KPAH = Total potensiell kreftfremkallende.

B(a)pyren = Benzo(a)pyren.

De høye verdier for total PAH i Vassvikbekken (tab. 6.1 og fig. 6.1) skyldes i vesentlig grad høyt innhold av naftalener som ikke betraktes å være kreftfremkallende. De egentlige PAH-komponenter er høyest i Vassvikbekken, men verdiene i veigrøfta er også betydelig høyere enn i referansebekken. Kreftfremkallende PAH-komponenter (KPAH) ble påvist i veigrøfta (st. 2), men praktisk talt ikke påvist i Vassvikbekken og i referansebekken. Verdiene for KPAH var i alle bekker langt lavere enn 200 ng/l som i mange land, bl. a. EU (EU-norm), anvender som grenseverdi for drikkevann.

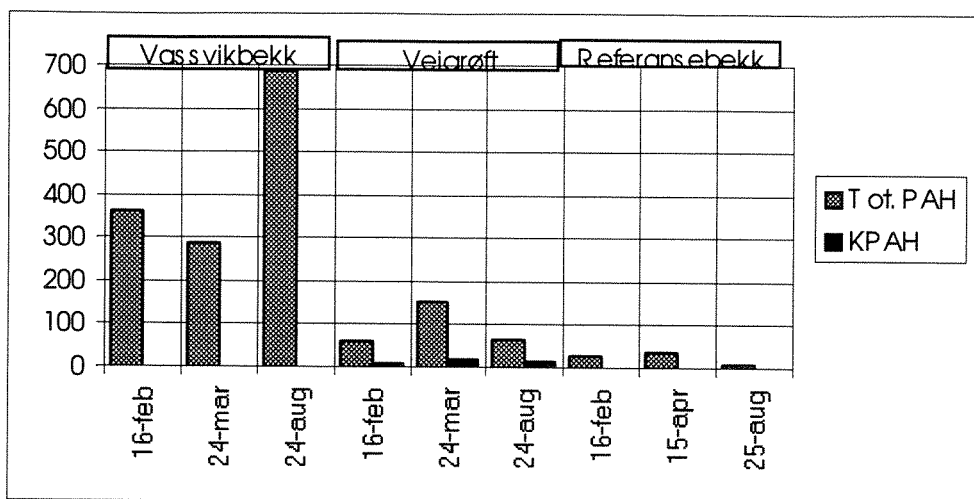


Fig. 6.1. PAH-resultater fra bekkene, ng/l

Benzo(a)pyren ble overhode ikke påvist i Vassvik- og referanse-bekken. Den høyeste målte verdi for benzo(a)pyren i veigrøfta var 3.7 nannogram/l. I henhold til Verdens Helseorganisasjon (WHO) og de norske drikkevannsforskrifter skal konsentrasjonen av benzo(a)pyren i drikkevann være mindre enn 10 nannogram/l.

Konsentrasjonene av PAH var meget lave på begge prøvesteder i Farris (tab. 6.2). Verdiene for total PAH og de kreftfremkallende fraksjoner var høyest på st. III (syd). Benzo(a)pyren ble ikke påvist i noen av prøvene. Konsentrasjonene av PAH var langt lavere enn det som oppgis som normer i de norske drikkevannsforskrifter.

Tabell 6.2. PAH-konsentrasjoner i Farris 22. sept. 1994

Benevning: ng/l

St. V, Farris nord. St. III, Farris syd.

Stasjon	Dato	Tot. PAH	Egentl. PAH	Tot. KPAH	B(a)pyren
St. V, 0.5 m	22.09.94	5.3	4.8	0.5	0
St. V, 50 m	22.09.94	4.8	4.8	1.4	0
St. III, 0,5 m	22.09.94	5.6	5	0.6	0
St. III, 120 m	22.09.94	9.3	9.3	2.4	0

Tot PAH = Total PAH.

Egentl. PAH = PAH-komponenter fra og med fluoren (oljebasert PAH).

Tot. KPAH = Total potensiell kreftfremkallende PAH.

B(a)pyren = Benzo(a)pyren.

Bly:

Vannets innhold av bly ble målt den 22.09.94. Resultatene er gitt i tabell 6.3.

Tabell 6.3. Blyinnholdet i vann fra Vassvikbekken, veigrøft E-18, referansebekk og st. III og V i Farrisvannet. Prøvene ble tatt 22.09.94. Benevnning µg Pb/l.

Prøvested	Resultat
St. 1, Vassvikbekken	<0.5
St. 2, avrenning fra motorvei	1.1
St. 3, referansebekk	<0.5
Farris, st. V (nord), 0.5 m	<0.5
Farris, st. V (nord), 50 m	<0.5
Farris, st. III (syd), 0.5 m	<0.5
Farris, st. III (syd), 120 m	<0.5

Blykonsentrasjonene var lave på alle stasjoner. Forurensninger fra motorveien kunne spores i veigrøfta, men verdien var lav (tilstandsklasse II i henhold til SFTs klassifiseringssystem). - EU-normen for drikkevann er 50 µg Pb/l, som også er i overensstemmelse med de norske drikkevannsforskrifter.

6.2. Sedimentkjerner

6.2.1. Sedimentenes utseende

Alle prøvene (sjiktene) som ble tatt den 23.08.93 hadde et brunsvart utseende.

Sedimentkjernen som ble tatt på st. III den 22.09.94 hadde en tydelig sjiktning:

0 - 2 cm - brunsvart,
 2 - 5 cm - lysere brunt,
 5 - 13 cm - mørkbrunt, "luftig",
 13 - 18 cm - brungrå, "kompakt",
 under 18 cm - lysegrå, "kompakt".

På st. V var sedimentkjernene jevnt brunsvart og uten tydelig sjiktning.

6.2.2. Totalt tørrstoff (TTS)

Sedimentenes tørrstoffinnhold på st. III og st. V den 22.09.94, går frem av tabell 6.4 og fig. 6.2.

Tabell 6.4. Analyseresultater fra sedimentprøver fra Farris den 22.09.94

Dyp, cm	Stasjon V				Stasjon III			
	TTS	TOC	Litium	Bly	TTS	TOC	Litium	Bly
	g/kg	µg/mg	µg/g	µg/g	g/kg	µg/mg	µg/g	µg/g
0-2	17.1	127	10	133	24.3	110	19	173
4-6	52.4	135	18	209	71.7	124	24	285
10-12	69	150	15	373	73.2	119	24	426
24-26	193	135	18	133	165	81.5	34.5	139
30-33	128	139	16	96	155	97.3	24.5	115

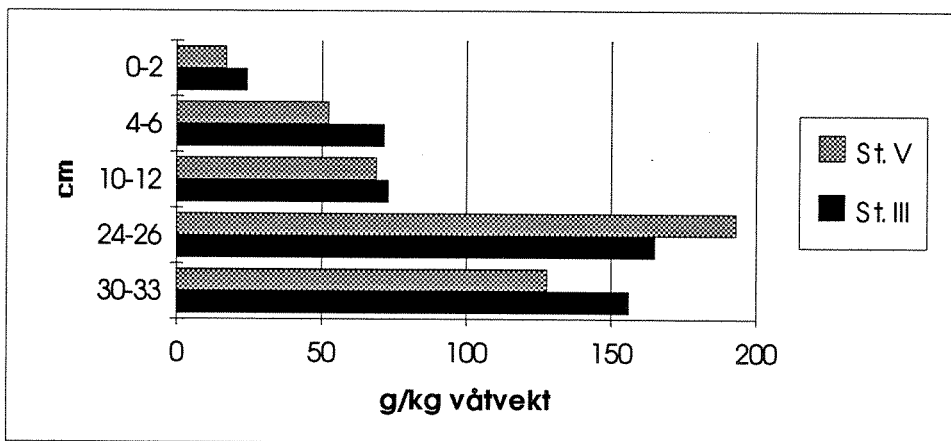


Fig. 6.2. Farris. Sedimentenes tørrstoffinnhold den 22.09.94.

Gradienten for sedimentenes tørrstoffinnhold er den samme på de to stasjoner. Konsentrasjonsnivåene er heller ikke vesentlig forskjellig. Resultatene viser hvordan vanninnholdet i sedimentene avtar nedover i sedimentkjernene. Vanninnholdet i dypsedimentene er således lite i forhold til i overflatesedimentene.

6.2.3. Total organisk karbon (TOC)

Sedimentenes innhold av total organisk karbon på st. III og st. V den 22.09.94, går frem av tabell 6.3 og fig. 6.3.

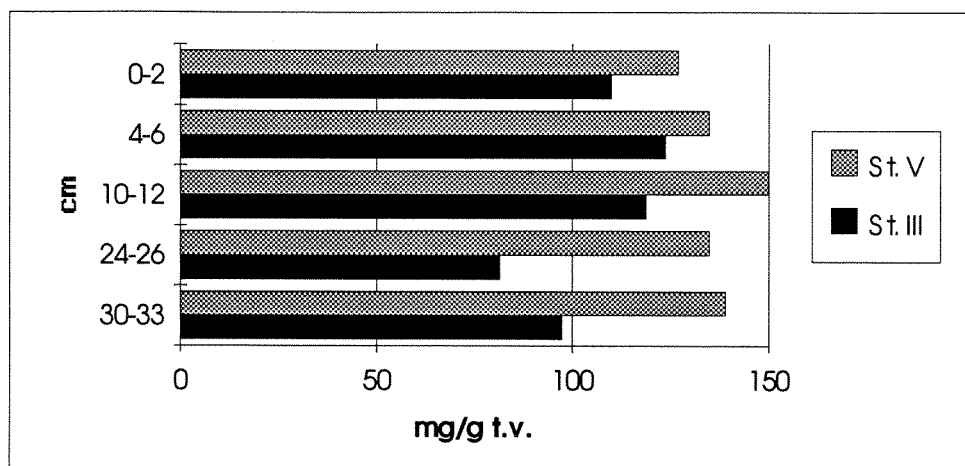


Fig. 6.3. Farris. TOC i sedimenter den 22.09.94

På alle dybdenivåer i sedimentkjernene var innholdet av total organisk karbon (TOC) til dels betydelig høyere på st. V (nord) enn på st. III (syd). Det er ingen markerte konsentrasjonsgradienter nedgjennom sedimentene.

6.2.4. Bly

Analyseresultatene av blyprøvene som ble tatt i sedimentene 23.08.93 er vist i tabell 6.5 og fig. 6.4.

Tabell 6.5. Bly i sedimenter 23.08.93, $\mu\text{g Pb/g}$ tørrvekt

Stasjon	Sedimentsjikt i cm.	$\mu\text{g Pb/g}$ tørrvekt
St. I	0 - 2	172
St. I	20 - 22	33
St. II	0 - 2	322
St. II	16 - 18	34.3
St. III	0 - 2	400
St. III	20 - 22	105
St. IV	0 - 2	312
St. IV	20 - 22	30

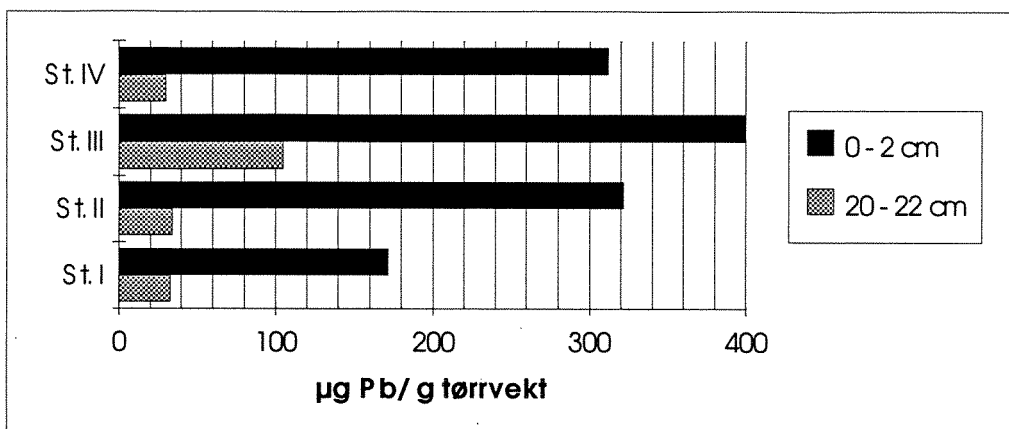


Fig. 6.4. Farris, sydlige område. Bly i overflate og dypsediment 23.08.93

På alle stasjoner var blykonsentrasjonen i overflatesedimentene (0 - 2 cm sjiktet) langt høyere enn i sjiktet mellom 20 og 22 cm (16 - 18 cm på st. IV). Dessuten var konsentrasjonene høyest i innsjøens dypeste område (st. III). Dette betyr at blytilførselen til innsjøen har økt kraftig siden sedimentene på 20 - 22 cm dyp ble dannet. I denne type innsjøer er sedimentasjonshastigheten mindre enn 1 mm pr. år, dvs. at prøvene fra dypsedimentene må minst være 250 - 300 år gamle. Konsentrasjonen i sedimentene er høyest der innsjøen er dypest. Dette er et vanlig fenomen i innsjøer, og skyldes en såkalt akkumulasjonseffekt - sediment i grunnere områder vil i noen grad resuspendere og således gradvis søke mot større dyp.

For å kunne beskrive hvordan blyinnholdet ned gjennom sedimentene varierte eller hvordan blytilførselen har endret seg med tiden, ble det den 22.09.94 tatt prøver i flere sedimentdyp på st. III, dvs. i samme området som i 1993. Tilsvarende prøver ble tatt på st. V lengere nord i innsjøen (se fig. 5.1). Analyseresultatene av disse prøvene er gitt i tabell 6.4 og fig. 6.5.

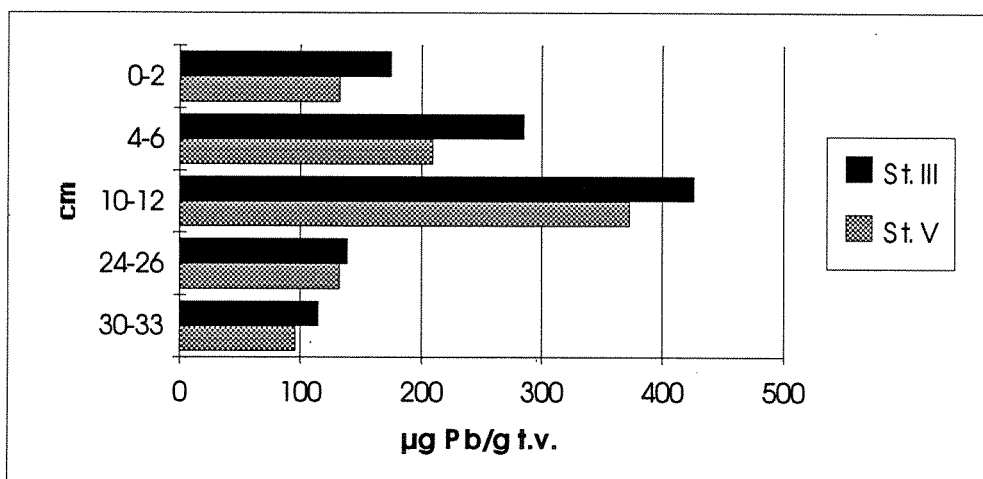


Fig 6.5. Farris. Bly i sedimenter den 22.09.94.

I sedimentkjernene både fra st. III og st. V, økte blyinnholdet fra sedimentoverflaten ned til 10 - 12 cm dyp. Under 24 cm sedimentdyp var konsentrasjonen lavere - laveste verdier på det største sedimentdyp. Konsentrasjonsforløpet var det samme på begge stasjoner, men konsentrasjonene var jevnt over noe lavere på st. V (nord) enn på st. III (syd). Blykonsentrasjonen i overflatesedimentene på st. III var imidlertid lavere i 1994 enn i 1993. Prøvene ble neppe tatt eksakt på samme sted ved de to prøvetakinger. Ujevn bunntopografi og ujevn fordeling av bly i sedimentene kan være årsaken. I hvilken grad bruken av ulike prøvetakere har hatt noen betydning, er ikke kjent, men anses som tvilsomt. I dypsedimentene var konsentrasjonene begge år av samme størrelsesorden.

6.2.5. Litium

Sedimentprøvenes innhold av litium på st. III og st. V den 22.09.94, går frem av tabell 6.4 og fig. 6.6.

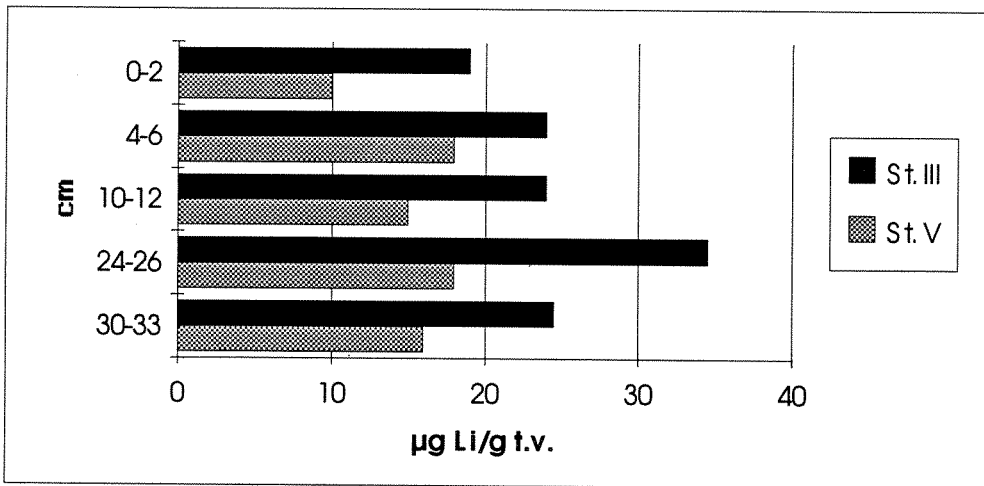


Fig. 6.6. Farris. Litium i sedimenter den 22.09.94

Analyseresultatene viser at sedimentene i de sydlige områder av innsjøen (st. III) hadde et betydelig høyere innhold av litium enn sedimentene lengere nord (st. V). Innholdet var på begge stasjoner lavest i sedimentoverflaten. Den høyeste verdi på st. III ble målt i sedimentsjiktet 24 - 26 cm.

Litium er et alkalimetall og forekommer i meget små mengder i naturlig ferskvann.

6.2.6. PAH

Analyseresultatene for PAH i sedimentkjernene fra 23.08.93 og 22.09.94 er gitt i Vedlegg I, hhv. tabell V5 og tabellene V6 og V7.

Verdiene for tot PAH, tot KPAH, benzo(b)fluoranten, benzo(a)pyren og perylen er gitt i tabell 6.6.

Tabell 6.6. Konsentrasjoner av PAH-komponenter i sedimenter fra Farris, 23.08.93 og 22.09.94. Benevning:
µg/kg tørrvekt

St. og sed.- sjikt i cm	Innsjø- dyp, m	Dato	Tot. PAH	Tot. KPAH	B(b)fluor.	B(a)pyren	Perylen
I; 0 - 2	28	23.08.93	6037	3422	2043	198	492
II; 0 - 2	72	23.08.93	10114	6211	3404	337	161
III; 0 - 2	120	23.08.93	12049	6879	3389	346	711
IV; 0 - 2	27	23.08.93	8690	4678	2195	262	116
I; 20 - 22	28	23.08.93	37	5	5	<5	25
II; 20 - 22	72	23.08.93	1341	16	10	<5	1225
III; 20 - 22	120	23.08.93	4945	542	234	38	3513
IV; 16 - 18	27	23.08.93	264	24	24	<5	197
III; 0 - 2	125	22.09.94	6626	3936	2379	264	130
III; 4 - 6	125	22.09.94	7972	4612	2360	299	260
III; 10 - 12	125	22.09.94	20032	11817	6256	624	831
III; 24 - 26	125	22.09.94	5884	2309	1364	146	2934
III; 30 - 33	125	22.09.94	5144	862	502	61	3556
V; 0 - 2	67	22.09.94	2368	1172	552	102	33
V; 4 - 6	67	22.09.94	4325	2252	1089	180	196
V; 10 - 12	67	22.09.94	17723	9979	5174	614	935
V; 24 - 26	67	22.09.94	6306	1449	810	102	3533
V; 30 - 33	67	22.09.94	5855	430	231	46	4685

6.2.4.1. Resultater 23.08.93

Den 23.08.93 ble det tatt prøver fra overflatesedimentene, 0 - 2 cm og fra sedimentene i 20 - 22 cm dyp (16 - 18 cm på st. IV). Variasjonene i konsentrasjonene av tot PAH, KPAH (potensielt kreftfremkallende), benzo(b)fluoranten, benzo(a)pyren og perylen er fremstilt grafisk i fig. 6.7.

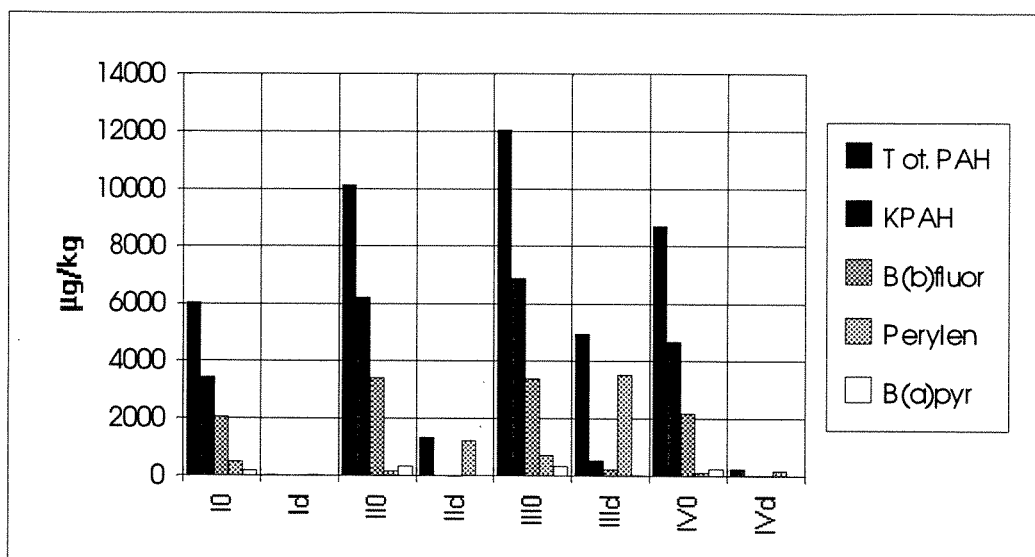


Fig. 6.7. PAH i sedimenter fra de sydlige områder av Farris, 23.08.93. 0 angir overflatesedimentene, sjiktet 0 - 2 cm. d angir sjiktet 20 - 22 cm sedimentdybde (16 - 18 på st. IV).

På alle stasjoner var konsentrasjonene i overflatesedimentene langt høyere enn i dypet. Dessuten var konsentrasjonene høyest (12049 µg tot PAH/kg t.v.) der innsjøen var dypest. Til sammenligning kan nevnes at den høyeste verdi som ble målt i overflatesedimentene i 1983 (Holtan m. fl. 1984) var 15556 µg tot PAH/kg t.v.

Mellom 50 og 60 % av total PAH i overflatesedimenten på alle stasjoner, besto av potensielt kreftfremkallende komponenter (KPAH) - av disse var benzo(b)fluoranten dominerende (ca. halvparten). Andelen av perylen i overflatesedimentenes PAH-innhold varierte mellom 1 og 8 %.

PAH-innholdet i de dypere liggende sedimenter (fig. 6.8) varierte sterkt, og på stasjonene med minst innsjødyb (I og IV), var PAH-konsentrasjonene i dypsiktet meget lave. I dypsedimentene var KPAH-andelen lav (fra 1 til 14 %), og konsentrasjonen av benzo(a)pyren var lavere enn metodens deteksjonsgrense, bortsett fra på st. III (38 µg/kg t.v.). Her besto PAH-innholdet i vesentlig grad (70 til 90 %) av perylen, som antas blir dannet naturlig (CCEM 1987).

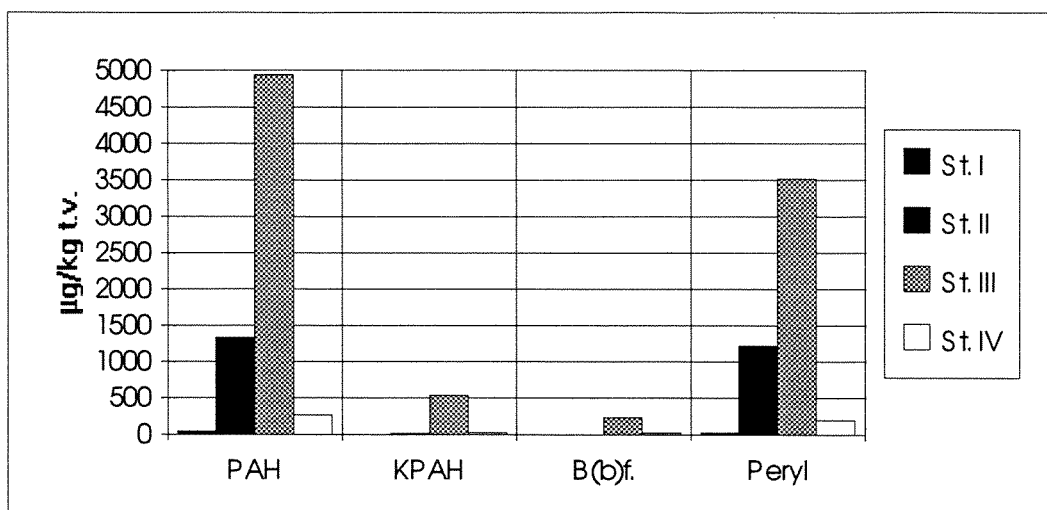


Fig. 6.8. PAH-komponenter i dypsedimenter (20 - 22 cm) den 23.08.93. B(b)f = benzo(b)fluoranten, Peryl = perylen.

6.2.6.2. Resultater 22.09.94

Den 22.09.94 ble det tatt sedimentprøver fra det dypeste området (st. III - 125 m) i syd og fra st. V i nord, hvor innsjødyppet er 67 m.

Analyseresultatene av total PAH, KPAH, benzo(b)fluoranten, benzo(a)pyren og perylen er gitt i tabell 6.6. Resultatene er også vist i fig. 6.9 og 6.10.

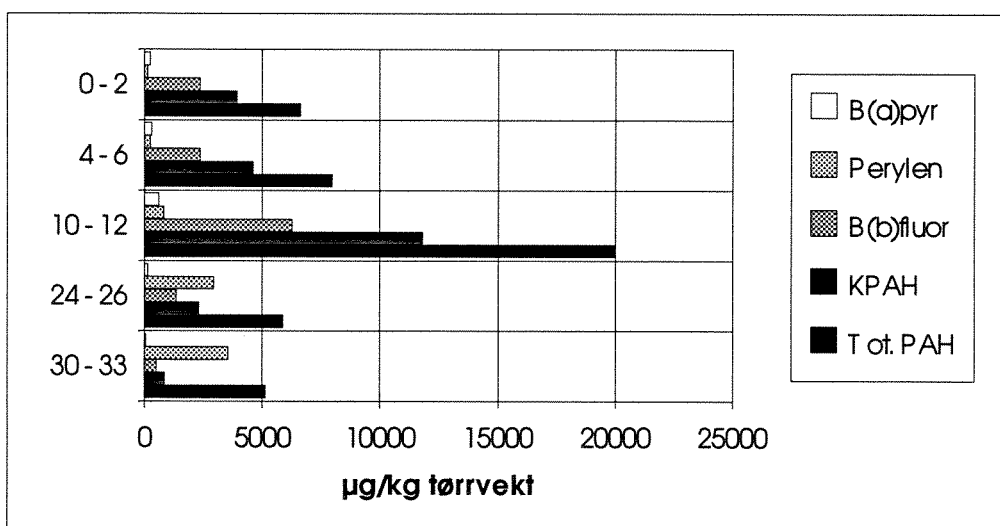


Fig. 6.9. Farris, st. III (syd). PAH i de ulike sedimentsjikt (cm).

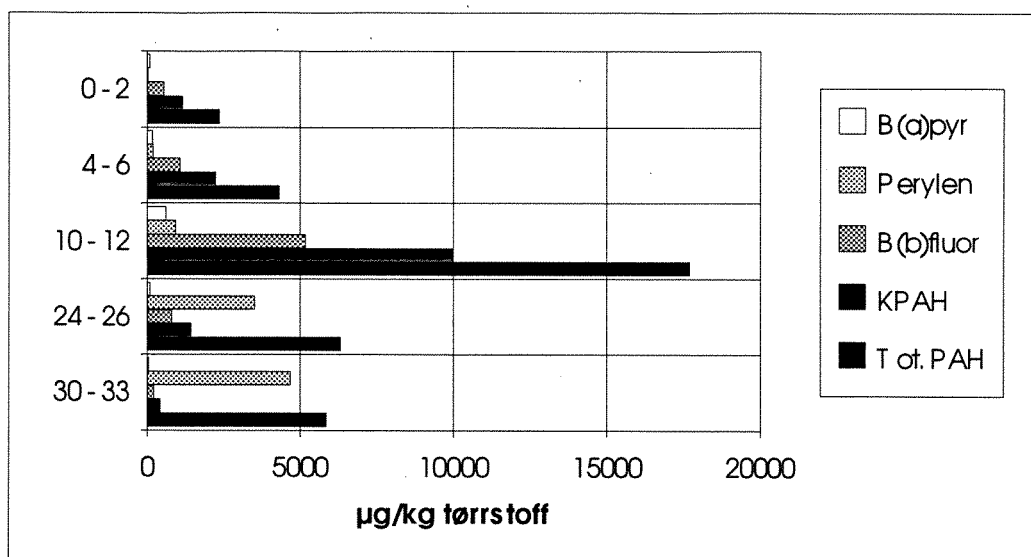


Fig. 6.10. Farris, st. V (nord). PAH i de ulike sedimentsjikt (cm).

Fordelingen av PAH-konsentrasjonene ned gjennom sedimenmtene er den samme på begge stasjoner. Fra sedimentoverflaten og ned til 10 - 12 cm-sjiktet var det en kraftig økning i konsentrasjonen både av total PAH og KPAH. Konsentrasjonene av total PAH i de to øverste sedimentsjikt var betydelig høyere på st. III enn på st. V, mens konsentrasjonen var av samme størrelsesorden i de dypere liggende sedimentsjikt. Imidlertid var konsentrasjonen av tot PAH i overflatesedimentene også på st. III betydelig lavere (ca. halvparten) enn det som ble målt på tilsvarende sted i 1993. Dette kan, som tidligere nevnt ha sammenheng med ujevn bunntopograf og/eller ujevn fordeling. At det ble brukt to forskjellige prøvetakere de to årene, skulle ha mindre betydning.

I de tre øverste sjiktene var, som for overflatesjiktene i 1993, mellom 50 og 60 % av tot PAH, potensielt kreftfremkallende (KPAH). Av disse utgjorde benzo(b)fluoranten over halvparten. Benzo(a)pyren, som også er kreftfremkallende, var tilstede i alle sjikt, men relativt sett i små mengder. I de to dypest liggende sjiktene (24 - 26 cm og 30 - 33 cm) var perylen, som antas blir dannet naturlig (CCEM 1987), dominerende dvs. mellom 70 og 80 % av tot. PAH i det dypeste sjiktet. Tilsvarende verdier i de tre øverste sjikt varierte fra 1 til 5 %. Dette er i god overensstemmelse med resultatene fra 1993. Den prosentvise fordeling av KPAH, perylen og summen av de resterende PAH-komponenter (RPAH) i de forskjellige sedimentsjikt på de to stasjoner er vist i figurene 6.11 og 6.12.

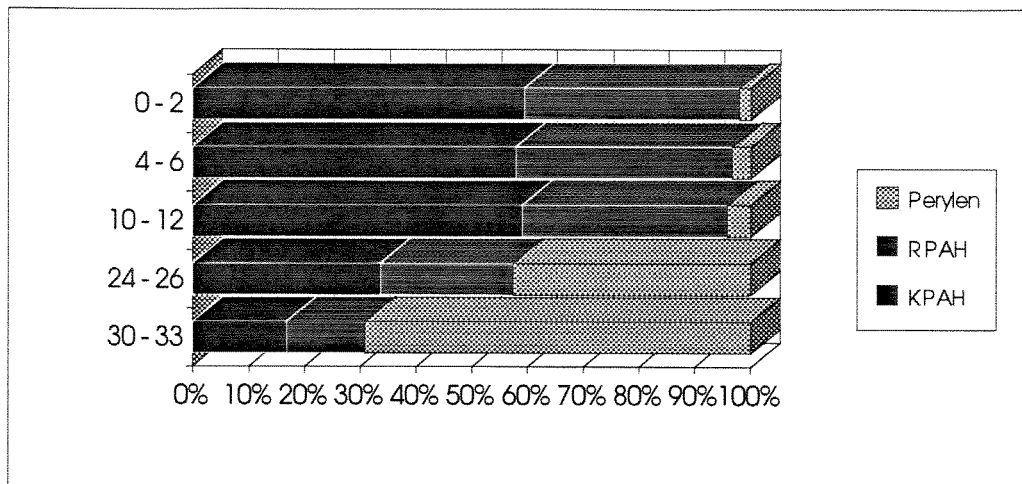


Fig. 6.11. Farris, st. III 22.09.94. Fordeling av PAH-komponenter: perylen, KPAH og rest-PAH (RPAH).

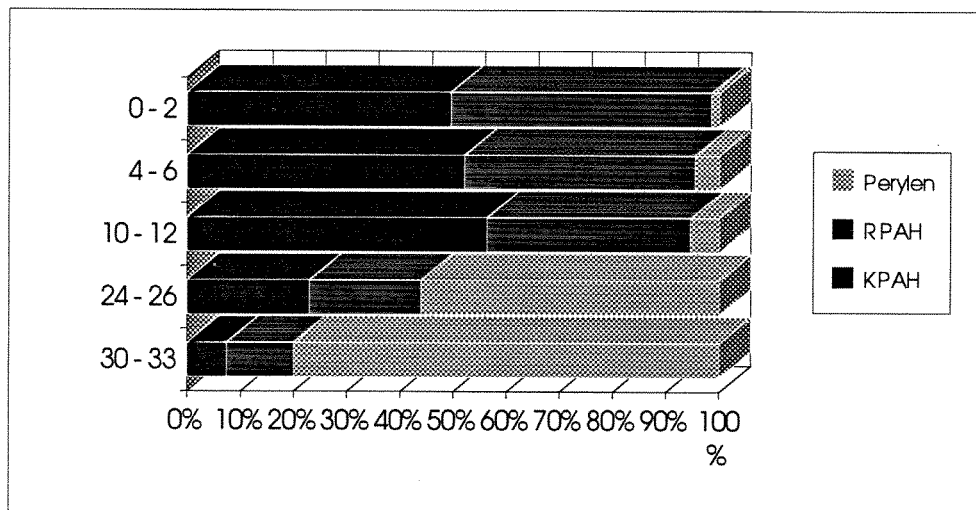


Fig. 6.12. Farris, st. V 22.09.94. Fordeling av PAH-komponenter: perylen, KPAH og rest-PAH (RPAH).

7. Diskusjon

7.1. Miljøgifter i Farris og i tilsigsbekkker

Generelt varierer konsentrasjonen av miljøgifter, som bly og PAH, i elver og innsjøer regionalt sett, og reflekterer vannforekomstenes beliggenhet i forhold til urbane aktiviteter.

Undersøkelser har vist at konsentrasjoner av total PAH i elvevann kan variere mellom 20 og 3790 ng/l (Neff 1979). Knutzen (1989) oppgir at naturlige bakgrunnsverdier i norske ferskvannsforkomster varierer mellom 20 - 50 ng/l total PAH, mens benzo(a)pyren varierer mellom 0.1 og 1 ng/l. Da PAH-forbindelser i vesentlig grad adsorberes til humus og partikulært materiale, vil vannets kvalitet med hensyn til denne type stoffer, ha betydning for PAH-konsentrasjonene.

Nylig er det foretatt en undersøkelse av PAH-innholdet i vann fra Maridalsvassdraget og Femunden. Verdiene for tot. PAH varierte fra 20 til vel 60 ng/l i Maridalsvassdraget og fra 8 til 30 ng/l i Femunden. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren var i de fleste tilfelle 0 og oversteg ikke 0.3 ng/l. (Holtan m. fl. 1994). Verdiene fra Farris ligger som tab. 7.1 viser, lavere enn det som er målt i Maridalsvassdraget, som er drikkevannskilde for Oslo. I Vassvikbekken og i veigrøfta E-18, var konsentrasjonene høyere, men også her var de lavere enn det de norske drikkevannsforskrifter og EU-normer foreskriver (< 10 ng/l benzo(a)pyren og < 200 ng/l KPAH).

Tabell 7.1. PAH i overflatevann, ng/l. E-18 = veigrøft E-18, Vass = Vassvikbekk, Ref. = referansebekk, St. III og V i Farris, Mar.= Maridalsvann (nord), Mo.=Movann, SKJ.=Skjærstjøen, Fem.=Femunden. T. PAH= total PAH, KPAH= potensielt kreftfremkallende, B(b)flu.=benzo(b)fluoranten, B(a)pyr.=benzo(a)pyren.

	E - 18	Vass	Ref.	st. III	st. V	Mar	Mo	Skj.	Fem
T. PAH	93	445	24	5.6	5.3	62.7	36.9	26.4	29.4
KPAH	14.5	0.1	0.1	0.6	0.5	1.2	0.6	0.7	0
B(b)flu				0.4	0.5	0.5	0.4	0.5	0
B(a)pyr	2.7	0	0	0	0	0.2	0.2	0.2	0

Vassvikbekken, som drenerer barkfyllingen ved Vassvik, har langt høyere konsentrasjoner av total PAH enn avrenningsvannet fra motorveien, men avrenningen fra barkdeponiet har lavere konsentrasjoner av potensielle kreftfremkallende komponenter. Dette har sammenheng med at PAH-komponenter som skyldes bilavgasser og asfaltslitasje (oljebasert PAH), i langt større grad består av høymolekylære PAH-forbindelser, hvorav flere er kreftfremkallende (Knutzen 1989). Uten oppgave over avrenningsvannmengden fra veien kontra barkfyllingen, er det vanskelig å ha noen formening om størrelsesfordelingen mellom de to kilder. Dessuten varierer sannsynligvis konsentrasjonen med tiden. Ved siden av denne type kilder, vil også luftforurensninger først og fremst fra nærområdet, bidra til økte konsentrasjoner.

Blykonsentrasjonen i norske vassdrag er vanligvis meget lav. Dette går frem av fig. 7.1 som gjelder vel 150 vassdrag spredt over hele landet. Vassdrag med konsentrasjoner $> 1 \mu\text{g Pb/l}$ drenerer urbane områder. Normalt er bakgrunnsverdien $< 0.4 \mu\text{g Pb/l}$. Biltrafikk og avrenning fra visse industrier anses å være de største forurensningskilder for bly.

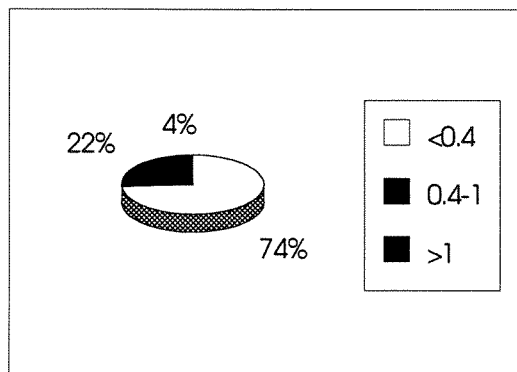


Fig. 7.1. Konsentrasjoner av bly ($\mu\text{g Pb/l}$) i vel 150 norske vassdrag (upublisert materiale).

Bly akkumuleres lett i næringskjeden og høye konsentrasjoner i vann er derfor betenkelig, både fra økologiske og helsemessige synspunkter. I henhold til SFT's klassifiseringssystem (SFT 1993), tilsvarer tilstandsklasse I (beste klasse) konsentrasjoner $< 1 \mu\text{g Pb/l}$, mens klasse II gjelder området $1 - 3 \mu\text{g Pb/l}$. I henhold til de norske drikkevannsforskrifter og EU-direktivene, må drikkevannet ikke inneholde konsentrasjoner $> 50 \mu\text{g Pb/l}$.

Bortsett fra i veigrøfta, E - 18, tilsvarte blykonsentrasjonen i alle prøver normalt bakgrunnsnivå, eller kl. I i SFT's system. I veigrøfta som mottar blytilførsel fra motorveien, var konsentrasjonen noe høyere - kl II i SFT's system. Blykonsentrasjonen i avrenningsvannet fra veien varierer sannsynligvis med tiden, men den vil neppe utgjøre noen trussel for bruken av Farris som drikkevannskilde.

7.2. Miljøgifter i sedimenter

Sedimentene i Farris ned til 33 cm, er preget av organisk materiale, og mellom 10 og 20 % består av organisk karbon. Det er ingen vesentlig variasjon i den organiske andelen nedover i sedimentene, men innslaget øker nordover i innsjøen. Vanninnholdet avtar nedgjennom sedimentene, og avtaket er særlig markert fra 12 til 24 cm sedimentdybde. Under dette dyp var tørrstoffinnholdet mellom 150 - 200 g/kg våtvekt, mens det i overflatesedimentene var ca 20 g/kg våtvekt.

PAH-forbindelsene såvel som bly er lite løselig i vann, men binder seg lett til organiske og uorganiske partikler. Bly brytes overhode ikke ned og PAH brytes vanskelig ned, særlig i mørket og ved lave temperaturer slik som i sedimentene i dype innsjøer. Eventuelle forurensninger som tilføres innsjøer, vil derfor i vesentlig grad kunne

gjenfinnes i sedimentene (Knutzen 1995). Endringer i tilførslene med tiden, vil kunne gjenspeiles nedgjennom sedimentene.

Sedimentsjiktene fra Farris er ikke datert med hensyn til tidspunkt for dannelselse. Erfaringsmessig er det imidlertid kjent at sedimentasjonshastigheten i denne type innsjøer er mindre enn 1 mm pr. år. Med bakgrunn i dette er det mulig så noenlunde å datere de ulike sedimentsjikt, og følgelig også variasjoner i forurensningstilførsler.

7.2.1. Overflatesedimenter- nåværende tilførsler

Eventuelle nåværende tilførsler gjenspeiles i sedimentoverflaten.

I fig. 7.2 er konsentrasjonen av PAH i sedimentoverflaten (0 - 2 cm) i Farris stilt sammen med tilsvarende konsentrasjoner i Maridalsvannet og Femunden.

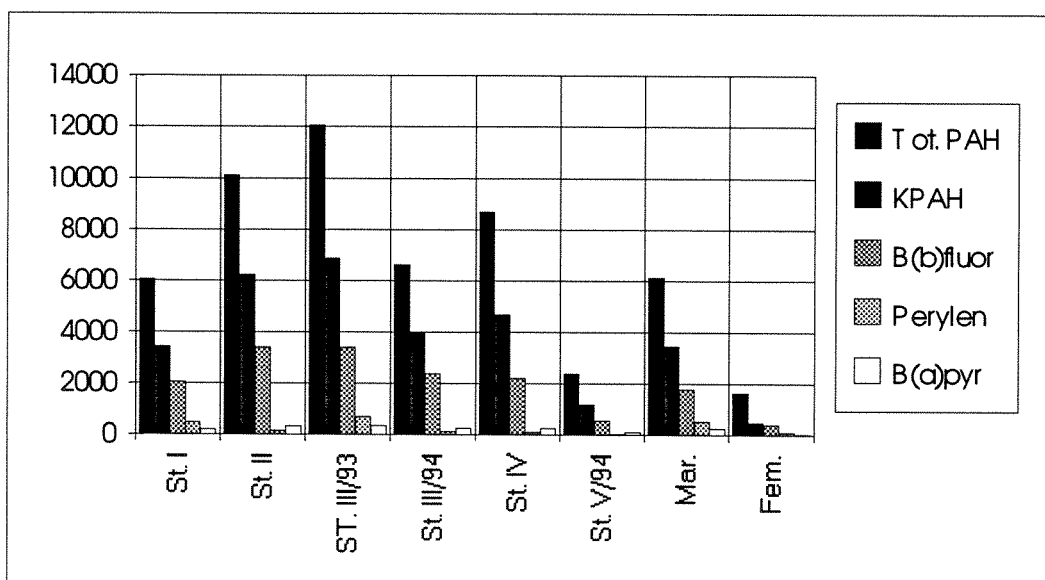


Fig. 7.2. PAH-komponenter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i overflatesedimenter (0 - 2 cm) fra Farris (st. I - V), Maridalsvann (Mar., største dyp) og Femunden (Fem., største dyp).

PAH-konsentrasjonene i overflatesedimentene i de sydlige områder av Farris var betydelige høyere i 1993 enn i 1994. Årsaken til dette er det vanskelig å ha noen klar formening om. Selv om prøvene ble tatt i det samme området, kan grunnforholdene eller topografien være noe forskjellig og det er mulig dette kan innvirke på konsentrasjonsfordelingen. Dessuten er det mulig det foreligger analytiske avvik.

Resultatene fra 1994 viser at PAH-konsentrasjonene i overflatesedimentene var betydelig lavere i de nordlige områder av Farris enn i de sydlige. På alle stasjoner i det sydlige område i 1993 og på st. III i 1994, var konsentrasjonen av PAH høyere enn eller av samme størrelsesorden som i Maridalsvannet. Konsentrasjonen i overflatesedimentene i Øyungen i Maridalsvassdraget (Vedlegg 1, tabell S4) var langt høyere. I de nordlige

områder av Farris (st. V) var konsentrasjonene bortimot dobbelt så høye enn hva som ble funnet i Femunden i 1993, men langt lavere enn i overflatesedimentene i Maridalsvann. Resultatene viser altså at overflatesedimentene i de sydlige områder av Farris, men også i Maridalsvann tilføres PAH-holdige forurensninger. Det er rimelig å anta at en vesentlig del av disse forurensninger tilføres fra nærområdene (biltrafikk, vedbrenning, halmbrenning om høsten, industri) via lufta. For Farris vedkommende bidrar også avrenning fra barkfyllingen ved Vassvik. Dette har tydeligvis liten betydning nordover i innsjøen.

PAH-konsentrasjonene i Femundens overflatesedimenter samt i Aurtjern og Transjøen på Romerike (Vedlegg 1, tabell S4), kan sannsynligvis betraktes som naturlige bakgrunnsverdier. Disse innsjøer får nemlig liten tilførsel av PAH fra nærområdet. Med utgangspunkt i dette er konsentrasjonen av total PAH i overflatesedimentene i Farrisvannet syd 5 - 6 ganger høyere enn bakgrunnsverdiene, mens tilsvarende for de nordlige områder er 2 ganger.

I tabell 7.2 er overflatesedimentenes innhold av PAH-komponenter i Farris stilt sammen med van de Meents m. fl. (1990) angivelser med hensyn til bakgrunnsverdier og risikomomenter. Selv om konsentrasjonsnivåene i Farris til dels er betydelig høyere enn Meents bakgrunnsverdier, er de langt lavere enn det som oppgis som maksimalt akseptabel risikonivå.

Tabell 7.2. PAH-komponenter i 0 - 2 cm sedimentsjikt på st. III og V i Farris sammenlignet med naturlig bakgrunnsverdier og maksimal akseptable risikonivå (MAR) (van de Meent m. fl. 1990). Benevnning µg/kg tørrvekt. * = potensielt kreftfremkallende.

PAH-komponent	Bakgrunn	MAR	St. III, 0-2 cm	St. V, 0-2 cm
Antracen	20	5200	26	
Benzo(a)antracen*	1	2000	94	55
Benzo(k)fluoranten*	5	2500	466	128
Benzo(g,h,i)perylene	3	2000	434	160
Benzo(a)pyren*	4	2500	264	102
Chrysen	5	2000	376	177
Fenantren	30	4600	103	67
Fluoranten	10	1600	232	128
Indeno(1,2,3-cd)pyren*		2500	587	291
Naftalen		1300	114	98

Blykonsentrasjoner fra dyp større enn 20 cm. antas å stamme fra sedimenter som ble dannet på en tid da det var liten industriell aktivitet i området (se Vedlegg 2). Analyseresultatene fra disse dyp er derfor brukt som referanseverdier for lite kontaminerte sedimenter. (Som det senere blir gjort rede for, var det allerede i det 15. og 16. århundre betydelig industriell aktivitet i Larvikområdet). Forskjellen mellom blyinnholdet i sedimentene i dette dyp og sedimentoverflaten, antas å skyldes menneskelig påvirkning etter denne tid i form av atmosfæriske forurensninger,

forurensninger fra bilveier og/eller industrielle virksomheter i nærområdet (luftforurensning og/eller overflateavrenning).

Rognerud og Fjeld (1990) har foretatt en landsomfattende undersøkelse av blyinnholdet i sedimentene fra 210 innsjøer som de antok i liten grad var påvirket av forurensninger fra biltrafikk og industri. Denne undersøkelse viste at det var en betydelig variasjon i konsentrasjonen av bly i referansesedimentene (dypere enn 20 cm) og det ble oppgitt en variasjonsbredde fra 2 til 146 µg/g tørrvekt. De høyeste bakgrunnsverdier ble funnet i det sydlige Norge (Telemark og Agderfylkene) hvor de midlere bakgrunnsverdier var ca. 50 µg/g tørrvekt. Dette stemmer godt overens med resultatene fra Farrisvannet.

For å beregne påvirkningen, ble det brukt en såkalt kontamineringsfaktor (K_f) som av Håkanson (1984) er definert som forholdet mellom konsentrasjonen C i overflatesedimentet og konsentrasjonen C_0 i bakgrunns- eller referanse-sedimentet:

$$K_f = C/C_0$$

K_f -verdien er således et mål på i hvor stor grad overflatesedimentet er anrikt på bly.

Med bakgrunn i svenske klassifikasjonssystemer (Lithner 1989), har Rognerud og Fjeld (1990) foreslått følgende inndelingskriterier basert på K_f -verdier (tabell 7.3).

Tabell 7.3. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i norske innsjøsedimenter på bakgrunn av kontamineringsfaktoren (Rognerud og Fjeld 1990).

Klasse	Kontamineringsfaktor, K_f	Påvirkning
1	< 1.5	Ubetydelig
2	1.5 - 3	moderat
3	3 - 6	markert
4	>6	sterk

I tabell 7.4 er forholdet (K_f) og differansen mellom blyinnholdet i overflate - og dypsedimentene, samt forurensningsgrad på prøvetakingsstedene i Farris angitt.

Tabell 7.4. Differanse mellom blyinnholdet i overflate- og dypsedimentprøver fra Farrisvann samt kontamineringsfaktor (K_f) og forurensningsgrad.

Stasjon	Differanse, µg/g tørrvekt	K_f -verdi	Forurensn. grad	Påvirkning
I, 1993	139	5.2	3	markert
II, 1993	287.7	9.4	4	sterkt
III, 1993	295	3.8	3	markert
IV, 1993	282	10.4	4	sterkt
III, 1994	58	1.5	2	moderat
V, 1994	37	1.4	1	ubetydelig

Som nevnt har Rognerud og Fjeld (1990) undersøkt økningen i sedimentenes innhold av tungmetaller bl.a. bly p.g.a. atmosfærisk depositionsjoner. De fant at *Kf*-verdien for bly i Vestfold og sydover langs Sørlandet var større enn 6 dvs. sterkt påvirket. Differansen mellom konsentrasjonen i overflate- og dyp-sedimentene (middelverdier) var i disse områder > 210 µg Pb/g tørrvekt.

I Farris var det, særlig på de steder hvor innsjøen var grunnest, stor forskjell på konsentrasjonsnivåene i overflate- kontra dypsedimentene, og følgelig medfører dette høye *Kf*-verdier (tab. 7.4). På de dypestliggende stasjoner var forskjellen, spesielt i 1994, mindre. *Kf*-verdiene ble også lavere.

7.2.2. Dypsedimentene - forurensningsutvikling

Konsentrasjonen av PAH i dyplagene (20 - 22 cm) den 23.08.93 varierte sterkt - fra 37 µg/kg t.v. på st I til 4945 µg/kg t.v. på st. III (fig. 6.8). Den 22.09.94 ble det tatt prøver fra flere sjikt nedover i sedimentene. Resultatene fra denne prøvetakingsserie er vist i figuren 6.9 og 6.10. Av disse figurene går det frem at total PAH øker fra sedimentoverflaten ned til 12 cm sedimentdyp. Økningen er spesielt stor fra sjiktet 4 - 6 cm til sjiktet 10 - 12 cm. På sedimentdypene større enn 20 cm var de totale PAH konsentrasjonene mye lavere, og de var av samme størrelsesorden i alle de tre sjiktene (20 - 22 cm i 1993, 24 - 26 og 30 - 33 cm i 1994). Nedover i sedimentene var det liten forskjell på konsentrasjonsnivåene på de to stasjoner, men de høyeste verdier ble målt i de sydlige områder (st. III). Avstanden mellom sjiktene som ble analysert, er for stor for å kunne beskrive den eksakte konsentrasjonsfordelingen ned gjennom sedimentkjernene.

Den prosentvise fordeling av de forskjellige PAH-komponenter er omtrent den samme i de tre øverste sjiktene (ned til 12 cm), og svært avvikende fra fordelingen i sedimentsjiktene under 20 cm (fig. 6.11 og 6.12). I de øverste sjiktene besto 50 - 60 % av total PAH av KPAH. I dypsedimentene var andelen KPAH ca. 10 %. Ca halvparten av KPAH besto av benzo(b)fluoranten. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren var relativt lav i alle sjikt, spesielt i de dypeste. Den mest dominerende fraksjon i sedimentsjiktene under 20 cm på alle stasjoner, var perylen. På det største sedimentdyp besto 70 - 80 % av perylen. Denne komponent dannes, som nevnt, naturlig (CCEM 1987, Knutzen 1989).

Som fig 6.5 viser, økte også blyinnholdet i sedimentene fra overflaten og ned til sjiktet 10 - 12 cm, mens dypsedimentene hadde langt lavere konsentrasjoner - konsentrasjonen i sjiktet 30 - 33 cm var ca 26 % lavere enn i sjiktet 10 - 12 cm på begge stasjoner. Konsentrasjonene var i alle dyp høyest på st. III (syd). Fig. 6.4 som gjelder resultatene fra 1993, viser at blyinnholdet i 20 - 22 cm-sjiktet er meget ujevnt fordelt - de høyeste verdier ble målt i det området innsjøen er dypest. Dette har som nevnt stor betydning for *Kf*-faktoren.

Tas det utgangspunkt i at sedimentasjonshastigheten er mindre enn 1 mm pr. år, ble sedimentene med de høyeste PAH- og bly-konsentrasjoner dannet for omkring 150 år

siden. Dette betyr at rundt 1850 måtte det foregå meget PAH-forurensende virksomheter i området. Sedimentene i 20 - 22 cm sjiktet ble ut fra denne antakelse dannet for 250 - 300 år siden dvs. i det 17. århundre eller før den tid.

Ved undersøkelse av PAH i sedimenten i Aurtjern og Transjøen på Romerike i 1994 (Holtan 1994), ble det funnet en tilsvarende fordeling av total PAH ned gjennom sedimentene som i Farris. Konsentrasjonen i sedimentene fra disse innsjøer var i alle sjikt lavere enn i Farris, men de høyeste verdiene ble funnet i 10 - 12 cm-sjiktet. I rapporten ble det konkludert med at trekullmiler og tjærebrenning var årsak til de høye verdier.

Som nevnt dannes PAH ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. PAH-forbindelser er persistente og de brytes vanskelig ned i mørket og ved lave temperaturer f. eks. i sedimenter. Dette betyr at hvis det har foregått PAH-dannende aktiviteter ned gjennom historien, vil disse kunne finnes igjen i sedimentene. For å kunne forklare fordelingen av PAH og også bly, var det nødvendig å foreta et historisk studium av hvilke aktiviteter av denne type som har funnet sted i området rundt Farris.

7.2.3. Forurensende aktiviteter rundt Farris - en historisk oversikt

Arkeologiske funn viser at det på en rekke steder i Norge helt fra forhistorisk tid, har foregått trekullbrenning i forbindelse med utvinning av jern. Rester av trekullmiler vitner om dette. Aktiviteten var imidlertid av beskjeden målestokk og følgelig var forurensningene dette medførte beskjedne. Etter hvert som etterspørselen etter jern eller jernredskaper økte, vokste det utover i middelalderen frem industrielle aktiviteter som først og fremst ble lokalisert til områder hvor det var god tilgang på råstoffer (malm) og skog. For to - tre hundre år siden var det således en rekke jernverk rundt omkring i skogsbygdene, men fortsatt var aktiviteten beskjeden.

I Larvikdistriktet begynte fremstilling av jern i en noe større målestokk for over 450 år siden (Omang 1935). Den første som startet denne virksomheten i dette området, var en dansk adelsmann ved navn P. I. Jernskjegg. Han kom til Larvik (Laurvigen) i 1540 og la under seg Fritzøe og en rekke andre eiendommer i Hedrum, Brunlanes, Tjølling m. fl.. Han var også "høvedsmann" for kongens jernverk i Norge. Jernskjegg døde uten arvinger i 1616 og da ble eiendommene overtatt og drevet av Langene frem til 1670 da grev Gyldenløve (uekte sønn av kong Fredrik III) overtok.

Jernverket som Jernskjegg anla, ble utviklet videre under de etterkommende eiere. Jernmalmen ble hentet fra verkets gruver i Arendalsfeltet og bearbeidet i masovner og stanghammere ved Farriselva. Jernverksdriften skjøt fart under grev Gyldenløve som forøvrig også startet opp sagbruksvirksomhet i stor stil ved Farriselva. Ved hjelp av privilegiebrev fra kongen, sikret han verkets behov for trevirke fra skogen i området som greven etter hvert la under seg. Bønder og leilendinger ble forpliktet til å hugge tømmer og brenne trekull og tjære for leveranse til grevskapet.

Den stadig økende produksjon ved jernverket, gikk hardt ut over skogene. Jernsmeltingen trengte trekull. Leilendinger og bønder bygde trekullmiler overalt hvor det var god tilgang på skog - barskog såvel som løvskog. Mangelen på skogsvirke gjorde seg først gjeldende for jernverk som var etablert langs kysten. Dette gjaldt også jernverket ved Farriselva. Dette førte til at det ble anlagt jernverk andre steder hvor det var god tilgang på skog. Bl. a. ble det i 1730 bygget en stangjernhammer ved Moholt som ligger ved Siljanelva mellom Farris og Lakssjø i Siljan. Råjernet ble fraktet med båt fra jernverket ved Farriselva. Mesteparten av produktene, (både trevirke og jernprodukter) ble eksportert til Danmark, Nederland og først og fremst England.

Etter den første grevens (U. F. Gyldenløve) død gikk det stadig nedover med grevskapet og i 1805 ble det solgt til kongen som etter unionsoppløsningen i 1814, solgte eiendommen til noen lokale "besteborgere" de såkalte grevlinger. Grevlingene hadde imidlertid ikke økonomiske muligheter til å vedlikeholde og modernisere de ulike industrielle aktiviteter og i 1835 ble eiendommen solgt til den danske etatsråd F. W. Treschow.

På den tid Treschow overtok var det ingen masovn ved Farriselva, men derimot var det i 1807 bygget en større masovn ved Moholt. Her var det fortsatt god tilgang på trekull. Malmen ble fraktet med båter til Larvik fra gruvene ved Arendalsområdet. Transporten gikk videre på land opp langs Farriselva til Eidet. Herfra gikk transporten med båter på Farris opp til Moholt. Båtene fraktet råjern og andre jernprodukter tilbake til bedriften ved Farriselva hvor en videre bearbeidelse foregikk.

Fremstillingen av råjern ("rujern" eller "støpejern") foregikk ved at malmen først ble knust og derpå "rostet" i rosteovner for å fjerne forurensninger. I masovnene skjedde så den endelige reduksjon til råjern. Malm og trekull ble stablet lagvis i ovnen og forbrent under rikelig tilførsel av luft ved hjelp av blåsebelger. Råjernet inneholdt kull, var bløtt og egnet seg til støpning. Derfor var det knyttet en formestue til masovnen, hvor jernet ble støpt til ovnsplater, gryter, plogjern osv. For at jernet skulle bli brukbart til smiing og sveising, måtte råjernet underkastes en ny behandling - kull og andre forurensninger måtte reduseres til et minimum. Denne prosess som ble kalt ferskning, foregikk i vesentlig grad i hammerhyttene ved Farriselva. Råjernet ble opphetet med trekull i "herder" under tilgang på eller innblåsing av luft. Derpå ble det lagt under hammerne. Fra disse hyttene kom smijernet ut som stenger og kaltes derfor stangjern.

Etter Treschows overtakelse i 1835, gikk Fritzøe-bedriften inn i en ny gullalder. Dette skyldtes ikke minst overlærer Jacob Sverdrup, som ble ansatt som bestyrer, samt etatsrådets sønn Michael Treschow som skaffet seg god utdannelse innen jernverksindustri. Under disses ledelse ble både sagbruk, jernverk, stanghammere osv. som ved overtakelsen, var nedslitt, restaurert, fornyet og utvidet. Produksjonen og eksporten økte, ikke minst p.g.a. en intens markedsføring i utlandet.

Det foregikk altså en stadig modernisering og utvidelse av virksomheten, Ved Farriselva ble det bygd flere stanghammere og også en ny masovn. Videre ble det i 1840-årene bygd

et valseverk. Dette førte til et stadig økende forbruk av trekull. Hittil hadde trekullproduksjonen foregått rundt omkring på gårdene eller hos leilendingene i vanlige kullmiler. Fordi produksjonen økte, var det stadig en knapphet på kull selv om det etter hvert ble tatt i bruk kullbesparende prosesser. Rundt Farris ble det derfor i tillegg til kullmilene, bygget 8 svære mursteinsovner etter amerikansk mønster, for produksjon av trekull.

De store kullmilene var i følge Omang (1935) ingen hyggelige naboer. Røyk og luftforurensningene var enorme og en viss knurring gjorde seg av og til gjeldende. Det årlige kullforbruket økte fra ca. 12.000 lester i 1830-årene til ca. 22.000 lester 10 år senere. Dette tilsvarer et årlig forbruk på over 54.000 m³ trevirke (det antas at det med lester i denne forbindelse peker hen på skipenes drektighet eller rominnhold og ikke bæreevne).

Etterspørselen etter jernverkets produkter varierte avhengig av konjunktorene ute i Europa og i Nord-Amerika hvor det også var opparbeidet et solid marked - det var stor etterspørsel etter "Norway iron". I ufredstider som Krimkrigen og den Nordamerikanske frihetskriegen, var etterspørselen spesielt stor. Følgelig var dette glansperioder for Treschow - Fritzøebedriften. I fredstider var omsetningen mer anstrengt. Mangelen på trekull, billigere steinkull og modernisering av jernutvinningsprosessene førte imidlertid til at jernverkets konkurransevne stadig ble svekket - utenlandske storkonserner overtok mer og mer. I slutten av 1860-årene ble derfor jernverksdriften nedlagt.

Frem til denne tiden var det jernverket som var hovednerven i bedriften Treschow-Fritzøe. Jernverket nådde sitt høydepunkt med hensyn til trekullproduksjon og forbruk rundt midten av det forrige århundre med et årlig forbruk av trevirke på over 54.000 m³. Etter den tid har Treschow-Fritzøe-bedriften satset på tresliperi og sagbruk, som medfører andre typer av forurensninger.

Mens jernverksdriften, kullbrenningen og muligens også tjærebrenning pågikk for fullt, er det rimelig at det ble produsert store mengder PAH som ble spredt over nærområder i form av sot og røyk. Vannforekomstene ble forurenset via tørravsetninger, nedbør og avrenning fra kullmiler og jernverk (smelteovner). F. eks. var masovnen ved Moholt en stor forurensningskilde både når det gjelder metaller og PAH. Da de høymolekylære PAH-forbindelser i liten grad brytes ned i mørket og ved lave temperaturer (CCEM 1987), er det rimelig at de må gjenfinnes nede i sedimentene. Som nevnt var jernverksdriften og følgelig også trekullproduksjonen på sitt høyeste i 1840 - 1850-årene. Med en sedimentasjonshastighet på bortimot 1 mm pr. år, vil forurensningen virksomheten medførte, kunne finnes igjen i sedimentdypet mellom 10 og 15 cm..

Det antas at røyk og sot og forurenset avrenning fra trekullmiler og jernverk også kunne inneholde tungmetaller bl. a. bly, og at dette må være årsaken til at blykonsentrasjonen også er høyest i de samme nivå som PAH-konsentrasjonene.

Resultatene viser at forurensningstilførslene, var omtrent like stor i de nordlige områder av Farris som i de sydlige. Dette er i overensstemmelse med at produksjon av trekull og tjærebrenning foregikk over hele feltet. Dessuten var masovnene ved Moholt samt betydelig trafikk (etter hvert motordreven) på Farris av betydning.

Virkingen av disse forurensninger på vannkvaliteten i Farris på den tid tilførslene var størst, er selvfølgelig ikke kjent. PAH-forbindelsene er imidlertid tungt løselig i vann, og det er derfor sannsynlig at vannkvaliteten ikke ble vesentlig nedsatt. Bortsett fra eventuelle vannforsyninger til enkelthusholdninger, ble heller ikke Farris brukt som drikkevannskilde den gangen. I den tiden hadde hver gård eller husholdning sin brønn, eller vannet ble hentet fra nærmeste bekk eller tjern. Mot slutten av det forrige århundre begynte man å diskutere mulighetene for fellesvannverk f. eks. Nanset vannverk. Dette tok det ca 30 år å planlegge og realisere - vannverket ble åpnet i 1920 (Steinsholt 1994). I hvilken grad drikkevannet var forurenset og hadde innvirkning på folks helse i den tiden, er ikke kjent. Det antas imidlertid at luftforurensningene medførte større problemer i så måte.

PAH-gradientene i sedimentene fra Farris, har stor likhet med de som ble funnet i tre innsjøer på Romerike i 1994 (Holtan 1995). Også i dette området foregikk det storstilt kullbrenning i begynnelsen av det forrige århundre. Dette for å skaffe trekull til jernverk i Hurdalen, Berger m. fl. PAH-konsentrasjonene i innsjøene på Romerike var ikke så høye som i Farris, men gradientene nedover i sedimentene var den samme. Med bakgrunn i resultatene fra disse undersøkelser, er det rimelig å forvente at tilsvarende forhold gjør seg gjeldende i mange innsjøer i de områder hvor det i gamle dager ble drevet jernverk.

Referanser:

Berglind, L. og E. Gjessing 1980: Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. Internt NIVA-notat.

Bækken, T. 1992. Effects of highway pollutants on a small Norwegian lake: The Fourth International Symposium "Highway pollution", Madrid 1992.

Bækken, T. 1993: Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje, NIVA-rapport O-92090. L.nr. 2874. 42 s.

CCEM (Canadian Council of Resource and Environment Ministers) 1987. Canadian Water Quality Guidelines. March 1987, Environment Canada, Ottawa.

Holtan, H. 1995: Undersøkelse av PAH i sedimenter fra Danielsetertjern, Transjøen og Aurtjern, Gardermo-området. NIVA-rapport O-93150. L.nr. 3237, 16 s.

Holtan, G., L. Berglind, A. H. Erlandsen, J. Knutzen, E.-A. Lindstrøm og M. Mjelde 1984: Rutineovervåking i Farris - Siljanvassdraget 1983. Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. NIVA-rapport O-800227 (overvåkingsrapport 125/84). L.nr. 1595, 38 s.

Holtan, G., L. Berglind og H. Holtan 1994: Maridalsvassdraget. PAH i vann og sedimenter sammenlignet med Femunden og Farris. NIVA-rapport O-85138/E-92428. L.nr. 2994, 28s.

Holme, J. A. 1984: Humantoksikologisk vurdering av polyaromatiske hydrokarboner i blåskjell med spesiell referanse til kreosotforurensninger i Trøndelag. Notat fra Toksikologisk avdeling, SIFF, september 1984.

Håkanson, L. 1984. Metals in fish and sediments from River Kolbåksån water system, Sweden. Arch. Hydrobiol. 101: 373 - 400.

Knutzen, J., 1984. Undersøkelse av forurensning med PAH og metaller i Heddalsvannet 1982-83. NIVA-rapport O-82063. L.nr. 1660. 39 s.

Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445. L.nr. 2205. 107 s.

Knutzen, J., 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminium smelters with examples from Norway. The Science of the Total Environment 163 (1995) 107 - 122.

- Knutzen, J., 1995. Miljøgifter i økosystemet. Vann - 2 - 95, ss 248 - 285.
- Lithner, G. 1989. Bedømmingsgrunder for sjøar og vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdverket Rapport 3628.
- Lygren, E. og E. Gjessing 1984: Highway pollution in a Nordic climate. NIVA-rapport O 79024. L.nr. 1603. 83 s.
- Neff, J. M. 1979. Polycyclical Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Sources, Fate and Biological Effects. Applied Science Publ. Ltd., London. 262 pp.
- NRCC 1983: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the aquatic Environment; Formation, Sources, Fate and Effects on Aquatic Biota. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada, Ottawa, NRCC No. 18981, 209 pp.
- Omang, R. 1935: Fritzøe i slekten Treschows eie. 1835 - 1935. H Aschehoug & Co, Oslo 1935, 196 s.
- Rognerud, S. og E. Fjeld, 1990: Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT-rapport 426/90. TA 714/1990.
- SFT 1992: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT-veileder TA 905/1992.
- SFT, 1994: Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport 1993. SFT-rapport 583/94
- Skogheim, O. K. 1979: Beskrivelse av en sedimenthenter konstruert for prøvetaking av korte sedimentkjerner. Rapport fra Årungenprosjektet 1979, nr. 2.
- Steinsholt, O. 1994. Nanset vannverk. Heidarheim. Årsskrift for Hedrum Historielag 1994 - 1995.
- van de Meent, D., T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel & W. Sloof, 1990. Desire for levels. Background study for the policy document "Setting Environmental Quality Standards for Water and Soil". -Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene. Rapport 670101 002, 58s+annex.
- Veglaboratoriet, 1994. Vannforurensning fra veg - langtidseffekter. Veglaboratoriet: Publikasjon nr. 75.57 s. + Vedlegg.
- Wakeham, G., C. Schaffner and W. Giger, 1979: Polycyclic aromatic hydrocarbons in Recent lake sediments - II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. *Geochemica et Cosmochemica Acta*, Vol 44 pp 415 to 429.

Vedlegg:

Tabell B1. Farrisvann, 16.02.93. PAH, ng/l

St. 1. Vassvikbekken ved overløp

St. 2. Veigrøft, E-18

St. 3. Referansebekk

Parameter	St. 1	St. 2	St. 3
Naftalen	161	6	5
2-M-Naf.	19	1	
1-M-Naf.	37	2	2
Bifenyl	6		
2.6-Dimetylnaftalen	4	1	1
Acenaftylene	9	4	2
Acenaften	44	1	1
2.3.5-Trimetylnaftalen	4		
Fluoren	30	1	1
Fenantren	32	6	8
Antracen	2	1	3
1-Metylfenantren	7	2	
Fluoranten	5	6	1
Pyren	2	10	2
Benzo(a)antracen*		2	
Chrysen/trifenylene		6	
Benzo(b)fluoranten*		4	
Benzo(j,k)fluoranten*			
Benzo(e)pyren		4	
Benzo(a)pyren*		2	
Perylen		1	
Ind.(1.2.3cd)pyren*		1	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1			
Benzo(ghi)perylene			
Coronen			
Dibenzopyrener*			
Sum	362	61	26
Derav KPAH (*)	0	9	0
% KPAH		14.8	
% Tørrstoff			

Anm.: benzo(b)fluoranten inkluderer benzo (j,k)fluoranten.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhører IARC's kategorier.

2A + 2B (sannsynlige + trolige cancarogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) bare (a,h)-isomeren

Tabell B2. Farrisvann, 24.03.93 og 15.04.93. PAH, ng/l

St.1. Vassvikbekken, 24.03.93

St. 2. Veigrøft E-18, 24.03.93

St. 3. Referansebekk, 15.04.93

Parameter	St. 1	St. 2	St. 3
Naftalen	137	13	16
2-M-Naf.	18	6.1	7.1
1-M-Naf.	29	5.7	5.1
Bifenyl	6.9	3.1	1.8
2.6-Dimetylnaftalen	2.8	1.9	0.9
Acenaftalen	1.1		0.6
Acenaften	46		0.4
2.3.5-Trimetylnaftalen	3.1	4.1	0.5
Fluoren	19	3	0.6
Fenantren	16	20	1.3
Antracen	1.5	1.7	
1-Metylfenantren	4.3	13	0.2
Fluoranten	2.2	12	0.4
Pyren	1	16	0.3
Benzo(a)antracen*		2.6	
Chrysen/trifenylene	0.2	13	
Benzo(b)fluoranten*		7.1	
Benzo(j,k)fluoranten*			
Benzo(e)pyren		9.3	
Benzo(a)pyren*		3.7	
Perylen		3.6	
Ind.(1.2.3cd)pyren*		3.8	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1		2.7	
Benzo(ghi)perylene		6.6	
Coronen			
Dibenzopyrener*			
Sum	288.1	152	35.2
Derav KPAH (*)	0	19.9	0
% KPAH		13.1	
% Tørrstoff			

Anm.: benzo(b)fluoranten inkluderer benzo (j,k)fluoranten.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhører IARC's kategorier. 2A + 2B (sannsynlige + trolige cancarogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) bare (a,h)-isomeren

Tabell B3. Farrisvann, 25.08.93. PAH, ng/l

St. 1. Vassvikbekken ved overløp

St. 2. Veigrøft, E-18

St. 3. Referansebekk

Parameter	St. 1	St. 2	St. 3
Naftalen	353	6	2.5
2-M-Naf.	58	3	1.1
1-M-Naf.	52	3.6	1.4
Bifenyl	21	1.6	
2.6-Dimetylnaftalen	7.5	4.6	0.3
Acenaftylen	2.6	1.3	0.3
Acenaften	86	0.8	0.3
2.3.5-Trimetylnaftalen	6	0.7	0.4
Fluoren	55	0.7	0.3
Fenantren	29	1.8	0.8
Antracen	3	0.8	0.3
1-Metylfenantren	5.9	0.7	0.3
Fluoranten	2.9	2.6	0.6
Pyren	1.6	4.4	1.5
Benzo(a)antracen*		0.7	
Chrysen/trifenylen	0.3	4.3	0.2
Benzo(b)fluoranten*	0.2	6.2	0.2
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)	x)
Benzo(e)pyren	0.2	5.9	
Benzo(a)pyren*		2.4	
Perylen		1.3	
Ind.(1.2.3cd)pyren*		4.3	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1		1	
Benzo(ghi)perylen		6.7	
Coronen			
Dibenzopyrener*			
Sum	684.2	65.4	10.5
Derav KPAH (*)	0.2	14.6	0.2
% KPAH	0	22.3	1.9
% Tørrstoff			

x) inkludert i benzo(b)fluoranten.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhører IARC's kategorier. 2A + 2B (sannsynlige + trolige cancarogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) bare (a,h)-isomeren

Tabell V1. Farrisvann (vannprøver), 22.09.94, PAH, ng/l
St. V (nord)
St. III (syd)

Parameter	St. V, 0.5 m	St V, 50 m	St. III, 0.5 m	St. III, 120 m
Naftalen				
2-M-Naf.				
1-M-Naf.				
Bifenyl				
2.6-Dimetylnaftalen			0.2	
Acenaftalen				
Acenaften	0.5		0.4	
2.3.5-Trimetylnaftalen				
Fluoren	0.4		0.4	
Fenantren	0.4		0.5	
Antracen				
1-Metylfenantren	0.3	0.2	0.4	0.3
Fluoranten	1.3	1	2.2	1.3
Pyren	1.4	0.8	0.7	0.3
Benzo(a)antracen*				
Chrysen/trifenylen	0.5	0.7	0.2	1
Benzo(b)fluoranten*	0.5	1	0.4	1.6
Benzo(i,k)fluoranten*	x)	0.2	0.2	0.4
Benzo(e)pyren		0.4		0.6
Benzo(a)pyren*				
Perylen				3
Ind.(1.2.3cd)pyren*		0.2		0.4
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1				
Benzo(ghi)perylene		0.3		0.4
Coronen				
Dibenzopyrener*				
Sum	5.3	4.8	5.6	9.3
Derav KPAH (*)	0.5	1.4	0.6	2.4
% KPAH	9.4	29.2	10.7	25.8
% Tørrstoff				

x) inkludert i benzo(b)fluoranten

Deteksjonsgrense 0.2 ng/l.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhører IARC's kategorier. 2A + 2B (sannsynlige + trolige cancarogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) bare (a,h)-isomeren

Tabell S1. Farrisvannet. PAH i sedimenter, µg/kg tørrvekt.

Prøvetakning: 23.08.93.

Alle stasjoner er i det sydlige område (se fig. 1).

Sedimentsjikt i cm.

Parameter	St. I, 28 m		St. II, 72 m		St. III, 120 m		St. IV, 27 m	
	0 - 2	20 - 22	0 - 2	16 - 18	0 - 2	20 - 22	0 - 2	20 - 22
Naftalen	32	<5	34	5	214	116	212	8
2-M-Naf.	59	<5	79	26	131	78	190	<5
1-M-Naf.	48	<5	60	20	90	45	131	<5
Bifenyl	17	<5	26	<5	61	67	140	<5
2.6-Dimetylnaftalen	6	7	74	20	136	102	338	<5
Acenaftylen	27	<5	81	<5	150	96	259	19
Acenaften	23	<5	25	15	71	36	109	16
2.3.5-Trimetylnaftalen	25	<5	33	6	17	10	26	<5
Fluoren	27	<5	35	<5	21	9	28	<5
Fenantren	89	<5	188	8	129	19	4	<5
Antracen	46	<5	63	<5	32	5	<5	<5
1-Metylfenantren	38	<5	49	<5	29	20	27	<5
Fluoranten	262	<5	428	<5	491	40	367	<5
Pyren	169	<5	292	<5	320	26	272	<5
Benzo(a)antracen*	134	<5	234	<5	304	17	231	<5
Chrysen/trifenylene	229	<5	467	<5	618	55	390	<5
Benzo(b)fluoranten*	2043	5	3404	10	3389	234	2195	24
Benzo(j,k)fluoranten*	261	<5	456	<5	522	47	357	<5
Benzo(e)pyren	698	<5	1091	<5	1052	79	704	<5
Benzo(a)pyren*	198	<5	337	<5	346	38	262	<5
Perylen	492	25	161	1225	711	3513	116	197
Ind.(1.2.3cd)pyren*	689	<5	1471	6	2037	172	1435	<5
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1	97	<5	209	<5	281	34	198	<5
Benzo(ghi)perylene	328	<5	717	<5	897	87	699	<5
Coronen								
Dibenzopyrener*								
Sum	6037	37	10014	1341	12049	4945	8690	264
KPAH	3422	5	6211	16	6879	542	4678	24
% KPAH	56.7	13.5	61.4	1.2	57.1	11	53.8	9.1
% Tørrstoff								

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhører IARC's kategorier. 2A + 2B (sannsynlige + trolige cancarogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) bare (a,h)-isomeren

Tabell S2. Farrisvann, st. V (nord). PAH i sedimenter, µg/kg tørrvekt.
 Prøvetakingsdag 22.09.94.
 Sedimentsjikt i cm.

Parameter	0 - 2	4 - 6	10 - 12	24 - 26	30 - 33
Naftalen	98	62	80	73	84
2-M-Naf.	64	30	36	31	36
1-M-Naf.	45	20	24	19	22
Bifenyl	14	6	12	9	6
2.6-Dimetylnaftalen	40	22	28	26	27
Acenaftylen	22	20	43	16	15
Acenaften					
2.3.5-Trimetylnaftalen	22		15		14
Fluoren	24	20	38	19	24
Fenantren	67	88	271	85	81
Antracen		23	42	24	23
1-Metylfenantren		24	55	37	46
Fluoranten	128	238	822	120	58
Pyren	101	195	677	96	48
Benzo(a)antracen*	55	95	373	56	
Chrysen/trifenylen	177	354	1318	223	107
Benzo(b)fluoranten*	552	1089	5174	810	231
Benzo(j,k)fluoranten*	128	237	1025 x)		x)
Benzo(e)pyren	201	413	1908	263	69
Benzo(a)pyren*	102	180	614	102	46
Perylen	33	196	935	3533	4685
Ind.(1.2.3cd)pyren*	291	510	2231	360	113
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1	44	141	562	121	40
Benzo(ghi)perylene	160	362	1440	283	80
Coronen					
Dibenzopyrener*					
Sum	2368	4325	17723	6306	5855
Derav KPAH (*)	1172	2252	9979	1449	430
% KPAH	49.5	52.1	56.3	23	7.1
% Tørrstoff					

x) inkludert i benzo(b)fluoranten

Deteksjonsgrense 2 - 10 µg/kg tørrvekt.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhører IARC's kategorier. 2A + 2B (sannsynlige + trolige cancarogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) bare (a,h)-isomeren

Tabell S3. Farrisvann, st. III (syd). PAH i sedimenter, µg/kg tørrvekt.
 Prøvetakingsdag 22.09.94.
 Sedimentsjikt i cm.

Parameter	0 - 1	4 - 6	10 - 12	24 - 26	30 - 33
Naftalen	114	27	56	12	11
2-M-Naf.	53	14	27	8	7
1-M-Naf.	41	10	18	4	3
Bifenyl	10		5	4	2
2,6-Dimetylnaftalen	30	31	27	31	32
Acenaftalen	26	17	51		13
Acenaften					
2,3,5-Trimetylnaftalen					
Fluoren	20	25	42	21	18
Fenantren	103	139	277	78	57
Antracen	26		41	24	
1-Metylfenantren	25		54	30	31
Fluoranten	232	368	773	175	63
Pyren	189	299	676	138	48
Benzo(a)antracene*	94	147	340	79	27
Chrysen/trifenylen	376	539	1294	284	131
Benzo(b)fluoranten*	2379	2360	6256	1364	502
Benzo(j,k)fluoranten*	466	443	1187	62 x)	
Benzo(e)pyren	881	917	2404	436	159
Benzo(a)pyren*	264	299	624	146	61
Perylen	130	260	831	2934	3556
Ind.(1,2,3cd)pyren*	587	1103	2802	524	235
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1	146	260	608	134	37
Benzo(ghi)perylene	434	714	1639	396	151
Coronen					
Dibenzopyrener*					
Sum	6626	7972	20032	6884	5144
Derav KPAH (*)	3936	4612	11817	2309	862
% KPAH	59.4	57.9	59	33.5	16.8
% Tørrstoff					

x) inkludert i benzo(b)fluoranten

Deteksjonsgrense 2 - 10 µg/kg tørrvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhører IARC's kategorier. 2A + 2B (sannsynlige + trolige cancarogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) bare (a,h)-isomeren

Tab. S4. PAH i overflatesedimenter (0 - 2 cm.) fra Farris (st. III og V; Transjøen og Aurtjern på Romerike; Maridalsvann, Movann og Øyungen (Maridalsvassdraget) og Femunden.

	Fa. III	Fa. V	Tr.sj	Aurtj.	Marv.	Mov.	ØYung.	Fem.
Parameter	0 - 2	0 - 2	0 - 2	0 - 2	0 - 2	0 - 2	0 - 2	0 - 2
Naftalen	114	98		2				189
2-M-Naf.	53	64				12	10	66
1-M-Naf.	41	45				14	28	41
Bifenyl	10	14						
2.6-Dimetylnaftalen	30	40	3	27	7	18	22	14
Acenaftalen	26	22	2	15	9			
Acenaften				27				
2.3.5-Trimetylnaftalen		22	14	15	21	10	26	
Fluoren	20	24	20	25	15		27	
Fenantren	103	67	25	108	126	49	360	48
Antracen	26			12	11		74	10
1-Metylfenantren	25		11	24	19		59	11
Fluoranten	232	128	68	188	387	290	1590	374
Pyren	189	101	56	123	244	182	1037	167
Benzo(a)antracen*	94	55	28	51	215	191	973	6
Chrysen/trifenylen	376	177	54	147	375	279	1397	33
Benzo(b)fluoranten*	2379	552	152	296	1780	1590	4205	412
Benzo(j,k)fluoranten*	466	128	43	61	269	228	1404	xx)
Benzo(e)pyren	881	201	75	133	518	435	1522	63
Benzo(a)pyren*	264	102	54	82	246	196	1032	29
Perylen	130	33	20	26	539	2483	281	111
Ind.(1.2.3cd)pyren*	587	291	61	175	817	488	5048	41
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1	146	44	10	26	122	68	519	
Benzo(ghi)perylene	434	160	56	140	387	232	2665	20
Coronen								
Dibenzopyrener*								
Sum	6626	2368	752	1703	6107	6765	22279	1635
Derav KPAH (*)	3936	1172	348	691	3449	2761	13181	488
% KPAH	59.4	49.5	46.3	10.6	56.5	40.8	59.2	29.8

xx): inkludert i
benzo(b)fluoranten



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2833-0