

NIVA



RAPPORT LNR 4114-99

**Skadevirkninger av
kreosotutslippet til
Svartelva fra
Impregnor AS på Ilseng**

Sluttrapport for undersøkelsene i
1997, 1998 og 1999



Foto: Erling Maartmann

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4679 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Skadevirkninger av kreosotutslippet til Svartelva fra ImpregNor AS på Ilseng.	Løpenr. (for bestilling) 4114-99	Dato 02.11.1999
	Prosjektnr. Undernr. O-97202	Sider Pris 44
Forfatter(e) Gösta Kjellberg	Fagområde Ferskvann	Distribusjon Intern
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

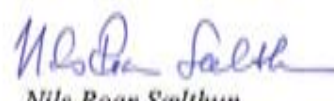
Oppdragsgiver(e) ImpregNor AS	Oppdragsreferanse Helge Lillemæhlum
----------------------------------	--

<p>Sammendrag</p> <p>Høsten 1997 ble kreosotholdig dreneringsvann fra ImpregNor AS tilført Svartelva. Vannet fra avskilleren besto delvis av fri fase kreosot og bidro til meget høye konsentrasjoner i elvevannet og elvebunnen like nedstrøms utslippspunktet. Utslipet førte videre til sjenerende lukt og "oljefilmpåvirket" elvevann. Det forårsaket også akutt fiskedød i elva og deler av Åkersvika, samt akutte skadeeffekter på bunndyr i Svartelva. Utslipet førte også til at bunnsedimentene i mer stilleflytende partier i Svartelva og i deler av Åkersvika fikk et økt påslag av PAH-forbindelser.</p> <p>Undersøkelser i 1998 og 1999 har vist at bunndyrene og fisken raskt reetablerte seg og bunndyr og fiskefaunaen var blitt normalisert. Kreps ble ikke påvist i 1999, og det anbefales å vurdere nyutsetting. Konsentrasjonsnivået av PAH'er i sedimentene i Svartelva og Åkersvika ligger, med dagens kunnskap, innenfor et nivå som ikke bedømmes å gi langtids-skadeeffekter for levende organismer, men forholdene bør følges noen år fremover.</p>

Fire norske emneord 1. ImpregNor AS 2. Kreosot 3. Kjemiske forhold 4. Fiskedød	Fire engelske emneord 1. ImpregNor AS 2. Creosot 3. Chemical conditions 4. Fish kill
--	--


 Gösta Kjellberg
 Prosjektleder


 Bjørn Olav Rosseland
 Forskningsleder


 Nils Roar Sæthun
 Forskningsjef

ISBN 82-577-3723-2

03-97202

**SKADEVIRKNINGER AV KREOSOTUTSLIPPET TIL SVARTEI VA
FRA
IMPREGNOR AS PÅ ILSENG**

Slutrapport
for undersøkelsene i 1997, 1998 og 1999.

Oslo, oktober 1999.

Prosjektleder: Gösta Kjellberg
Medarbeidere: Torleif Bækken
Eli-Anne Lindstrøm
Jarl Eivind Løvik
Mette-Gunn Nordheim
Sigurd Rognestad
Eyvind Holmen
Odd Nymø
Robert Karlsen

Forord

ImpregNor AS i Stange kommune er en treforedlingsbedrift som trykkinpregnerer trevirke. Bedriften benytter både kreosotolje (antiseptolje) og salt (CCA) impregnering. I forbindelse med gravearbeidet ved kreosotanlegget høsten 1997 ble kreosotholdig dreneringsvann tilført Svartelva fra en defekt oljensskiller. Vannet fra avskilleren bestod delvis av tri fase kreosot og bidro derfor til meget høye kreosotkonsentrasjoner i elvevannet og elvebunnen like nedstrøms utslippspunktet. Utslippet førte videre til sjenerende lukt og "oljefilmpåvirket" elvevann. Det forårsaket også akutt fiskedød i elva og deler av Åkersvika samt akutte skadeeffekter på bunndyr i Svartelva. I denne forbindelse påla Statens forurensningstilsyn (SFT) og Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, ImpregNor AS å klarlegge skadevirkningene av utslippet, samt å vurdere tiltak som kan bidra til å redusere skadeeffektene mest mulig.

Denne rapporten omhandler de undersøkelser NIVA har gjennomført i perioden 1997 - 1999. Undersøkelsen er i hovedsak gjennomført i henhold til programforslag av den 17. april 1998 og kontrakt av 5. juni 1998. På grunn av høy vannføring i Svartelva i hele 1998 og forsinket leveranse av analyseresultater har prosjektet blitt forsinket, og deler av programmet som var planlagt i 1998 har blitt utført i 1999. Helge Lallemeblum har vært kontaktperson i ImpregNor AS og Gösta Kjellberg har vært kontaktperson og prosjektleder i NIVA.

Feltarbeidet er utført av G. Kjellberg, Jarl Eivind Lavik og Mette-Gunn Nordheim ved NIVA's Østlandsavdeling, Odd Nymo, Teknisk Hygiene Hamar, Løten og Stange kommuner, Øyvind Holmen fra Løten, samt Torleif Bækken og Eli Anne Lindstrøm (NIVA, Oslo). T. Bækken har bearbeidet bunndyrmaterialet og E. A. Lindstrøm har bearbeidet og vurdert beprøvningsprøvene. Robert Karlsen har artsbestemt dagguller og vårfuor fra Åkersvika. Torger Hagen og Kjell Kristiansen har bidratt med verdifulle opplysninger om fuglelivet i Åkersvika. Bearbeiding og vurdering av øvrige data og rapportskrivning er utført av personalet (G. Kjellberg, J. E. Lavik, M-G. Nordheim og S. Rognestad) ved NIVA's Østlandsavdeling.

Metallanalyser i sedimentprøver er utført ved Svensk Grundämnesanalys AB i Luleå. Analyser av PAH er utført ved NIVA's laboratorier i Oslo (vannprøver og konsentrasjon i bunndyr) og Unilab-analyse a.s i Trondheim (sedimentprøver).

Prosjektleder vil takke for et godt samarbeid.

Østestad oktober 1999.

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn og problemstilling	8
1.2 Miljømål for Svartelva og Åkersvika	10
1.3 Tidligere undersøkelser fra området	10
1.4 Målsetning	11
2. Materiale og metoder	12
2.1 Utførte undersøkelser i 1997	12
2.2 Utførte undersøkelser i 1998	12
2.3 Utførte undersøkelser i 1999.	13
3. Resultater og diskusjon	15
3.1 Registrering av omfanget av utslippet	15
3.1.1 Tidspunkt for utslippet, mengde utslipp og avløpsvannets innhold av forurensningsstoffer	15
3.1.2 PAH-forbindelser i vannprøver	15
3.1.3 PAH-forbindelser i sedimenter i Svartelva	17
3.1.4 PAH-forbindelser i sedimenter i Åkersvika	19
3.1.5 PAH-forbindelser i bunndyr i Svartelva delbukt.	25
3.1.6 Kobber, krom og arsen i vannprose fra Svartelva	26
3.1.7 Kobber, krom og arsen i sedimenter i Åkersvika	28
3.2 Registrering av skadeeffekter av utslippet	32
3.2.1 Estetiske problemer	32
3.2.2 Begreinspsorganismer i Svartelva	33
3.2.3 Bunndyr i Svartelva	33
3.2.4 Bunndyr i Åkersvika	35
3.2.5 Fisk	37
3.2.6 Kreps	40
3.2.7 Fugler	40
3.3 Miljørisikoumlyse	41
3.3.1 Svartelva	41
3.3.2 Åkersvika Naturreservat	41
3.3.3 Mjøsa	41
4. Referanser	42
5. Vedlegg	44

Sammen drag

Denne undersøkelsen har hatt som formål å gi en beskrivelse av omfang og skadeeffekter av et utslipp av kreosotholdig dreneringsvann til Svartelva fra ImpregNor AS på Hseng. Videre skulle en foreløpende vurdere eventuelle tiltak for å redusere skadeomfanget. Holde beregninger utført av Norges Geotekniske Institutt (NGI) ble ca. 92 kg fri fase kreosot sluppet ut i elva høsten 1997. Det meste av denne kreosoten ble trolig tilført Svartelva som et akutt utslipp ved middagstid torsdag den 30. oktober. Kreosot kan inneholde opp til 348 identifiserbare kjemiske stoffer der fenoler og aromatiske hydrokarboner står sentralt. Kreosot i fri fase er meget giftig overfor vannlevende organismer. Høy toksisitet har også blitt påvist i kreosotforurenkede sedimenter.

Hovedkonklusjonene er:

- Utslipet har belastet og påvirket et **meget følsomt naturområde, Åkerøvika naturreservat**, som det generelt sett ikke er ønskelig blir tilført forurensninger. Spesielt bør tilløster av miljøgifter unngås eller holdes på et lavest mulig nivå.
- Utslipet førte til et særlig Svartelva nedstrøms Hseng (en strekning på ca. 5 km), men også deler av Åkerøvika og til dels Mjøsa ble tilført **høymidler som fenoler samt oljerelaterte disykliske og polysykliske aromatiske forbindelser (PAH)**. Blant fenolene var det størst utslipp av forbindelser som Fenol, 2-Metylfenol, o-Etylfenol, p-Etylfenol, m-Etylfenol, 2,3-Xylenol, 2,4-2,5-Xylenol, 3,4-Xylenol, 3,5-Xylenol, 2-Isopropylfenol, 2,3,5-Trimetylfenol og Beta-naftol. Blant PAH'ene var det størst utslippsmengde av disykliske forbindelser som Nafthalen, Acenafthen og Acenaphylen samt ekte PAH som Fluoren, Fenantren, Antrasen, Fluoranten og Pyren. Av disse har det sannsynligvis vært størst utslipp av Nafthalen, Acenafthen og Fenantren. Kreosotutslippet har også belastet vannmiljøet med potensielt mutogene og kreftfrembringende PAH'er som Benz(a)antracen, Benzo(b)fluoranten, Benzo(j,k)fluoranten, Benzo(a)pyren, Ind.(1,2,3 cd)pyren og Dibenz(a,h)antracen. Disse forekom likevel i små mengder.
- Utslipet førte ikke til noe større påslag av COA-salter dvs. arsen og tungmetaller som kobber og krom, som kunne registreres i vann, sediment eller vannorganismer.
- Utslipet førte til sterk **kreosotluk** og synlig "oljehinne" langs hele den berørte delen av Svartelva. Meest berørt ble et ca. 500 meter langt strykparti like nedstrøms utslippspunktet. Her ble det liggende store mengder dråper/ansamlinger av kreosotolje (fri fase kreosot) mellom småsteinene, grus- og sandkornene i bunnen av elvefaret. Noe registrerte her PAH-konsentrasjoner i de øverste 0-3 cm av elvesedimentet i området 200-30000 ng/kg sediment. Dypere sedimentlag var lite berørt. Elvestrekningen ned til Kvæva ble også påtagelig berørt. Her var det først og fremst områder som yttersvinger og bukevjer med lavere vannhastighet som ble belastet med kreosotforbindelser. Også i utløpsområdet i Åkerøvika var det tydelig kreosotluk og synlig "oljehinne". Øvre del av den mest belastede elvestrekningen ble i uke 49-51 slamsugd for å fjerne fri fase kreosot fra sedimentene langs elvebreddene. Dette medførte at en del kreosot i fri fase ble virvlet opp og ført nedover elva. Dette førte likevel ikke til noen større belastningsøkning i elva nedstrøms. Da elva ble helt islagt (i uke 51) forsvant kreosotlukta. Våren 1998 var det uvanlig stor isgang i Svartelva bl.a. langs den delen av elva som var berørt av kreosotutslippet. Isgangen bidrog til erosjon langs strandkanter og i bunnsedimentene i enkelte strykpartier noe som frigjorde kreosotforbindelser, og igjen ble det tydelig kreosotluk langs elva. Det ble også synlig "oljehinne" langs enkelte elvestrekninger, men ikke i noe større omfang jevnført med forholdene foregående høst. Etter dette har det ikke vært problemer knyttet til kreosotluk og synlig "oljehinne". I 1998 ble det likevel fortsatt igjen enkelte kreosotansamlinger i bunnsedimentene i Svartelva og da særlig langs det mest belastede strykpartiet like nedstrøms utslippstedet ved Hseng. Generelt sett synes

det nå som om det meste av kreosotforbindelsene har blitt nedbrutt og/eller vasket ut fra Svartelva. Langvarig vårfloem og vedvarende høy vannføring i hele 1998 og vårfloemmen i 1999 har bidratt til dette. Like etter isløsningen våren 1998 var det også synlig forekomst av kreosotforbindelser i vannledningen og sigrevannslin ("oljelinne") i Svartelvedeltaet og i berørte del av selve Åkersvika, men det var ikke noen merkbar kreosotlukkt. *Etter at Åkersvika ble fylt med vann i juni 1998, har det ikke vært kreosotlukkt eller synlig forekomst av kreosotforbindelser i eller langs "vika".*

- Utslippet førte til **akutte skadeeffekter på bunndyr**. Strykpartiet like nedstrøms utslippstedet ble mest berørt og her ble nesteparten av bunndyrene slått ut samt enkelte tolerante fibørste mark tilhørende gruppen *Tubificidae*. Strykpartiet lengre nedstrøms (ved Sande, Kvieka og Hjellem) var også berørt men i mindre grad jevnført med elvestrekningen like nedstrøms Ilseg. Her var det fortsatt til dels rik forekomst av mer tolerante bunndyr som døgnfluen *Haetis rhodan*, steinfluen *Leuctra hippopus*, vårflyen *Rhyacophila nubila* samt arter tilhørende grupper som fibørstemark, knott, ljernmygg og stankelbein/klegg. Bestandene av følsomme insektlarver som døgnfluene *Haetis muticus*, *H. nigra* og *Heptagenia sulphurea*, steinfluen *Dura norveici*, *Isoperla* sp. og *Capnia* spp., vårflyene *Agapetus ochropus*, *Hydropsyche* spp., *Lepidostoma hirtum* og *Antrypodes* spp. samt grupper som "Helmishiller", snegl og småmuslinger var tydelig redusert. Det var ikke mulig å foreta observasjoner i mere stilleflytende partier p.g.a. is. *Bunndyrunder søkelse foretatt i 1998 viste at bunndyrene var raskt reetablert seg og at faunaen hadde blitt normalisert i november. En befiringsundersøkelse i forbindelse med elvfiskeundersøkelsen i begynnelsen av august i 1999 bekreftet dette.*
- Utslippet førte til **akutt fiskedød og balanseforstyrrelser hos fisk**. Dette startet den 30. oktober og varte til ca. 3. november. Mest påvirket ble fisken av utslippet som kom den 30. oktober. Sannsynligvis kom det da mye kreosot i fri fase. Det ble f. o.m. 30. oktober observert død og "døende/gjellpåvirket" fisk langs hele elvestrekningen mellom Ilseg og utløpet i Åkersvika. Flest døde fisk ble registrert på strekningen like nedstrøms utslippspunktet. Videre ble det i dagene etter observert død og særlig "døende" fisk i Åkersvika øst for Eg-bruene (Svartelvedeltaet) samt i østre del av "hovdevika" like vest for den nordre EG-brua. Følgende fiskerter ble observert: ørret, harr, gjedde, bork, abbur, ørkyte, lake, karuss, lake og ferskvannsulke. I Svartelvas strykpartier var det flest funn av ferskvannsulke mens smågjedder var vanligst i registreringene fra Åkersvika. Det ble ikke observert døde eller "døende" kreps, heller ikke årsunger av ørret og harr. Den 8. og 9. november ble det observert døde smågjedder fastfrosset i den nylagte isen i området mellom Stungebrua og Jerubanebrua. Fiskedøden kan betegnes som omfattende, men ikke total. Det var altså en partiell fiskedød som bare omfattet visse størrelsesgrupper (små fisk < 30 cm) og arter (bl.a. ble det observert mort uten synlige tegn på skade). Videre har sannsynligvis flere fisker som var klart påvirket (observert som døde eller "døende") rehabilitert/kviknet til og således overlevd. *Det er ikke observert eller rapportert om unormale forhold med hensyn til fisk og fiske i Åkersvika og Svartelva i 1998 og 1999. Det ble heller ikke funnet fiskekadaver i Åkersvika like etter isløsning i 1998. Elvfiskeundersøkelsen i Svartelva i 1999 viste at de fleste fiskarter da var reetablert i strykpartiene langs den påvirkede delen av elva. Det har her også nevnes at det var rik forekomst av øretunger i samtlige strykpartier unntatt strykpartiet i elvas nederste del (ved Hjellem).*
- Det var sannsynligvis i første rekke fender som førte til fiskedød og skader på bunndyrsamfunnet like etter utslippet den 30. oktober. Skadeføløpet hos fisken tyder på dette. Flyktige draykiske hydrokarboner og vannløslige ekte PAH'ene (nftalener og ferantren) kan likevel også ha hatt betydning i denne sammenheng og da særlig i Åkersvika. I av varmetemperatur og begretnset mulighet for utskifting med atmosfæren på grunn av at mer stilleflytende elvestrekninger og Åkersvika var islagt har trolig bidratt til å forsterke gifteffektene.
- Utslippet har ikke ført til påvisbare skadeeffekter på bryggsorganismene i Svartelvas strykpartier. Den høyere vegetasjonen i de mer stilleflytende partiene var heller ikke synlig berørt.*

- Utslippet førte sannsynligvis til at bunnsedimentene i mer stilleflytende partier i Svartelva og i østre del av Akersvika (Svartelvadeltaet inkl. området like vest for I/6) fikk et økt påslag av disjunkte hydrokarbener og ekte PAH i sediment. I Akersvika ble det som mest registrert konsentrasjonsnivåer av ekte PAH i området 10000 - 25000 µg/kg (tørrvekt). Forurensningsgraden kan for de mest berørte områder betegnes som markert til sterk. Konsentrasjonene av potensielt kreftfrembringende PAH var likevel lavt (< 4000 µg/kg TV) og noen større risiko for langtidseffekter på bunndyr, fisk og fugl synes derfor ikke å foreligge. Konsentrasjonene av forbindelser som Nafthalen, Dibenzofuran, Acenafthen, Antosen, Fluoren, Fluoranten, Pyren og Benzoflouranten var hen 100 - 250 µg/g. høyere en det som ble registrert i sedimentene i Flakstadelvadeltaet. Dette området ble ikke berørt av kreosotutslippet og er her brukt som referanselokalitet. Øvrige berørte deler av Akersvika kan betegnes som lite til moderat forurenset.
- Det ble ikke observert unormale forhold med hensyn til fugleliv i Akersvika i 1998 og 1999.

Miljørisikoomtale og anbefalinger.

Utslippet medførte akutte skadeeffekter på bunndyr og fisk, særlig i berørte del av Svartelva men også høvd gjeldte fisk i Akersvika. Skadene var av kortvarig karakter som resultat av en rask reetablering av bunndyr og fisk. Forholdene bedømmes nå som mer normalisert, og det foreligger for tiden sannsynligvis ingen risiko for noen ny akutt skadeeffekt p.g.a. utslippet. Dette p.g.a. at det ikke lenger finnes større ansamlinger av konsentrert kreosot som kan virvles opp fra bunnsedimentene i Svartelva og/eller Akersvika.

Det foreligger ikke behov for saneringstiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Svartelva. Kreps synes ikke å ha blitt reetablert, og utsetting av kreps bør derfor vurderes.

Konsentrasjonsnivået av potensielt kreftfrembringende PAH i sedimentene i Akersvika ligger i et nivå som ikke bedømmes å gi noen langsiktige skadeeffekter for levende organismer. I Svartelvadeltaet som er den delen som ble mest belastet anbefales det at situasjonen overvåkes, dvs. at det i noen år foretas årlige PAH-analyser av sedimentene. Det er ikke nødvendig med saneringstiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Akersvika.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og problemstilling

ImpregNor AS på Ilseng i Stange kommune er en treforedlingsbedrift som trykkimpregnerer treverk. Bedriften benytter både kreosotolje og salt impregnering. Ved saltimpregneringen benyttes CCA-middel som inneholder tungmetallene krom (Cr) og kobber (Cu) samt metalloidet arsen (As). Bedriften startet sin virksomhet på Ilseng i 1935 og har således vært virksom i 64 år.

I forbindelse med grunnarbeidet ved kreosotanlegget på ImpregNor AS høsten 1997, ble kreosotholdig dreneringsvann tilført Svartelva fra en defekt oljevaskiller. Vannet fra avskilleren bestod delvis av fri løst kreosot og bidro derfor til meget høye kreosotkonsentrasjoner i elvevannet og langs elvebunnen like nedstrøms utslippspunktet. Det var også mistanke om at dette utslippet tilførte Svartelva kobber, krom og arsen fra tidligere saltimpregnering, da disse elementene kunne forekomme i grunnen og i grunnvannet på bedriftsområdet.

Utslippet førte til tydelig kreosotlukt og synlig "oljefilm" langs hele den berørte del av Svartelva, en strekning på ca. 5 km. Mest påvirket ble et ca. 500 meter langt strykparti like nedstrøms utslippspunktet der det ble liggende store mengder råper og geléaktige klumper av kreosotolje mellom grus- og sandkornene i elvefarens sedimenter. Utslippet førte til akutt fiskedød i elva og deler av Åkersvika samt akutte skadereffekter på bunndyr i Svartelva.

De totale miljøeffektene og spesielt de langsiktige virkningene av gjennomvorte kreosotansamlinger og mikroforurensninger som potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH vil avhenge av mengdene kreosotolje, Cu, Cr og As som finnes i sedimentene og i hvilken grad de er eller kan bli biotilgjengelige. Høye tungmetall- og arsen konsentrasjoner kan bidra til stress og til at organismene blir mer følsomme for kreosotpåvirkninger. Det bør imidlertid nevnes at miljøeffekter av denne typen kreosotolje-utslipp er forholdsvis dårlig kjent.

Det er likevel kjent at selve kreosoten (tekniske kreosot) har meget høy akutt toksisitet overfor vannlevende organismer. Årsaken til den høye toksisiteten har en ikke kommet forklart, men det foreligger to hovedhypoteser:

1. Kreosotens høye toksisitet skyldes synergistiske (dvs. samvirkende) effekter av mange komponenter.
2. Kreosotens høye toksisitet skyldes et fåtall ikke undersøkte komponenter med meget høy toksisitet.

Høy akutt toksisitet har også blitt registrert på vannekstrakt fra kreosotforurensete sedimenter (pers. medd. Göran Bergqvist). Ved risteblanding med kreosotforurenset sediment i vann har en registrert akutt toksisitet ved kreosotkonsentrasjoner på 0,77 – 1,00 mg/l. En hver form for frigjøring av fri løst kreosot fra sedimenter utgjør derfor en fare for akutt toksisitet i vannfasen.

Kreosotolje/Anthracenolje er en brunsvart oljeaktig viskøs væske som er litt tyngre enn vann (tetthet på 1,04 – 1,12 g/cm³). Den har en karakteristisk skarp lukt av nifalen og/eller fenol. Den fremstilles som et restprodukt (tungoljefraksjonen) ved destillasjon av steinkulltjære. Kreosot som blir benyttet til treimpregnering er et kulltjæredestillat som inneholder en rekke aromatiske forbindelser. Kreosot kan bestå av opptil 348 identifiserbare kjemiske stoffer der fenoler og aromatiske hydrokarboner utgjør hovedbestanddelene. Andelen PAH kan variere fra 50-90%. Nyere engelske undersøkelser (Hordt og Kevin 1998) viser at kreosotolje inneholder: Disykliske og polyasykliske aromatiske hydrokarboner

(ekte PAH) (80-85%), monosykliske aromatiske hydrokarboner (5-15%), fenoler (5-15%) og N-, S-, og O-heterosykliske forbindelser (ca. 5%). I kreosotolje som benyttes i dag, er mye av fenolene og enkelte spesielt miljøfarlige PAH-forbindelser som bl.a. Benzo(a)pyren fjernet. Fenolene er nå redusert fra 8% til - 3%. Følgende fenoler, disykliske- og ekte PAH-forbindelser finnes i størst konsentrasjon:

- Fenoler som: Fenol
Kresol
Xylenol
- disykliske forbindelser som: Naftalen
2-metylnaftalen
1-metylnaftalen
Acenafion
Dibenzofuran
- "ekte PAH'er" (3-6 ringer) som: Fluoren
Fenantren
Antracen
Fluoranten
Pyren
Benz(a)antracen*

(* markerer at forbindelsen er potensielt kreftfremkallende ovenfor mennesker)

Foruten Benz(a)antracen inneholder kreosotolje også andre potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH som Benzo(b)fluoranten, Benzo(k)fluoranten og Benzo(a)pyren i små mengder (-0,005-0,1%). De viktigste komponentene i kreosotolje er også gitt i tabell A i vedlegget.

Fenoler og mer vannløselige, flyktige PAH-forbindelser slik som naftalener og til dels fenantren er meget giftige særlig for fisk og kan gi akutte effekter (fisken får balanseforstyrrelser) ved så lave konsentrasjoner som 10-100 µg/l (Erichsen Jones 1969). Dødelighet inntreffer som regel ved konsentrasjoner - 1 mg/l (Hynes 1963, pers. medd. Göran Bergman). Disse stoffene absorberes raskt i fisken, og de gir umiddelbare skadeeffekter. Fisken har ikke mulighet til å opplyse disse giftene, men kvikner raskt til hvis den kommer ut i uforurenset vann tilsmok (Erichsen Jones 1969). Vi kan også nevne at fenoler vil gi en sjerende lukt og smak på fiskekjøtt ved så lave konsentrasjoner i vannet som 0,1 µg/l (Boutin 1954).

De tyngre PAH-forbindelsene (fenantren, fluoranten, pyren og særlig antracen og benz(a)antracen) er mindre vannløselige og mer resistente (tungt nedbrytbare) enn lettere forbindelser. Generelt avtar vannløseligheten for PAH-forbindelsene med økende antall karbonatomer og ringer. Vinklede strukturer som fenantren er likevel mer løselige enn lineære som antracen. Løseligheten øker imidlertid betydelig ved økende temperatur, men det gjør også avdunstingen fra vannoverflatene av de mest flyktige forbindelsene. Benzo(a)antracen, krom og arsen (særlig som arsenat) er potensielt kreftfremkallende. De mest resistente PAH-forbindelsene og Cu, Cr og As vil i stor grad binde til partikler og sedimentere ut i Åkeravika og til dels i Mjøsa. Økt konsentrasjon av disse forbindelsene i sedimentene kan gi langtgående skadeeffekter særlig på bunndyr, men potensielt også på fisk og fugl. En forutsetning er da at de er eller blir bioavailable. En vesentlig egenskap med kreosotoljen er at den opptrer som oppløper eller som gelenktige forbindelser i humusstratet; dvs. at også flyktige og akutt giftige forbindelser som fenoler og naftalener sannsynligvis kan bevares inne i kreosotoljedråpene i lang tid. Amerikanske undersøkelser har vist at sedimentet som var forurenset av kreosotolje hadde langt høyere PAH-konsentrasjoner i porevannet enn tilfellet var i sedimentet som kun var forurenset av forbrenningsrelaterte PAH (Sotha og Carpenter 1987). Dette gjør at

biotilgjengeligheten og giftvirkningene av kreosot-avledede PAH-forbindelser sannsynligvis er langt større enn de forbrenningsrelaterte ved samme konsentrasjoner. Generelt gjelder også at de olje-avledede PAH-forbindelsene er mer giftige enn de forbrenningsrelaterte (Knutzen 1989 og 1995).

Kreosotutslippet fra InnpregNor AS må derfor betraktes som spesielt miljøfarlig. Videre bør utslippet spesielt omfintlige naturområder (se nedenfor).

1.2 Miljømål for Svartelva og Åkersvika

Svartelva

Kommunene Hamar, Stange og Løten har sammen utarbeidet en flerbruksplan for Svartelva. Viktige miljømål er bl.a. at Svartelva skal opprettholdes som en viktig reproduksjonslokaltet for najsørret og som krepslokaltet. Nasjonale forvaltningsplaner for disse artene er under utarbeidelse ved Direktoratet for Naturforvaltning (DN), og artene har stor verneverdi.

Åkersvika

Åkeravika og nederste del av Svartelva og Flingsdølva ble fredet som naturreservat 26. juli 1974. Området er ett av de norske Ramsarområdene. Formålet med fredningen og opprettelsen av Åkersvika Naturreservat er å bevare et viktig våtmarksområde (elvedelta-landskap) med interessant flora og rikt fugleliv. Området er et av de viktigste rasteområder for våtmarksfugl i innlandet på Østlandet under trekket særlig om våren, men også om høsten. Videre er Åkersvika et viktig reproduksjonsområde for najsørfisk. For mer informasjon henvises til NIVA-rapport (Kjellberg et al. 1994) og vedlegg B bak i rapporten.

Utslipet av kreosotolje fra InnpregNor har således belastet og påvirket et meget følsomt naturområde som det generelt sett ikke er ønskelig blir tilført forurensninger. Spesielt bør tilførsler av miljøgifter unngås eller så langt som mulig holdes på et lavt nivå.

1.3 Tidligere undersøkelser fra området

Det foreligger til dels omfattende undersøkelser i dette området fra før. NIVA gjennomførte biologiske befaringsundersøkelser i Svartelva i 1974 og 1992 (Kjellberg 1993). Resultatene fra 1992 kan her tjene som referanse for å kunne bedømme "normaltilstanden" før elva ble påvirket av utslippet fra InnpregNor. Svartelva ble da på den aktuelle strekningen (fra Ilseng til utløpet i Åkersvika) vurdert som lite til moderat påvirket av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff og hadde en flora- og fauna sammensetning i stort samsvar med forventet naturtilstand.

I Åkersvika naturreservat ble det utført en større undersøkelse av bunnsedimenter og bunndyr i 1990-91 i forbindelse med bygging av Vikingskipet (Kjellberg 1992). Videre foreligger en konsekvensutredning om forslag til kompensasjonstiltak i Åkersvika fra 1994 utarbeidet på oppdrag av Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen (Kjellberg 1991 og Kjellberg et al. 1994). I nevnte rapporter finnes en rekke registreringer som utgjør verdifullt referansemateriale for å kunne bedømme effekten av kreosotutslippet fra InnpregNor på dyrelivet i "vika". Bl. a. er bunndyrforekomst (fordelt på større grupper og arter for låbørstemark og fjernmygglarver) og konsentrasjon av krom, kobber og arsen i overflatesedimenter registrert ved 23 lokaliteter. Innhold av krom, kobber og arsen er også registrert i fjernmygglarver fra fire hovedområder i selve Åkersvika.

Videre vil vi nevne at NIVA har nylig, på oppdrag fra SFT, foretatt en omfattende regional undersøkelse over forekomsten av bl.a. PAH i innsjøsedimenter i Norge (Krognerud et al. 1997). Denne rapporten utgjør derfor et meget verdifullt og nødvendig bakgrunnsmateriale når vi skal bedømme omfanget av utslippet fra InnpregNor.

1.4 Målsetning

Hovedmålet med tilføksundersøkelsen i Svartelva og Åkersvika i 1998-99 var:

- å klarlegge omfanget av utslippet. Dvs. hvilke deler av vassdraget ble/er berørt og i hvilken grad?
- å vurdere om direkte tiltak og/eller kompensasjonstiltak må gjøres og i tilfelle hvilke tiltak.
- å vurdere langsiktige virkninger på miljøet (miljøriskanalyse sett i relasjon til fastsatte miljømål for Svartelva, Åkersvika og Mjøsa).

2. Materiale og metoder

2.1 Utførte undersøkelser i 1997

NIVA foretok en befaring av Svartelva og utløpsosen i Akersvika den 30. oktober på ettermiddagen (se kart over området vist i fig. 1). Befaringen fant sted etter at det ble rapportert om fiskedød og mulig kreosotutslipp (det luktet kreosot) fra flere personer som bor langs Svartelva. Ved befaringen ble det derfor lagt spesiell vekt på registrering av død og døende fisk. Det ble da også innsamlet fisk for eventuelt seinere analyse. Forholdene var optimale for observasjon med et tynt gjennomskiktig islag på indre del av Akersvika og stilleflytende partier i Svartelva, samt åpent vann i foss- og strykpartiene. Disse forhold gjorde at det var enkelt å oppdage død og skadet fisk. Den 1. og 2. november ble det foretatt en kompletterende befaring av Svartelvaløvet og den sentrale delen av Akersvika. Området mellom Stungebrun og Jernbanebrun var ikke islagt og ble ikke undersøkt. Den 3. november ble det foretatt kompletterende fiskeregistreringer samt bunndyrregistreringer langs strykpartiene ved Høeng, Sande, Kvaka og Hjellum. Samme dag ble det også tatt vannprøver ved Svartelvas utløp i Akersvika og ved Jernbanebrun der Akersvika går ut i Mjøsa. Videre var personale fra NIVA tilstede da det i uke 49 ble foretatt slamgating av elvesedimentene like nedstrøms utslippsstedet ved Høeng. Det ble da kontrollert om dette tiltaket eventuelt førte til ytterligere skadeeffekter på grunn av at kreosotrester kunne virvles opp i vannmassen og føres nedover vassdraget.

2.2 Utførte undersøkelser i 1998

F.o.m. 1998 foreligger kontraktfestet prosjekt. Prosjektet var tenkt utført ved tre delundersøkelser (1, 2 og 3 se nedenfor og avsn. 2.3). I 1998 ble det dessuten foretatt en inngående befaring av Akersvika ved høvannstaud like etter isløsningen. Det ble lagt vekt på om det var behov og mulighet for ytterligere sanerings tiltak for å kunne begrense miljøeffektene av utslippet fra ImpregNor AS. Behov for eventuelle kompenseringstiltak som utsetting av fisk og kreps ble også vurdert.

1. Registrering av omfanget av utslippet. I hvilke områder finner vi kreosotrelaterte PAH'er og eventuell økte konsentrasjoner av krom, kobber og arsen, og hvilke konsentrasjoner foreligger?

Det ble samlet inn prøver av overflatesedimenter fra 8 stasjoner i Svartelva og 17 stasjoner i Akersvika. Stasjonsplassering er vist i figur 1. Prøvene i Svartelva bestod av bunnsediment fra de øvre 5 cm av bunnsubstratet som ble ristet i vann. Vannfasen er brukt til analyse. Prøvene ble tatt den 15. juli og det ble tatt prøver fra både strykpartier og fra mer stilleflytende og dypere partier (kalper) ved fire lokaliteter. Det ble også tatt moseprøver fra naturlig forekommende elvemose (*Potamogeton pectinatus*) for analyse av arsen, kobber og krom. I Akersvika ble det tatt prøver fra den øverste cm av bunnsedimentet. Her ble de stasjonene (st. 1 - 17) som ble benyttet i 1990 brukt. Prøvene ble tatt den 16. juli. Samtlige prøver fra Akersvika ble analysert m.h.t. krom, kobber og arsen. PAH-innhold ble registrert i samtlige prøver fra Svartelva og fra 10 av lokalitetene i Akersvika (stasjonene 1, 4, 7, 9, 10, 11, 13, 15, 16 og 17). St. 13, som ligger i Flakstadelvaddetnet ble her benyttet som referanselokaltet.

2. Biologiske undersøkelser i Svartelva.

Målet med de biologiske undersøkelsene i Svartelva var å registrere og vurdere eventuelle mer langvarige skadeeffekter på fisk, kreps, bunndyr og begroingsorganismer samt reetableringshastigheten for fisk, kreps og bunndyr.

Den 17. juli og 5. november ble det foretatt biologiske befæringsundersøkelser langs den berørte strekningen av Svartelva. Ved hver befaring ble det samlet inn semi-kvantitative prøver av bunndyr og begroingsorganismer. Det ble tatt prøver fra følgende fire lokaliteter:

- St. F1. Fossestrykpartiet ved veibrua i Høng. Denne stasjonen benyttes som referansestasjon.
 - St. F2. Strykpartiet direkte nedstrøms utslippsstedet i Høng. Prøvene er tatt like ved den kommunale kloakkpumpestasjonen.
 - St. F3. Fossestrykparti nedstrøms bru ved Kvæka.
 - St. F4. Fossestrykparti nedstrøms bru ved Hjøllom.
- Stasjonsplussering er vist i figur 1.

Vedvarende høy vannføring etter vårfloppen bidrog til at disse undersøkelsene ble tidsmessig forsinket i henhold til fastsatt program. I dette programmet inngikk også elfiskeundersøkelser. Grunnet vedvarende høy vannføring hele sommeren og høsten var det i 1998 umulig å gjennomføre et faglig forsvarlig elfiske i denne delen av elva. Elfisken ble derfor utført i 1999.

Tillegg til delundersøkelsen 1 og 2 ble det gjennomført en befaring av Åkersvika den 2. og 3. mai. Det ble da undersøkt om det fantes sydlige kreosotrester, fiskedavver og/eller døde muslinger samt levende *Chironomus*-larver i sedimentene i de turlagte områdene. Videre om det forekom kreosotlukt og/eller sydlig "kreosothanne". Buskkrattene i strandområdene ble gjennomgått med fuglehand for å se om det fantes syke eller oljeskadde fugler i området.

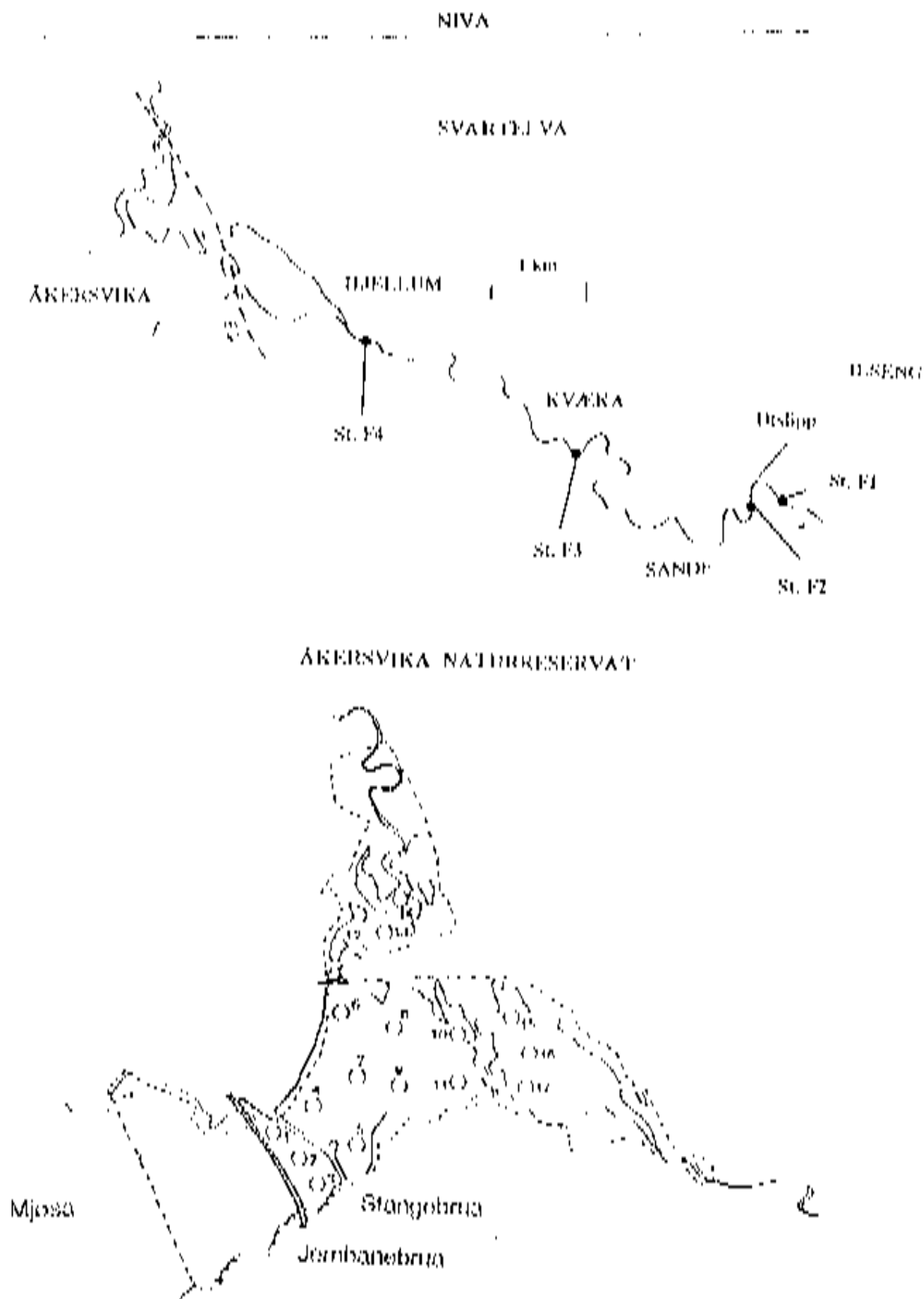
2.3 Utførte undersøkelser i 1999.

Elfiskeundersøkelse i Svartelva ble utført ved lav vannføring den 5. august i 1999. Følgende lokaliteter ble da gjennomfiske: Strykpartiet ved Hjøllom (st. F4), strykpartiet like nedstrøms veibrua ved Kvæka (st. F3), et kortere strykparti ved Sande, strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet på Høng (st. F2) samt strykpartiet ved veibrua på Høng (st. F1). Det sistnevnte elveparti ble her benyttet som referanseområde.

Målet med den kompletterende undersøkelsen i Åkersvika (delundersøkelse 3) var å avdekke/registrere mer langsiktige miljøeffekter som resultat av i første rekke kreosotutslippet. Har mer partikkelbundne resistente PAH forbindelser akkumulert i Åkersvikas sedimenter, og har det skjedd noen bioakkumulering av disse i bunndyrene? Er konsentrasjonene i tilfelle blitt såvidt høye at de kan gi gifteffekter? Resuspensjon av sedimentene i den grunne vika vil aktualisere problemene med mye eksponering for biota. Dette kan eventuelt få konsekvenser for bunndyr, fisk og fuglelivet.

Følgende undersøkelse ble utført i denne forbindelse:

1. Analyse av disykliske hydrokarboner og ekte PAH i de resterende 7 sedimentprøver fra Åkersvika, som ble innsamlet i 1998, ble foretatt i 1999.
2. Analyse av disykliske hydrokarboner og ekte PAH i mer storevorte fjernmygglarver tilhørende gruppen *Chironomus* og i en vanligdunnmusling (*Abundantia pleuralis*) fra det mest kreosotbelastede området i Svartelvadeltaet (dunnområdene ved st. F7).
3. Bunndyrundersøkelser i Åkersvika, Svartelvadeltaet og Flakstadelvadeltaet.



Figur 1. Prøvetakingslokaliteter i Svartelva og Åkersvika Naturreservat. Stasjonene i Åkersvika Naturreservat er de samme som ble benyttet i 1990.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Registrering av omfanget av utslippet

3.1.1 Tidspunkt for utslippet, mengde utslipp og avløpsvannets innhold av forurensningsstoffer

I forbindelse med gravearbeidet ved kreosotanlegget på ImpregNor AS høsten 1997, ble kreosotholdig dreneringsvann tilført Svartelva fra en defekt oljeavskiller. Undersøkelser utført av Rødsand (1997) ved Norges Geotekniske Institutt (NGI) viste at vannet fra avskilleren delvis bestod av fri fase kreosot og derfor bidrog til meget høye kreosotkonsentrasjoner i elvevannet like nedstrøms utslippspunktet av stoffer som fenoler samt oljerelevante disykliske og polysykliske aromatiske forbindelser (PAH). NGI's målinger viste videre at det blant fenolene var størst konsentrasjon av forbindelser som fenol, 2-Metylfenol, o-Etylfenol, p-Etylfenol, m-Etylfenol, 2,3-Xylenol, 2,4(2,5) Xylenol, 3,4-Xylenol, 3,5-Xylenol, 2-Isopropylfenol, 2,3,5-Trimetylfenol og Beta-nafthol. Blant PAH'ene var det størst utslippsmengde av disykliske forbindelser som Nafthalen, Acenafthen og Acenafthylen samt ekte PAH som Fluoren, Fenantren, Antrasen, Fluoranten og Pyren. Av disse har det sannsynligvis vært størst utslipp av Nafthalen, Acenafthen og Fenantren. Kreosotutslippet har også belastet vassdraget med potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH'er som Benz(a)antracen, Benzo(b)fluoranten, Benzo(j,k)fluoranten, Benzo(a)pyren, Ind.(1,2,3-cd)pyren og Dibenz (a,c/h)antracen. Disse forekom likevel i små mengder (Rødsand 1997).

Ifølge beregninger utført av NGI ble ca. 92 kg fri fase kreosot tilført Svartelva i denne perioden (Rødsand 1997). Det meste av denne kreosoten ble trolig tilført Svartelva som et akuttutslipp ved middagstid torsdagen den 30. oktober. Avløpsrøret (kommunalt overvannsledning) der kreosotutslippet kom, anslått ut i Svartelva på elvas nordside like for samløp med Lageråa.

3.1.2 PAH-forbindelser i vann prøver

Den 3. november ble det av NGI tatt vannprøver fra avløpsrøret ved Ilseng og av NIVA fra Svartelvas utløp i Åkersvika og i Åkersvikas utløp til Mjøsa ved Jernbanebrua. Videre ble det av Næringsmiddeltilsynet i Hamar tatt prøver av råvannet til Hamar og Stange vannverk den 10. november. Primærdata er sammenstilt i tabell 1 i vedlegget og resultatene er vist i figur 2 i teksten.

Vannet i Svartelva på strekningen Ilseng til utløpet i Åkersvika ble kraftig påvirket av kreosotutslippet. Det ble her (st.1 og 2) den 3. november registrert høye konsentrasjoner av disykliske hydrokarboner og ekte PAH i området 150000 - 200000 ng/l. Vi kan her nevne at (fjernet) uberørt ferskvann normalt har total PAH-konsentrasjon < 50 ng/l og at akutte og subakutte skadeeffekter av enkeltforbindelser som regel skjer ved konsentrasjoner over 100000 ng/l (Knutzen 1989). Størst konsentrasjon var det av lavmolekylære og mer vannløslige forbindelser som nafthalener, acenafthen, fluoren, fenantren og fluoranten. De ble ikke analysert for fenoler og dibenzofuran men høyest sannsynlig var det også vært høye konsentrasjoner av fenolforbindelser som fenol, kreosol og xylenol samt den disykliske hydrokarbonen dibenzofuran. Samtlige av disse stoffene er kreosotrelaterte. Mindre vannløslige og/eller tyngre kreosotrelaterte forbindelser som antrasen, pyren og potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH (KPAH) forekom også men i klart lavere konsentrasjoner. Generelt var det lave andeler av de kreftfremkallende PAH med en prosentandel KPAH < 1%. Benzo(a)pyren, (brukes som indikator for KPAH), hadde imidlertid i Svartelva en konsentrasjon på 127 ng/l. Diffust belastet overflatevann har normalt Benzo(a)pyren-konsentrasjoner < 0,1-1 ng/l og subletale virkninger er påvist ved konsentrasjoner over 100 ng/l (Knutzen 1989).

Akersvika ble også forurensa av de samme stoffene, men her var konsentrasjonene lavere p.g.a. større fortyringsmuligheten. Ved Akersvikas utløp til Mjøsa (st. 3) var konsentrasjonene ca. 20 - 50 µg/l, lavere enn i nedre del av Svartelva. Som eksempel kan nevnes at Benzo(a)pyren konsentrasjonen ved Jernbanebrua var 2 µg/l. Det var sannsynligvis størst utslippsmengde av PAH-forbindelsene naffalen, acenafthen, og fenantren, og det var disse stoffene som også fikk størst utbredelse.

Da krevetotutslippet var som størst, har det sannsynligvis vært så høye konsentrasjoner av naffalener og muligens også av fenantren i Svartelva og i utløpsosen i Akersvika at disse var akutt giftige overfor bunndyr og fisk (Eirichsen *Junex* 1969).

I råvannet til Slungvannverk ble det ikke påvist registrerbare konsentrasjoner av ekte PAH, men det ble registrert spor av dicykliske hydrokarboner som naffalen, 2-M naffalen og 1-M naffalen. I råvannet til Hamar vannverk ble det foruten nevnte naffalener også påvist små mengder av acenafthen og ekte PAH'er som fluoren, fenantren og fluorantren. Generelt sett hadde råvannet dvs. Mjøsvannet lave konsentrasjoner av PAH med en total PAH-konsentrasjon i området 5 - 10 µg/l. Dette er i samsvar med det vi finner i diffus belastet overflatevann (Knutzen 1989).

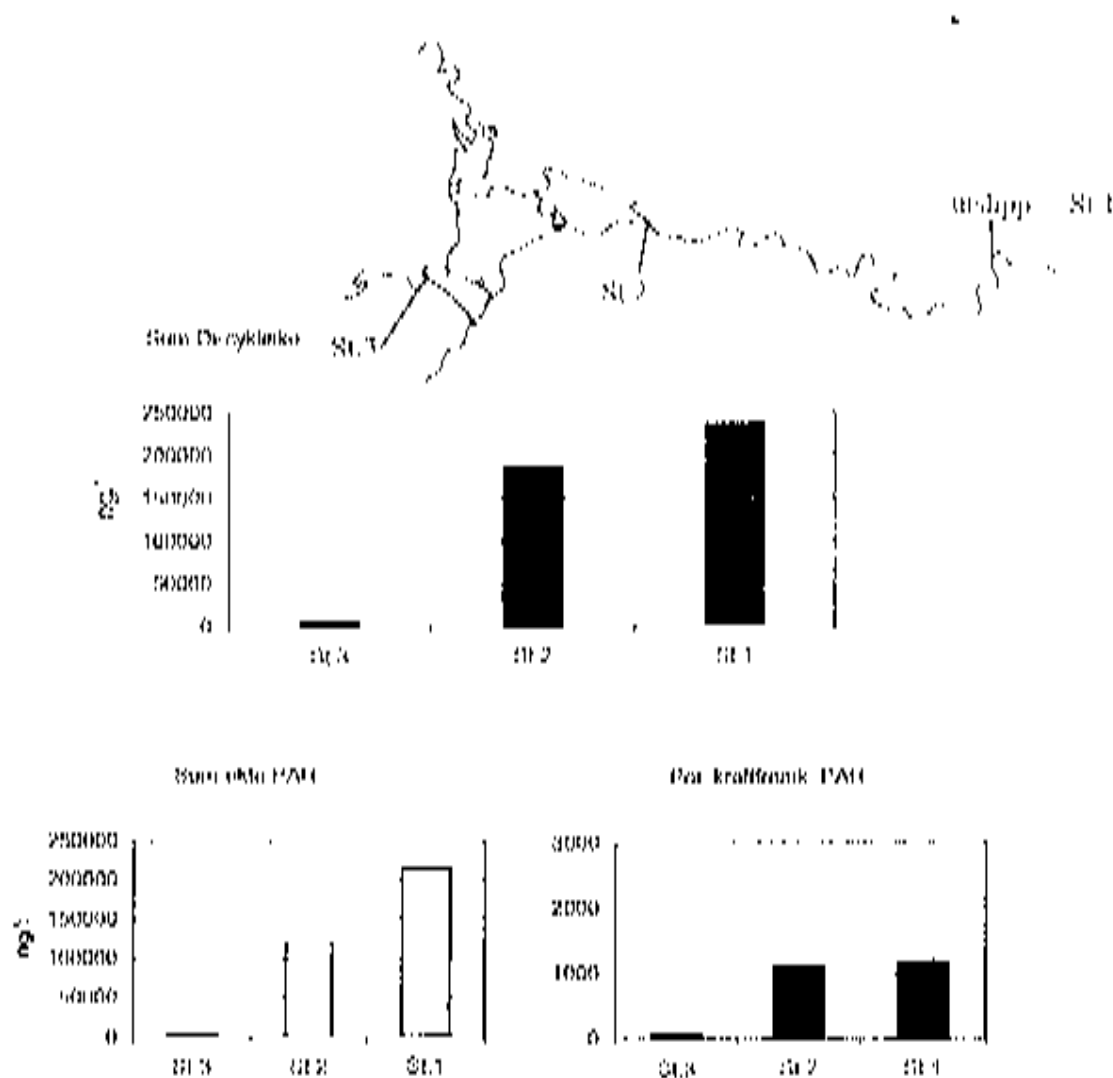


Fig.2 Konsentrasjon av dicykliske hydrokarboner og ekte PAH'er i vannprøver fra lokalløper i Svartelva - Akersvika den 2.11.1998.

3.1.3 PAH-forbindelser i sedimenter i Svartelva

Primerdata er gitt i tabell 2 i vedlegget og resultatene er vist i figur 3 i teksten.

Den delen av Svartelva som ble mest påvirket av kreosotutslippet var et ca. 500 meter langt strykparti like nedstrøms utslippspunktet. Her ble det liggende store mengder dråper/ansamlinger av kreosotolje (fri fase kreosot) mellom småsteinene, grus- og sandkornene i bunnen av elveløpet like etter utslippet. NGH fant her i de øverste 0 – 3 cm av elvesedimentet PAH-konsentrasjoner i området 200 – 330000 mg/kg sediment (Rødsand 1997). Dypere sedimentlag var lite berørt. Elvestrekningen ned til Kvikna (en elvestrekning på ca. 2,5 km) ble også påtagelig forurettet. Her var det først og fremst bunnsedimentene i yttervingen og bukerytten med lavere vannhastighet som ble belastet med kreosotforbindelser (Rødsand 1997 og egne observasjoner). Også i utløpsøst i Åkersvika var det tydelig kreosotlukt i slammene langs elvebredden, men her fant vi ikke synlige dråper/ansamlinger av kreosotolje. Det var likevel "oljefilm" på vannet og da særlig om vi rørte i sedimentet.

Øvre del av den mest belastede elvestrekningen ved Ilsetg ble i uke 49 – 51 slamsugd for å fjerne fri fase kreosot fra sedimentene langs elvebreddene. Dette førte til at en del kreosot i fri fase ble virelet opp og ført nedover elva. Dette førte likevel ikke til noen større belastningsøkning i elvevannet (og/eller elvesedimentene nedstrøms (Rødsand 1998 og egne observasjoner).

Våren 1998 var det vanlig stor ogang i Svartelva bl.a. langs den berørte del av elva. Dette bidrog til erosjon langs strandkanter og i bunnsedimentene i enkelte strykpartier noe som frigjorde kreosotforbindelser og igjen ble det tydelig kreosotlukt langs denne delen av vassdraget. Det ble også synlig "oljefilme" langs enkelte elvestrekninger, men ikke i så stort omfang som det var foregående høst. Etter denne episdoden har det ikke vært problemer knyttet til kreosotlukt og synlig "oljefilme". Det er likevel fortsatt igjen enkelte kreosotdråper/ansamlinger i bunnsedimentene i Svartelva i november 1998, og da særlig langs det mest belastede strykpartiet like nedstrøms utslippstedet ved Ilsetg.

Sedimentundersøkelsen som ble foretatt den 15. juli i 1998 viste at sedimentene i strykpartiene da hadde lave PAH konsentrasjoner, men at det fortsatt var en del kreosotforbindelser i sedimentene i kulvene. I strykpartiene var forholdene nær normalisert med PAH-konsentrasjoner tilsvarende de vi fant i strykpartiet oppstrøms utslippstedet. Sedimentene i kulvene hadde fortsatt et klart påslag av PAH. Høyest konsentrasjon var det av ekte PAH som fenantren, fluoranten og pyren. Det er et velkjent og vel dokumentert fenomen at sedimentene i foss- og strykpartier raskt vaskes rene etter utslipp av oljeprodukter, men at oljerester i lang tid kan ligge igjen i sedimentene i kulper (Dronthun et al. 1997). Generelt sett synes det likevel som om det meste av kreosotforbindelsene hadde blitt nedbrutt eller vasket ut fra Svartelva. Størstedelen av de mer resistente PAH'ene bl.a. de potensielt kreftfremkallende, har derfor sannsynligvis sedimentert og blitt absorbert til bunnsedimentene i Åkersvika og/eller blitt ført videre ut til bunnsedimentene i Mjøsa.

Vurdert ut fra foreliggende resultater skulle de kreosotforbindelsene som ligger igjen i Svartelva ikke være noen direkte miljøtrussel. Det vil si at vi ikke forventer akutte, subakutte eller subletale skadeeffekter på flora og fauna. Dette kan begrunnes med at konsentrasjonsnivåene er relativt lave sett i forhold til de konsentrasjonsnivåene som kan gi gifteffekt, og at vi kan regne med en fortløpende utrennsning av PAH-stoffer fra Svartelva til Åkersvika. Videre er det fra tiden ikke noen lokaliteter med større forekomst av konsentrert kreosot i elvebunnen.

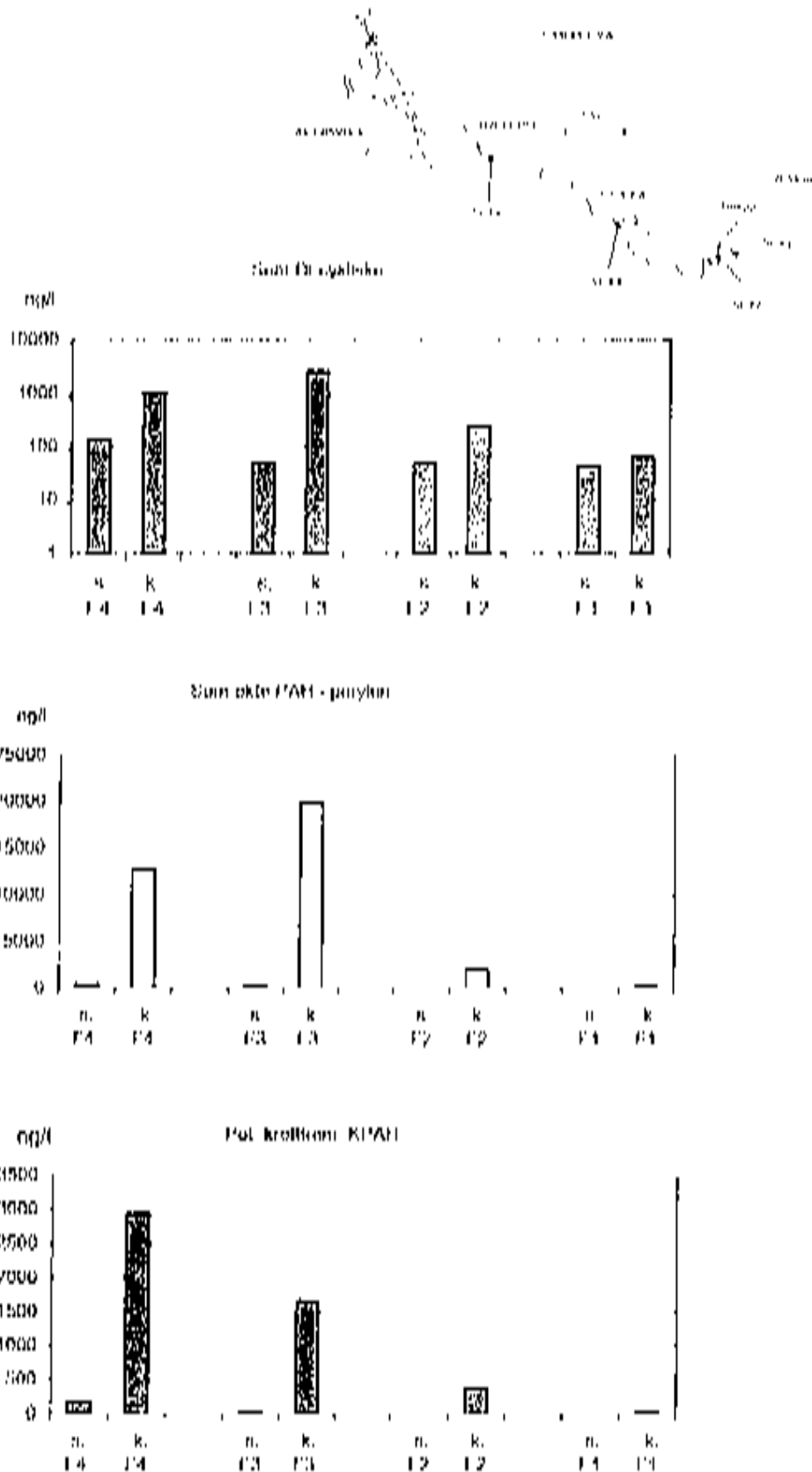


Fig. 3. Koncentrationer av dieldrin, sum av de flyktiga hydrokarterna, och PAH:er og KPAH:er i vandrings-
 fisk vandrings nordhavet fra tre lokaliteter i Sverige.
 Fiskevarer er tatt den 15.juli 1978
 n - skrypote, k - kulp

3.1.4 PAH-forbindelser i sedimenter i Åkersvika

Like etter isløsningen i 1998 var det synlig forekomst av "oljehinne" (sannsynligvis rester av kreosotforbindelser) i vandammer og sigevannsfar i Svartelvdeltaet, men også i berørte deler av selve Åkersvika. Størst forekomst var det i den sørvestre delen av Svartelvdeltaet (se figur 4).

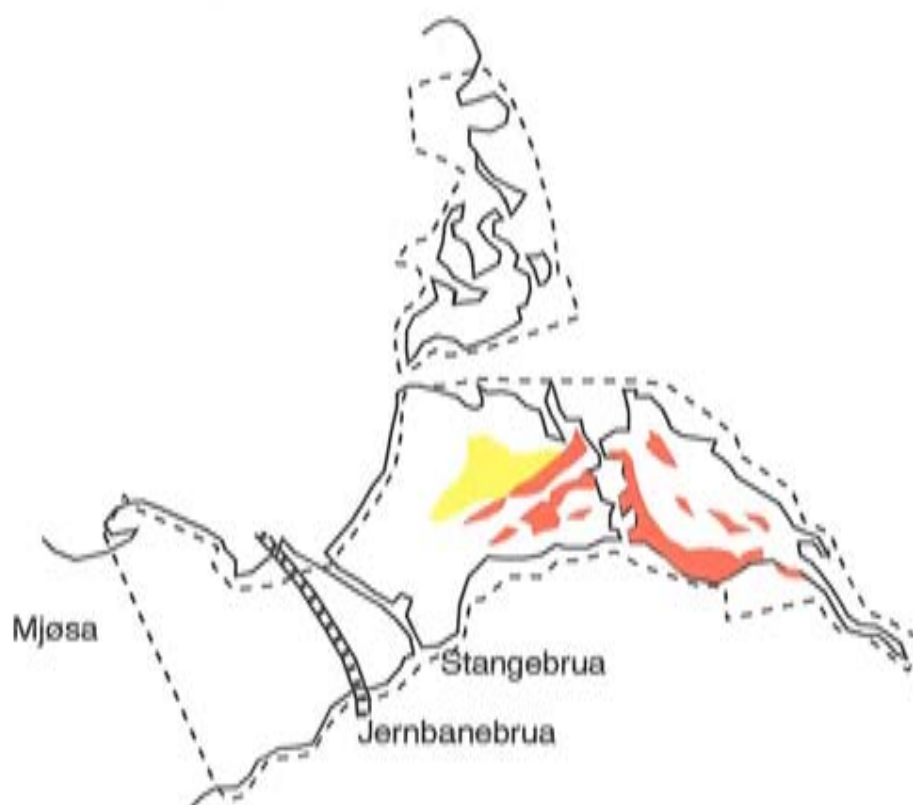


Fig.4 Områder med synlig forekomst av "oljehinne" (rød markering) samt område der det ble funnet døde dammuslinger (gul markering) i Åkersvika naturreservat våren 1998.

Det ble likevel ikke registrert noen merkbar kreosotlukt. Det ble heller ikke påvist kreosotansamlinger som skulle tilsa at det var nødvendig med sanerings tiltak. Etter at Åkersvika ble vannfylt i juni i 1998 har det ikke vært kreosotlukt eller synlig forekomst av kreosotforbindelser (pers. medd. Torger Hagen).

Den 15. juli 1998 ble det tatt ut sedimentprøver fra Åkersvika som ble analysert med hensyn på PAH. Primærdata er sammenstilt i tabell 3 i vedlegget, og resultatene er vist i figur 5-7 i teksten.

PAH har sterk tendens til å adsorberes til organisk stoff. Derfor er sedimentenes innhold av organisk materiale en viktig forutsetning for akkumulering av PAH. I Åkersvika finnes områder med relativt mye organisk materiale i sedimentene, i elvedeltaene, samt i nordvestre området av "vika" ved bruene.

Kreosotutslippet har ført til at sedimentene i østre del av Åkersvika (Sømtelvedeltaet inkl. området like vest fra E6) har fått et klart påslag av disykliske hydrokarboner og ekte PAH. Her ble det registrert konsentrasjoner av disykliske hydrokarboner i området 2000 - 6000 µg/kg TV og ekte PAH i området 10000 - 25000 µg/kg TV. Som potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH varierte i området 800 - 3000 µg/kg TV. Konsentrasjonene av kreosotrelaterte forbindelser som naphalen, dibenzofuran, nenaften, anthrasen, fluoren, fluoranten, pyren og benzo(a)antrasen var 100 - 250 µg/g, høyere enn det som ble registrert i sedimentene i Plakstadelvedeltaet. Plakstadelvedeltaet ble ikke berørt av kreosotutslippet og brukes her som referanseleksalitet. I områder med bare diffus belastning (uten definierbar påvirkning fra større punktkilder) kan det antas at total PAH-konsentrasjon i innsjøsedimenter er omkring 100-300 µg/kg TV (Hoit og Klugeck 1981, Knutzen 1984 og Holm et al. 1984). I tilsvarende norske fjordområder betegnes totale PAH-konsentrasjoner på 500 µg/kg TV og lavere som bakgrunnsverdier (Ogg et al. 1998). Vi kan i denne sammenheng også nevne at det er funnet konsentrasjoner av PAH >20000 µg/kg TV, i en rekke innsjøer i Norge hvor hovedkilden er atmosfæriske avsetninger fra lokale og fjernliggende kilder (Rognstad et al. 1997).

Forurensningsgraden i østre del av Åkersvika kan betegnes som markert til sterk. Sedimentene i de øvrige berørte delene av Åkersvika (dvs. den sentrale delen og området mellom Stangebrua og Jernbanebrua) kan betegnes som moderat forurenset og sedimentene i Plakstadelvedeltaet som lite forurenset. Vi har da benyttet følgende vurderingsnorm:

- | | |
|--------------------------------------|---------------------------|
| • Sum Ekte PAH < 700 µg/kg TV | Liten forurensningsgrad |
| • Sum Ekte PAH 700 - 5000 µg/kg TV | Moderat forurensningsgrad |
| • Sum Ekte PAH 5000 - 15000 µg/kg TV | Markert forurensningsgrad |
| • Sum Ekte PAH > 15000 µg/kg TV | Sterk forurensningsgrad |

Sammenligner vi med de konsentrasjonene som ble registrert ved den regionale undersøkelse av organiske miljøforurensninger i norske innsjøsedimenter (Rognstad et al. 1997), kan de høyeste konsentrasjonene av de disykliske hydrokarbonene i Åkersvika betegnes som høye. De mest vannløselige av disse stoffene vil likevel i stor grad brytes ned slik at konsentrasjonene relativt raskt reduseres. Konsentrasjonene av ekte PAH kan betegnes som moderate til høye og konsentrasjonen av potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH som lave til moderate med konsentrasjoner < 3500 µg/kg TV. Disse er mindre vannløselige og har herved høyere fettfastighet og bioakkumuleringspotensialer. Konsentrasjonene av Benzo(a)pyren, som brukes som indikator på det karsinogene potensialet av PAH, lå i området 35 - 540 µg/kg TV. I følge Knutzen (1989) kan det inntreffe akutte og subakutte skadeeffekter først ved total PAH konsentrasjoner > 100000 µg/kg TV. Direkte risiko for akutte og subakutte miljøeffekter på bunndyr, fisk og fugl i Åkersvika synes derfor ikke å foreligge. Vi kan her likevel nevne at det i Østersjøen er registrert subletale skadeeffekter på fisk som har levd i områder med total PAH-konsentrasjoner i området 14000 - 200000 µg/kg TV i sedimentene (Eriksen et al. 1997). Videre var bunndyrene i Padderudvannet ved Oslo stresset i bunnområder med PAH-konsentrasjoner i sedimentene i området 25000 µg/kg TV (Bækken og Jørgensen 1994). Ogg et al. (1998) fant forandringer i marine bunndyrsamfunn i sedimenter med total PAH-konsentrasjoner i

området 10000 – 100000 µg/kg TV. Vi kan derfor ikke helt utelukke at biologiske langtidseffekter kan inntreffe i de mest belastede områdene i Svarselvdeltaet.

Vurdert ut fra foreliggende resultater synes det ikke å være behov for spesielle sanerings tiltak som slamoppsuging, mudring eller lignende. På sikt vil de mer vannløslige PAH brytes ned, og de mest resistente PAH vil bli mer partikkelbundne og dekket med sedimenter. Dette gjør at de potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH med tiden blir mindre mobile og bioavailable. Tiltak for å hente opp de mest forurenkede sedimentene i Akersvika frarådes derfor. Vi kan her nevne at de i Sverige anbefaler å sonere bunnområder, når kreosolkonsentrasjoner overstiger 200000 µg/kg T.V. (Bergman et al. 1987).

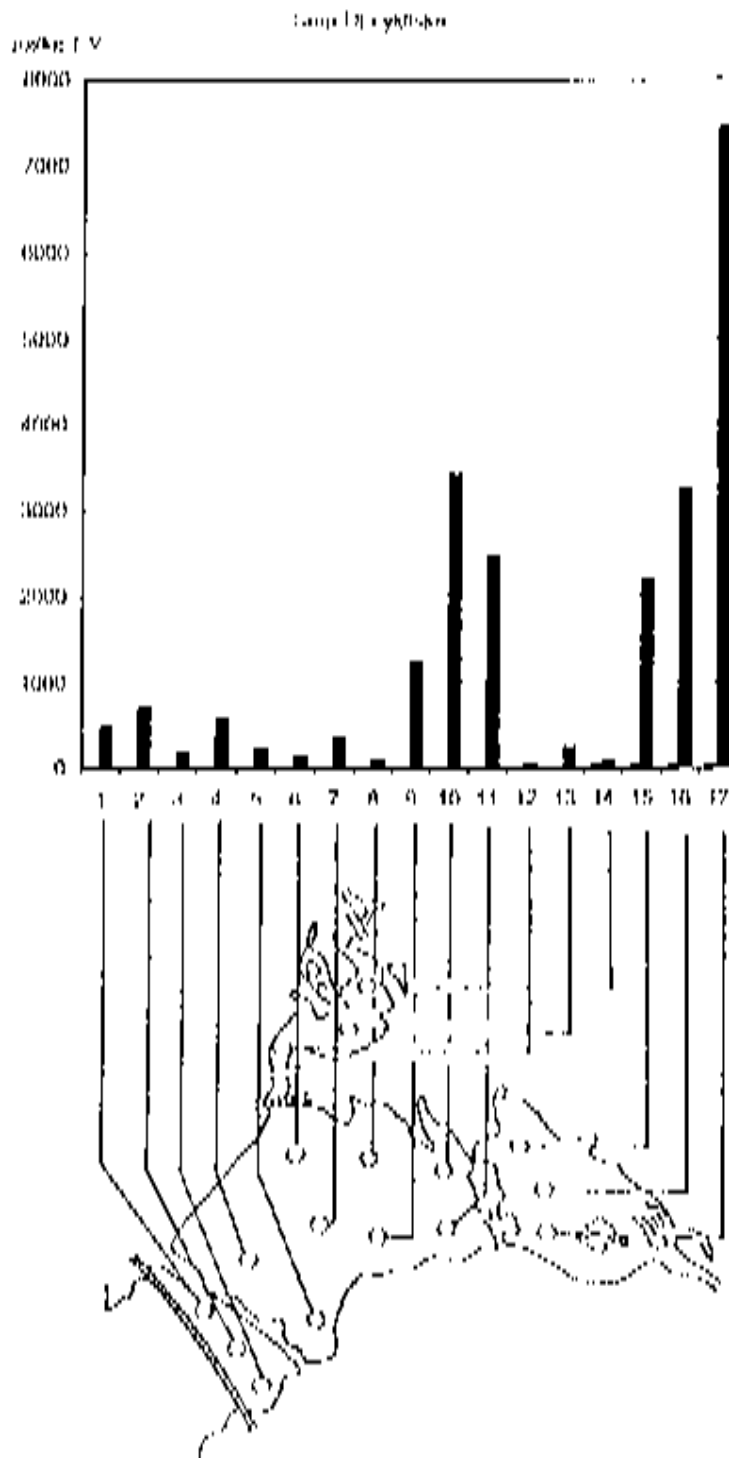


Fig.5. Konsentrasjoner av di-ykliske aromatiske hydrokarboner i overflatesedimenter i Akersvika naturreservat 15. juli 1998.

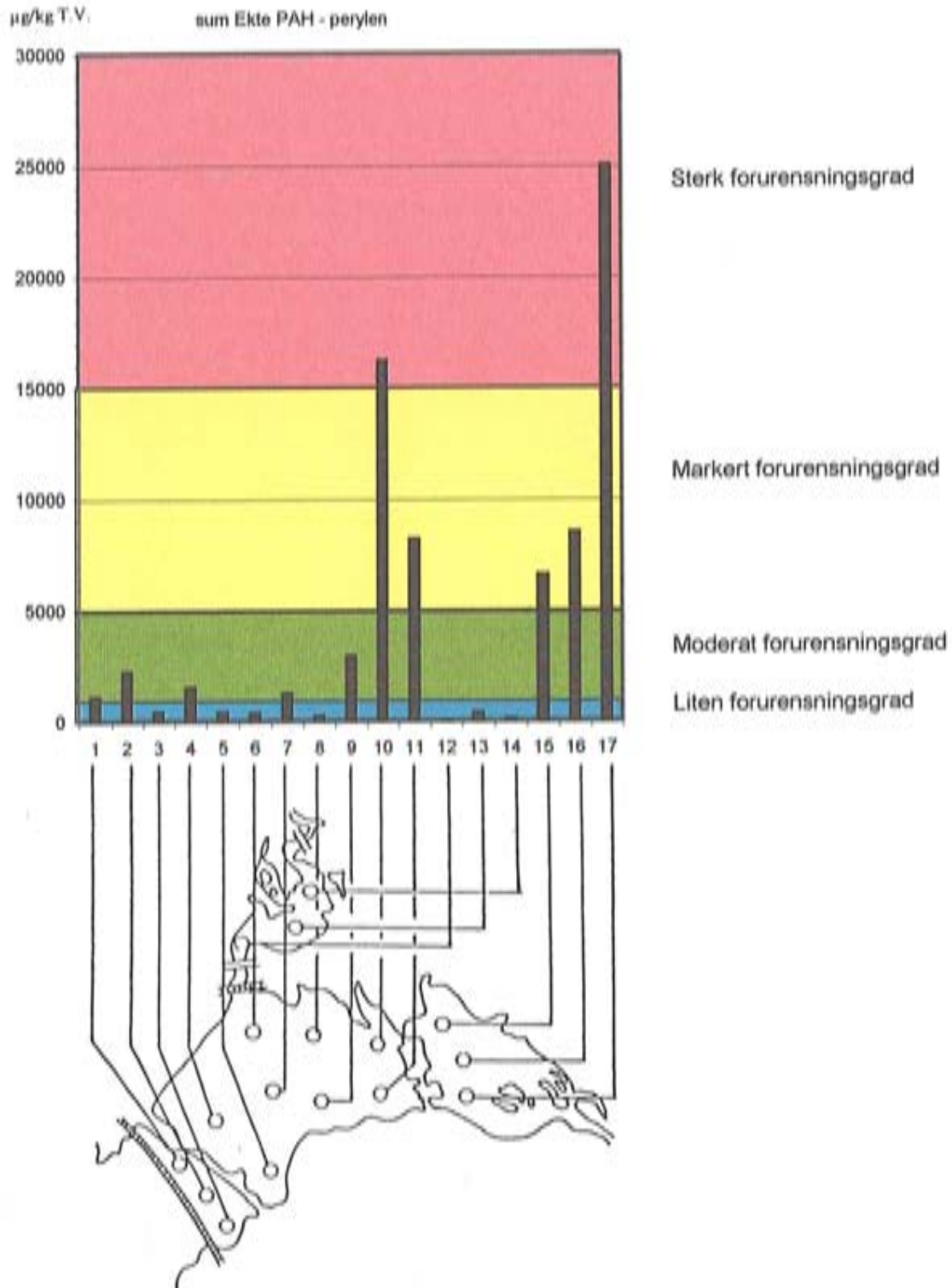


Fig.6. Konsentrasjoner av ekte PAH (polycykliske aromatiske hydrokarboner) i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

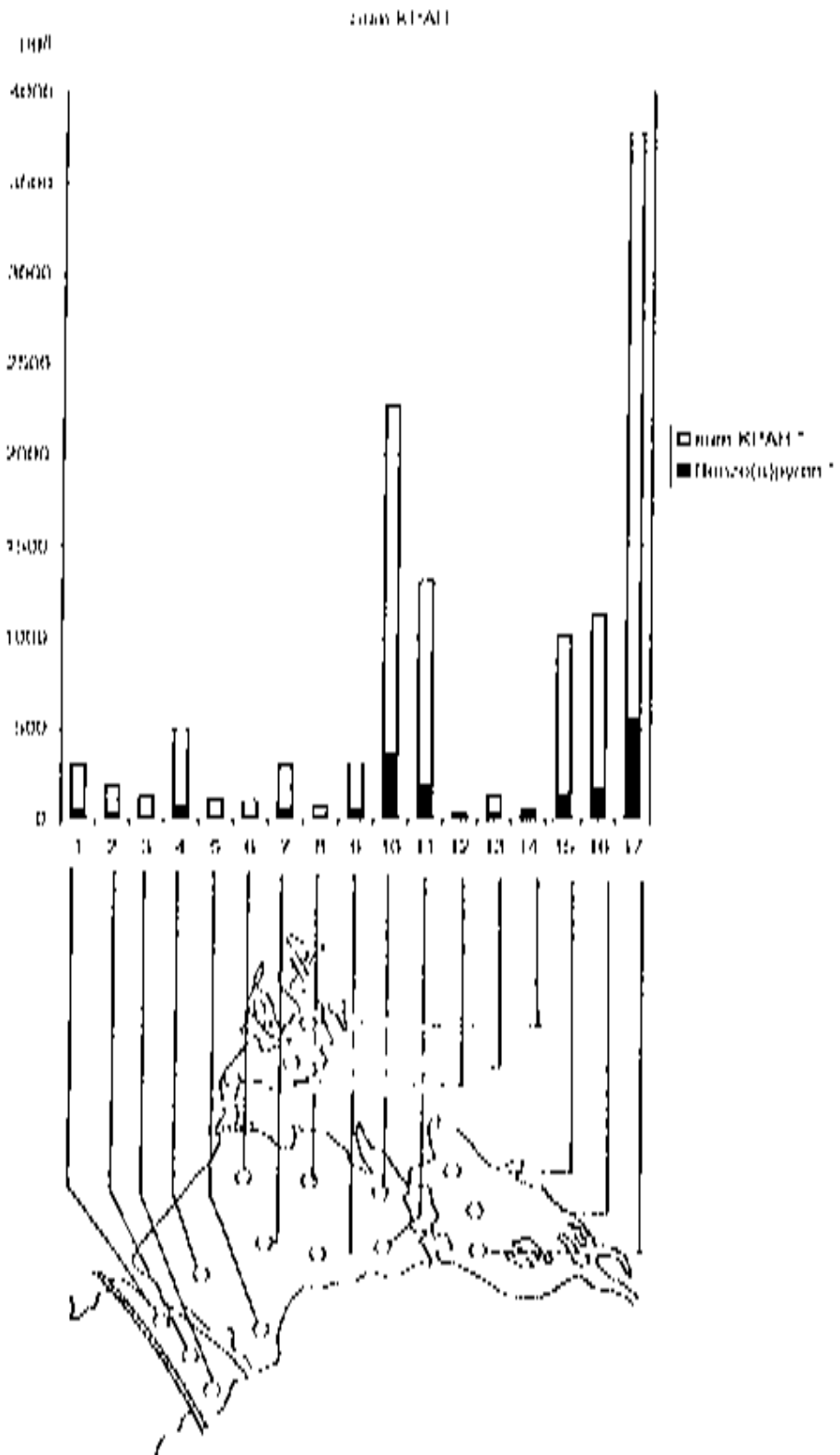


Fig.7. Koncentrasjonar av to potensielt cancerfremkallende polycykliske aromatiske hydrokarboner (KPAH) i overflatesedimenter i Åkeravika naturreservat 15. juli 1998.

3.1.5 PAH-forbindelser i bunndyr i Svartelvdeltaet.

Den 24. august i 1999 ble det samlet inn større fjærmygglarver (tilhørende slekten *Chironomus*) (i hovedsak arten *C. tentans*) og en eldre dammusling (*Anodonta piscinalis*) fra det mest kresotbelastede området i Svartelvdeltaet (st.17). Materialet er analysert for Di-ekykliske hydrokarboner og ekte PAH. Primærdata er sammenstilt i tabell 4 i vedlegget.

Analysene er utført for å få en oppfatning om størrelsen av bioakkumulasjon i bunndyr særlig av potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH'er som Benz(a)antracen, Benzo(b),(k)fluoranten, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenz(a,e/h)antracen og særlig Benzo(a)pyren. Prøvematerialet er fra det området i Åkersvika (Svartelvdeltaet) der vi registrerte de høyeste konsentrasjoner av kresotreduserte stoffer i sedimentene og skulle således kunne representere et s.k. "verste tilfelle", da fjærmyggen og ferskvannsmuslinger som her er benyttet som miljøindikatorer er ganske stedbundne organismer. Det var et mål at vi skulle utføre de samme analysene på fjærmygg og dammusling fra Flakstadelvdeltaet som her ble benyttet som referanselokaltet. Her var det imidlertid ikke mulig å få stort nok materiale av fjærmygg, og vi fant ingen dammusling.

I fjærmyggene som representerer en samleprøve av 144 individ ble det registrert en total PAH konsentrasjon på 463 µg/kg våtvekt og en konsentrasjon av potensielt kreftfremkallende PAH på 46 µg/kg våtvekt. Tilsvarende konsentrasjonsnivå for dammusling var 196 µg/kg våtvekt representative 21 µg/kg våtvekt. Fjærmygglarvene synes å ha akkumulert mer PAH enn dammuslingen og hadde en dobbelt så høy konsentrasjon. Evnen til å akkumulere forskjellige miljøgifter er artsavhengig og en skal være forsiktig med å sammenligne data fra ulike arter. Våre analyser på dammusling må dessuten betraktes som en stikkprøve.

I fjærmygglarvene var det høyest konsentrasjon av Metylnaftalen, Dimetylnaftalen, Acenaflyten, Fenantren, Metylfenantren, Fluoranten, Pyren, Benz(a)antracen, Chrysen og Benzo(e)pyren. Konsentrasjonen av den potensielt kreftfremkallende Benzo(a)pyren var lav 4 µg/kg våtvekt. I dammuslingen var det Fenantren, Fluoranten, Pyren, Benz(a)antracen og Chrysen som hadde de høyeste konsentrasjoner. Også her var det lav konsentrasjon av Benzo(a)pyren (2,5 µg/kg våtvekt).

Det eksisterer ikke noen publiserte data på innholdet av PAH i *Chironomus*-larver og det foreligger svært få data på innholdet i ferskvannsmuslinger. Undersøkelser av dammuslinger fra Høgstadvannet viste en 100 µg ∑ PAH/kg våtvekt (Herglind 1981), dammuslinger fra Padderudvann hadde konsentrasjoner i området 32-37 µg ∑ PAH/kg våtvekt og muslinger fra Semsvann 44 µg ∑ PAH/kg våtvekt (Hækken og Jørgensen 1994). Tilsvarende konsentrasjoner for sum potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH'er var for Padderudvann 3-5 µg/kg våtvekt og for Semsvann 8 µg/kg våtvekt. Selv om det er få data å sammenligne med er det sannsynlig at de registrerte konsentrasjoner ligger klart høyere enn antatte bakgrunnsverdier. Biomaterialet i de belastede delene av Åkersvika har derfor akkumulert enkelte kresotstoffer bl.a. potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH. Konsentrasjonsnivåene ligger sannsynligvis 2 til 6 ggr. høyere enn forventede bakgrunnsnivåer. Konsentrasjonene vurderes likevel ikke som så høye at det foreligger fare for mer langsiktige skadeeffekter. Denne antagelsen bygger vi på erfaringer i hovedsak fra marint miljø (jfr. Oyg et al. 1998). Her har en funnet svært høye konsentrasjoner i bunndyr uten at det har blitt påvist større økologiske skadeeffekter. Generelt sett har det vært vanskelig å relatere skadeeffekten på organismen i resipienter der det har vært utslipp av PAH (Knutzen 1995). Videre vil PAH-komponenter som tas opp i organismene etter hvert brytes ned og skilles ut fra organismene.

3.1.6 Kobber, krom og arsen i vannløse fra Svartelva

Det ble den 15. juli i 1998 tatt prøver av naturlig forekommende slank etvannose (*Pontinella diluviana*) fra strykpartiet oppstrøms veibrua på Iseng (st.P1), i strykpartiet like nedstrøms utslippspunktet på Iseng (st.P2), strykpartiet ved Kvieka like nedstrøms veibrua (st.P3) og i strykpartiet like nedstrøms veibrua ved Hjellum (st.P4). St.P1 benyttes her som referanse-lokalitet. Primærdata er sammenstilt i tabell 5 i vedlegget og resultatene er vist i figur 8 i teksten. Målsætningen med mosesamlysnene var å se om aktiviteten og særlig utslippet fra ImpregNor AS på Iseng medfører og/eller førte til tungmetallforurensning (dvs. utslipp av arsen, kobber og krom (CCA-middel)). Ved vurderinger av konsentrasjonsnivået har vi brukt en vurderingsnorm utarbeidet av Låhaug (1989).

Kobber.

Analysene viste at samtlige moseprøver hadde middels høye konsentrasjoner (17-35 mg/kg tørrvekt) av kobber. Konsentrasjonene lå nær eller muligens noe høyere enn forventet bakgrunnsnivå. Den høyeste konsentrasjonen ble registrert ved st.P4 og den laveste ved st.P2. Det foreligger således ingen direkte indikasjon på at virksomheten ved ImpregNor tilfører Svartelva kobberforbindelser av noen større betydning.

Krom.

Kromkonsentrasjonene var lave med verdier i området 2,5-4,5 mg/kg tørrstoff. Disse konsentrasjonene vurderes å ligge nær et forventet bakgrunnsnivå. Konsentrasjonen av krom økte seksesvt nedover i vassdraget, og den høyeste konsentrasjonen ble registrert ved st.P4.

Arsen.

Arsen forekom i lave til middels høye konsentrasjoner (5-9 mg/kg tørrvekt). De registrerte konsentrasjonene ligger sannsynligvis noe høyere enn målt bakgrunnsnivå. Den høyeste konsentrasjonen ble registrert ved st.P4 og den laveste ved st.P2. Det synes derfor ikke å foreligge påvisbare utslipp av arsenforbindelser fra ImpregNor AS.

Konklusjon: Eventuelle utslipp av CCA-midler (kobber, krom og arsen) fra ImpregNor synes for tiden å være små og dermed neppe problemskapende overfor miljøet.

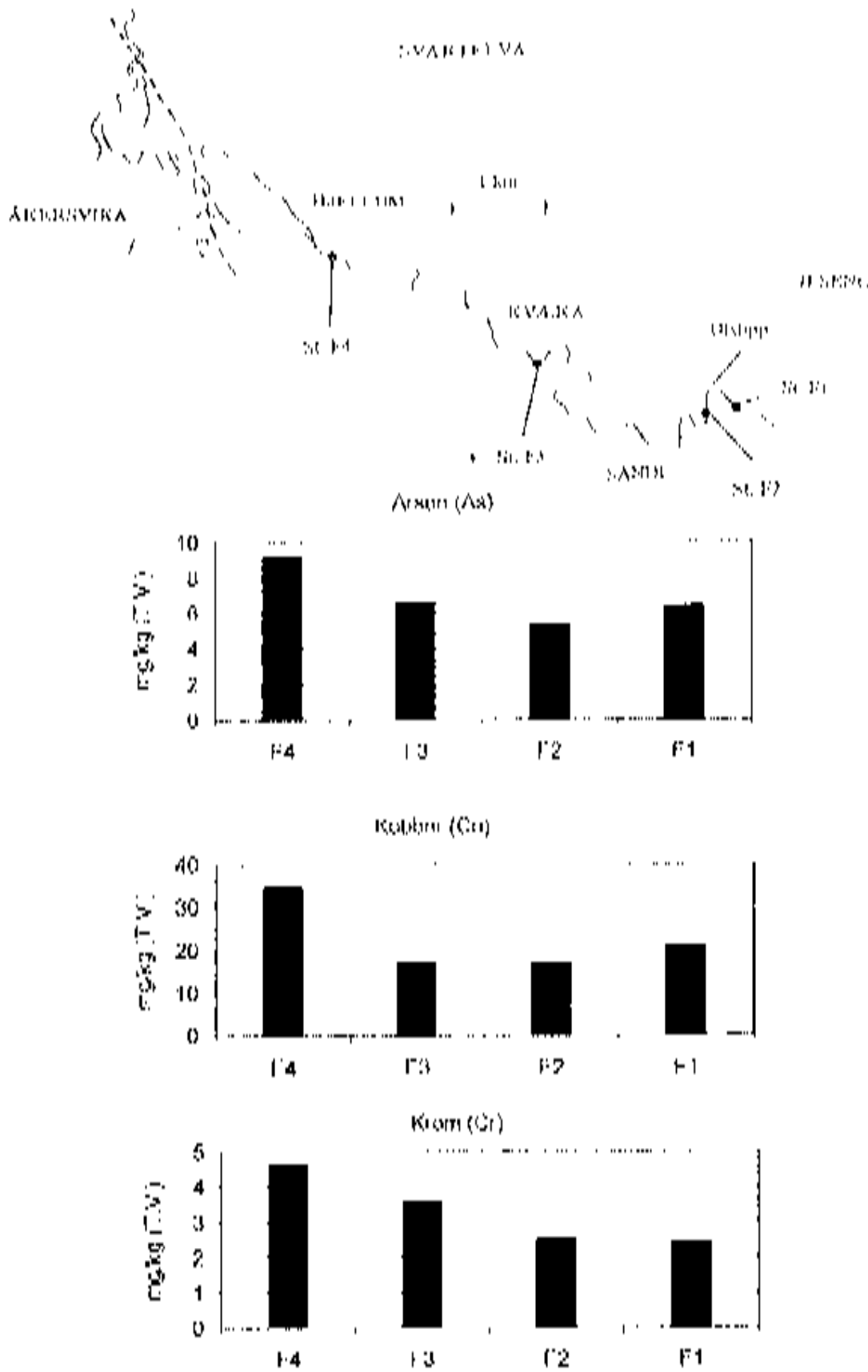


Fig.8 Konsentrasjon av arsen, kobber og krom i vannmøse (*Fragilaria astipyllica*) fra fire lokaliteter i Svartelva. Provene er tatt 15. juli i 1998.

3.1.7 Kobber, krom og arsen i sedimenter i Åkersvika

Den 15. Juli i 1998 ble det tatt ut sedimentprøver fra Åkersvika som ble analysert på kobber, krom og arsen. Prøverdata er sammenstillt i tabell 4 i vedlegget, og resultatene er vist i figur 9-14. Det foreligger data fra 1991 (Kjellberg 1992) og vi har jevnført konsentrasjonene i 1998 med de tidligere observasjonene. Vi har videre benyttet SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) for å vurdere tilstand/forurensningsgrad.

Kobber.

De undersøkte overflatesedimentene hadde kobberkonsentrasjoner som varierte innenfor området 7-40 mg/kg TV. Verdiene kan betegnes som lave til middels høye. Sedimentene i Åkersvika vurderes derfor som ubetydelig til moderat forurenset av kobberforbindelser. Størst konsentrasjon ble registrert i "vikas" østre del og i området ved Vikingskipet. Den registrerte fordelingen indikerer at Svartelva er en viktig kilde for kobberforurensningen til Åkersvika. Et visst påslag av kobber forelå som nevnt ovenfor, men konsentrasjonene var likevel beskjedne, og vi vurderer derfor ikke dette som noe direkte miljøproblem.

En sammenligning mellom målingene i 1998 og målingene ved de samme lokalitetene i 1990 viser at det ikke var forskjeller av betydning. Vi har da justert kobberkonsentrasjonene mot sedimentenes innhold av organisk stoff (GI%) (se figur 10). Vi kan derfor konkludere med at det ikke foreligger indikasjon på at utslippet fra ImpregNor høsten 1997 i noen større grad har belastet Åkersvika med kobberforbindelser.

Krom.

De undersøkte overflatesedimentene hadde kromkonsentrasjoner som varierte innenfor området 5-37 mg/kg TV. Verdiene kan betegnes som lave, unntatt sedimentproven ved Vikingskipet som hadde middels høy konsentrasjon. Sedimentene i Åkersvika var således i liten grad belastet med kromforbindelser men et visst påslag forelå. Kromforbindelsene var også likt fordelt i hele området og, markerte utslippskilder kan ikke spores. Da konsentrasjonene var lave, vurderer vi ikke nåværende kromforekomst som noe miljøproblem.

Jevntorer vi konsentrasjonene i 1998 med de konsentrasjoner som ble registrert ved de samme lokalitetene i 1990, så viser det seg at vi nå stort sett finner den samme fordelingen og de samme konsentrasjonsnivåene som i 1990. Vi har da justert kromforekomsten mot sedimentenes innhold av organisk stoff (GI%) (se figur 12). Konklusjonen blir således at det ikke foreligger indikasjon på at utslippet fra ImpregNor høsten 1997 i noen større grad belastet Åkersvika med kromforbindelser.

Arsen.

De undersøkte overflatesedimentene hadde arsenkonsentrasjoner i området 2-19 mg/kg TV. Verdiene kan betegnes som lave til middels høye, og Åkersvikas sedimenter bedømmes som ubetydelig til moderat forurensete. Høyeste konsentrasjoner ble registrert i "vikas" østre del, i området ved Vikingskipet og til dels i området mellom Stangbruua og Jernbanebruua. Fordelingen indikerer at bl.a. Svartelva er en viktig kilde for arsenforurensninger som tilføres Åkersvika. Et visst påslag av arsen foreligger som nevnt ovenfor, men konsentrasjonene er likevel beskjedne, og vi vurderer ikke nåværende arsenforekomst som noe direkte miljøproblem.

Det ble i 1998 observert ca. 10 ggr. høyere konsentrasjoner enn i 1990, mens vi stort sett fant den samme regionale fordelingen. Vi har også her justert arseninnholdet mot sedimentenes innhold av organisk stoff (GI%) (se figur 14). I 1990 var arsenkonsentrasjonene så høye at arsen ble betraktet som et "mulig" miljøproblem. Den store forskjellen med hensyn til konsentrasjonsnivå har ingen naturlig forklaring. Sannsynligvis skyldes dette en analysefeil, dvs. at analyseresultatene fra 1990 ikke

er riktige. Det er derfor ikke mulig å klarlegge om utslippet fra ImpregNor i vesten 1997 belastet "vika" med arsenforbindelser. Noe større påslip synes likevel ikke å foreligge.

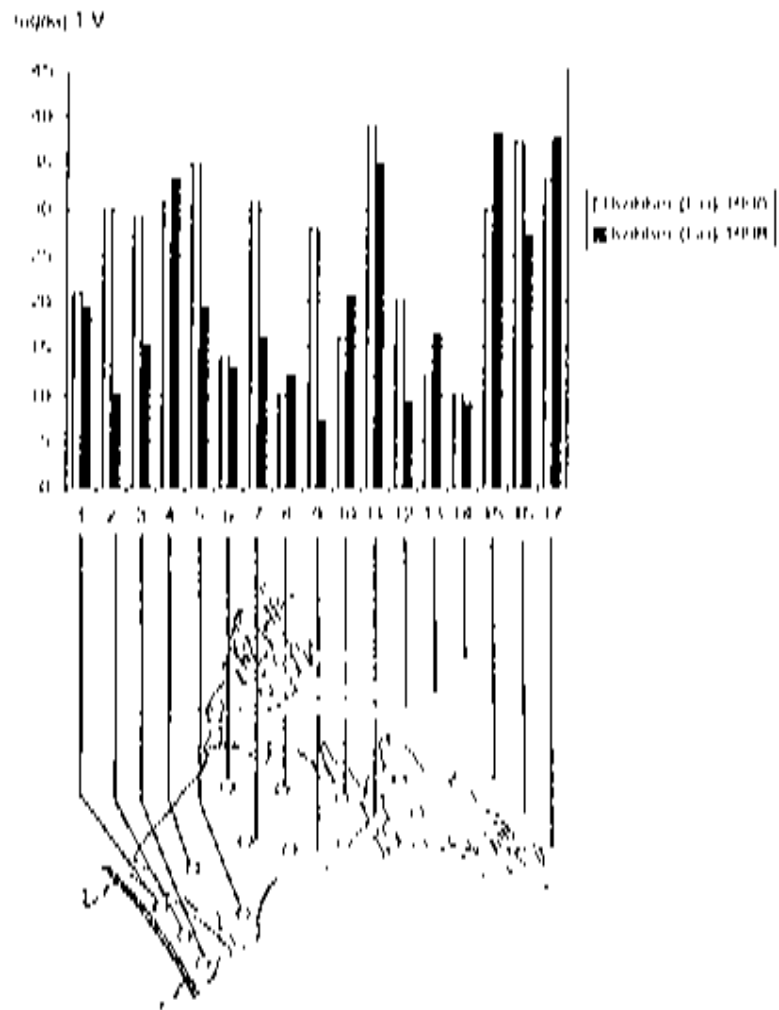


Fig. 9. Konsentrasjon av kobber i overflatesedimenter i Åkersvika uttrykt som mg/kg T.V. 15. juli 1998.

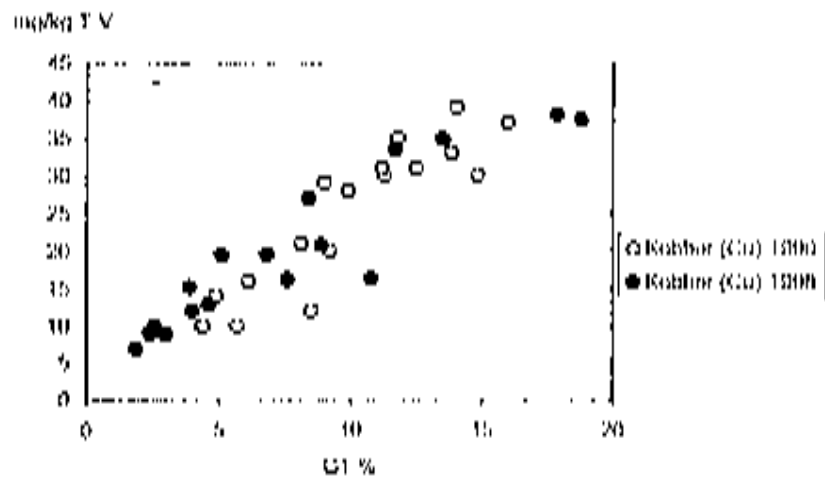


Fig. 10. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av kobber og organisk innhold i sedimentene uttrykt som gjødetap (C1 %).

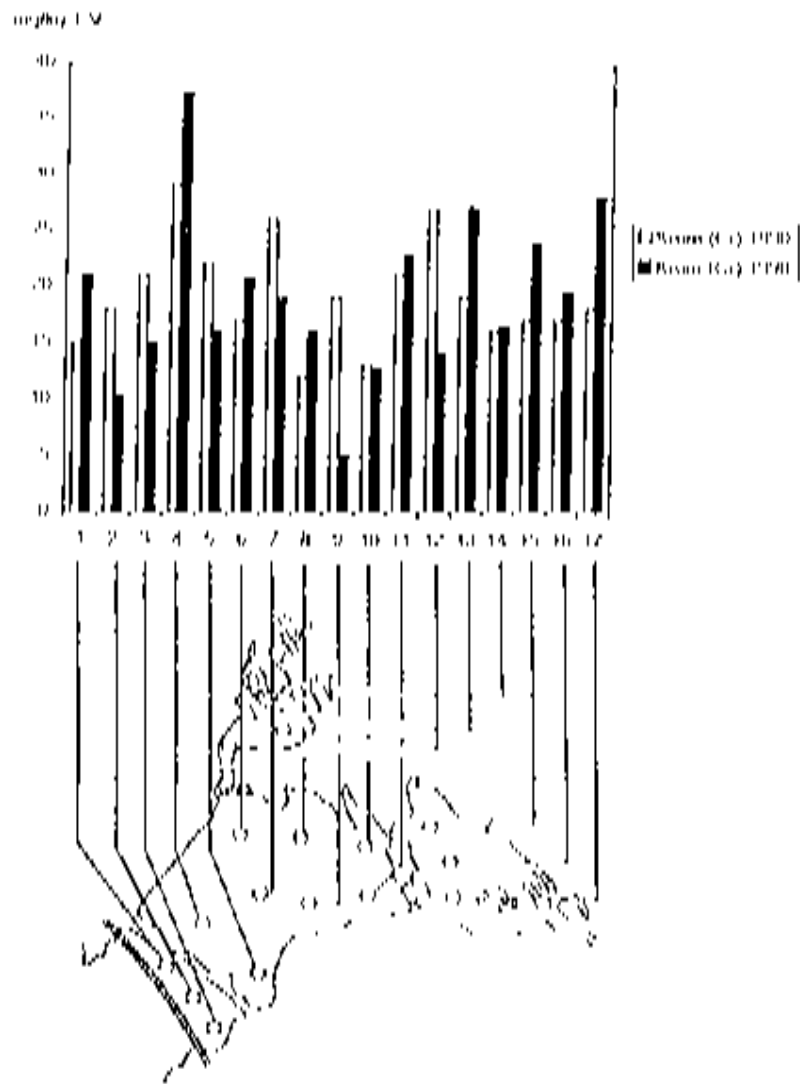


Fig. 11. Konsentrasjon av krom i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

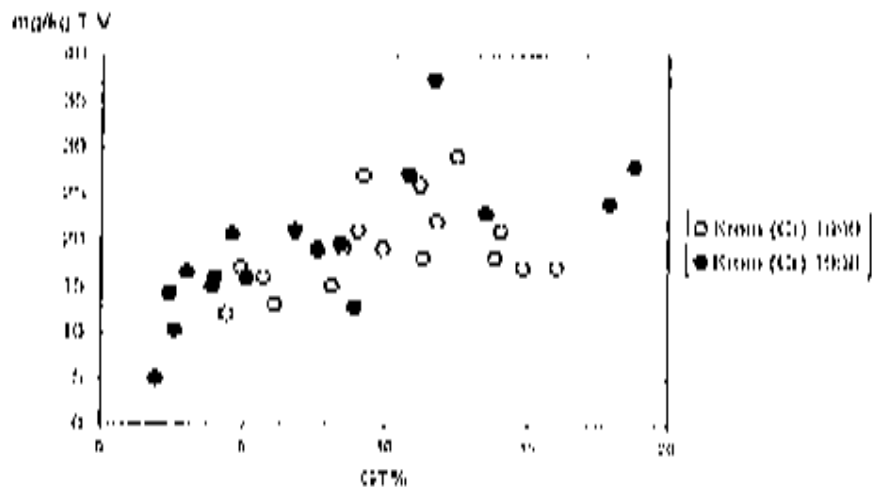


Fig. 12. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av krom og organisk innhold i sedimentene uttrykt som prosent (COT%).

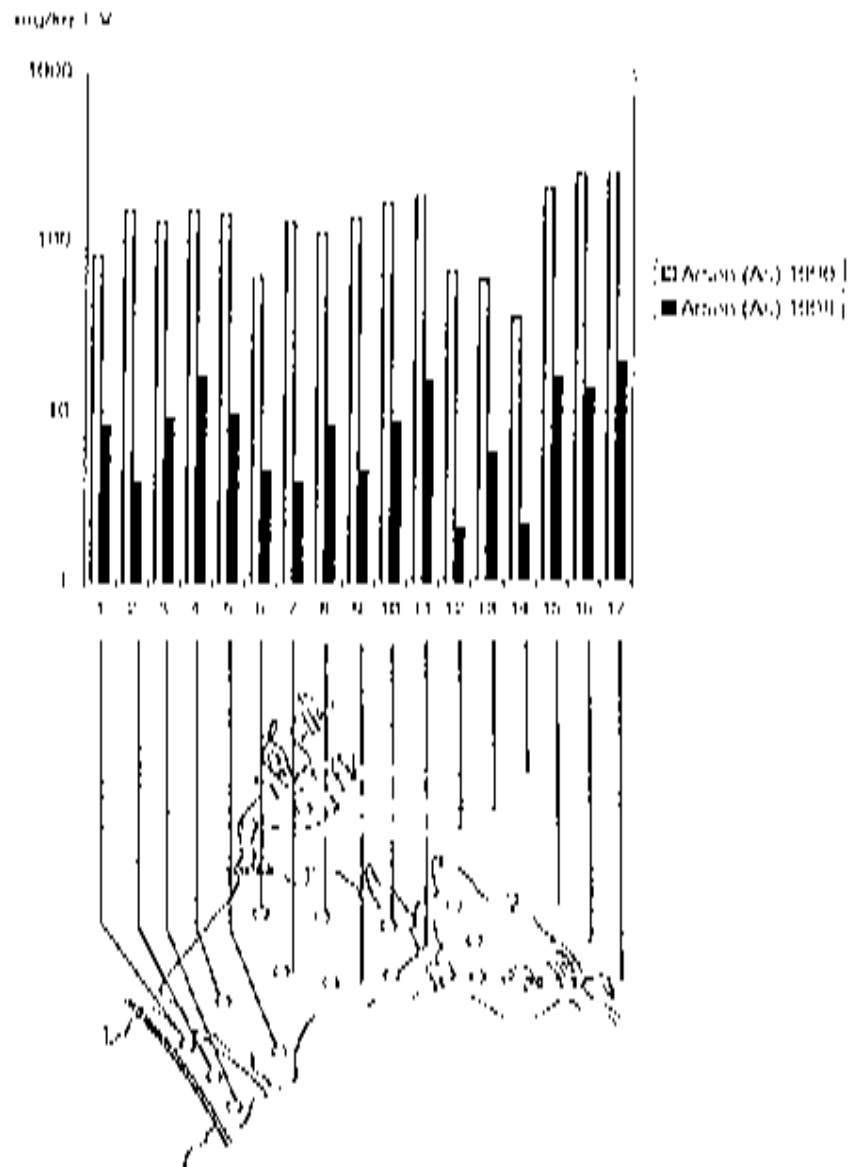


Fig.13. Konsentrasjon av arsen i overflatesedimenter i Åkersvika uttørksrevut 15. juli 1998.

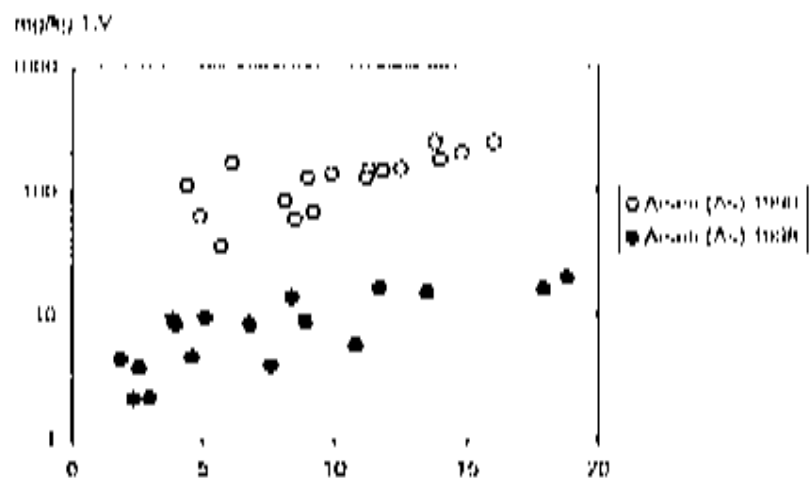


Fig.14. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av arsen og organisk innhold i sedimentene uttrykt som glødetap (COT%).

3.2 Registrering av skadeeffekter av utslippet

3.2.1 Estetiske problem

Utslippet som skjedde de 30. oktober i 1997 førte til kraftig fremtredende kreosotlukt og klart synlig "oljefilm" langs hele den berørte del av Svartelva. Videre var det også tydelig fremtredende kreosotlukt samt synlig "oljefilm" på isen i østre del av Svartelvadeltaet. Utslippet skjedde under stigende vannføring, og dette bidro til at noe av elvevannet gikk ut over isen i Akersvika. Kreosotlukten var mest påtagelig i tidsperioden 30. oktober til 3. november. Heretter var det ikke kreosotlukt i Akersvika, men langs elva var det fortsatt tydelig kreosotlukt og til tider synlig "oljefilm". Da vi på strekningen Iseng kvæka vasset ut i strykpartiene eller langs elvekanten sås det opp kreosotolje som raskt fordelte seg i vannmassen og skapte "oljefilm" på vannet. Det ble da også utviklet kraftig kreosotlukt.

Øvre del av den mest belastede elvestrekningen ble i uke 49 - 51 1997 slamsugd for å fjerne fri fase kreosot fra sedimentene langs elvebreddene. Dette førte til at en del kreosot i fri fase ble virvlet opp og ført nedover elva. Dette førte likevel ikke til noen større belastningsøkning i elva nedstrøms, men kreosotlukten ble mer fremtredende. Da elva ble helt islagt (i uke 51) forsvant kreosotlukta.

Våren 1998 var det uvanlig stor isgang i Svartelva bl.a. langs den del av elva som var berørt av kreosotutslippet. Isgangen bidro til erosjon av strandkanten og graving i bunnsedimentene i enkelte strykpartier noe som frigjorde kreosotforbindelser, og igjen ble det tydelig kreosotlukt langs den berørte delen av vassdraget. Det ble også synlig "oljefilme" langs enkelte elvestrekninger men ikke i noe større omfang jevnført med forholdene foregående høst. Et plenområde ved et privat bolighus ble belastet med kreosotforbindelser (fri fase kreosot). Området er sanert. Etter isgangen har det ikke vært større problemer knyttet til kreosotlukt og synlig "oljefilme". Sommeren 1998 lå det likevel fortsatt igjen enkelte kreosotdråper/ansamlinger i bunnsedimentene i Svartelva og da særlig langs den mest belastede strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ved Usang. Generelt sett synes det likevel som om det meste av kreosotforbindelsene har blitt nedbort eller vasket ut fra Svartelva. Langvarig vårfloem og vedvarende høy vannføring i hele 1998 bidro til å øke uttransporten av forurenninger fra Svartelva.

Vi kan også nevne at fenoler og da spesielt klorfenoler vil gi en sjenerende lukt og smak på fiskekjøtt ved så lave konsentrasjoner i vannet som 0,1 µg/l (Hostius 1954). Fettrike fiskearter påvirkes mest. Kreosotolje inneholder vanligvis ikke løsligsmidler som klorfenoler, men analyser utført av NHH viste at det også var 4-klor-3-Metylfenol i avløpsvannet fra ImpregNor (Rødsand 1997). Ved utslippsstedspunktet var det ikke noe fiske i Svartelva og det ble derfor ikke noe brukeproblem med forringet kvalitet på fiskekjøtt. I 1998 og 1999 har det vært normalt fiske i Svartelva, og det har ikke blitt rapportert om lukt eller smakproblemer på fisk. Vi kan her nevne at det var et meget godt ørretfiske i Svartelva høsten 1998.

Like etter isløsningen i 1998 var det synlig forekomst av "oljefilme", sannsynligvis årsaken av kreosotforbindelser, i vanndammer og sijevannsfur i Svartelvadeltaet og i berørte del av selve Akersvika (se figur 4). Det ble likevel ikke registrert noen merkbar kreosotlukt. "Oljefilmen" forelå i tynne flak som ble fragmentert til småbiter ved berøring. Det ble ikke observert oljeforbindelser som gikk i vannløsning. Det utviklet seg heller ikke noen lukt. Folk som var i området (bl.a. gjeddefiskere) la merke til oljeforekomsten, men trodde at det var restene etter et bensinutslipp. Etter at Akersvika ble vannfylt har det ikke vært kreosotlukt eller synlig forekomst av kreosotforbindelser (Torgor Hagen pers. med.). Det er ikke rapportert om lukt eller smakproblemer på fisk som er fanget i "vika" i 1998 og 1999 (T. Hagen og Fykesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen pers. med.). Ved sedimentprøvetakingen i juli ble det registrert synlig oljeforekomst i to av prøvene (stasjon 2 og 9). Dette var trolig olje fra andre kilder en kreosotutslippet.

3.2.2 Begroingsorganismer i Svartelva

Det ble tatt prøver av begroingssamfunnet ved befaringer i Svartelva den 17. juli og 29. september 1998. Prøvene ble tatt i strykpartier ved Hæng (st.F1), like nedstrøms utslippstedet på Hæng (st.F2), Kvæka (st.F3) og Hjellem (st.F4) (se figur 1).

På grunn av kraftig nedbør var prøvetakingsforholdene svært vanskelige i juli. Vannføringen var høy og vannet var grumset på grunn av stor transport av partikulært materiale ut i elva. Forholdene var noe bedre i september, men også på det tidspunkt var vannføringen noe høy. Det var derfor vanskelig å se begroingsorganismene, og mengdemessig forekomst var vanskelig å bestemme. Begroingssamfunnet er derfor vesentlig vurdert på grunnlag av artssammensetning.

Resultater

Primærdata er sammenstilt i tabell 7 i vedlegget.

Generell karakteristikk av vassdraget: På alle stasjoner var begroingssamfunnet preget av jernbakterier dette skyldes vannets høye humusinnhold og er ikke resultat av forurensninger. Stort innslag av rødalger skyldes trolig også høyt humusinnhold fordi dette reduserer lysgjennomgangen i vannet og bidrar med organisk materiale. De tre rødalgene som er identifisert, *Audouinella hermanni*, *Hatrospectrum moniliforme* og *Leimanea fluvialis*, trives i nøytralt vann gjerne med en liten tilførsel av næringssalter. Ujevnsken *Fontinalis antipyretica* preget også begroingssamfunnet på alle lokaliteter. Denne trives også i nøytralt vann med noe overskudd av næringssalter.

Spesielle forhold: Fra og med st. F2 var det økt innhold i begroingsprøvene av eiltater og fargeløse flagellater, samt diverse bakterier i tillegg til jernbakterier. Dette tilsier at Svartelva tilføres partikulært og løst, nedbrytbart organisk materiale oppstrøms denne stasjonen. Innslaget av disse nedbryterne så ut til å være størst i juli prøvene. I juli prøvene hadde også cyanobakterien *Phormidium* stor forekomst på st. F2 og i mindre grad på stasjonene nedstrøms i vassdraget, F3 og F4, denne *Phormidium* arten er ikke identifisert. Etter utseendet å domme er dette en av de artene som trives i partikkelpåvirket, noe forurensningsbelastet vann. På stasjonen nedstrøms, F3, var det stor forekomst av den trekløvede grønnalgen *Ulothrix zonata* i juli. Det kan tyde på at organisk stoff som tilføres lenger opp i vassdraget mineraliseres til næringssalter av nedbrytere (bakterier o.l.) og blir tilgjengelig for produksjon av noe forurensningsstolerante alger. Påvirkningen av løst organisk stoff, partikler og næringssalter var i følge begroingsprøvene tydelig, men ikke svært sterk.

Det ble ikke gjort funn som tilsier spesielle giftvirkninger i vassdraget (det høye humusinnholdet i vannet bidrar trolig til å redusere effektene av mindre, giftige utslipp).

Sammendrag og konklusjoner.

I følge begroingsobservasjoner i 1998 har hele den undersøkte elvestrekning humus, nøytralt vann med noe høyt innhold av næringstoffer. Fra og med stasjon F2 er det økt innhold i vannet av løst og partikulært organisk stoff. Fra stasjon F3 og nedover tilsier begroingssamfunnet også økt innhold av planteneringsalter. I 1998 var disse påvirkningene mest markerte i juli. Det ble ikke gjort funn i begroingsprøvene som tilsier spesielle giftvirkninger i vassdraget.

3.2.3 Bunnedyr i Svartelva

Primærdata fra bunnedyrundersøkelsene er sammenstilt i tabell 7 og 8 i vedlegg og resultatene er vist i figur 15 i teksten. Bunnedyrprøvene ble tatt den 17. juli og 5. november i 1998. Det ble også foretatt feltregistreringer av bunnedyrførekosten den 3. november i 1997.

Kreosotutslippet fra ImpregNor førte til akutte skadeeffekter på bunndyr. Et ca. 500 meter langt strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ved Høeng ble mest berørt, og her hadde nesten alle bunndyr forsvunnet ved prøvetakingstidspunktet den 3. november i 1997. Det var bare enkelte føbørstemark tilhørende gruppen *Tubificidae* som hadde overlevd. Det ble funnet enkelte døde eksemplarer av døgnfluen *Haetis rhodani* samt døde småmuslinger og snegl, men ellers ingen døde bunndyr. Dette kan muligens indikere at bunndyrene "aktivt" hadde drevet nedstrøms og til en viss grad kunnet overleve når de var kommet ned i mindre belastede elvepartier. Bunndyrsutfunnene i strykpartiene ved Sande (ca. 1 km nedstrøms utslippspunktet), Kvieka (ca. 2,5 km nedstrøms) og Hjøllum (ca. 4,5 km nedstrøms) var også påvirket, men i mindre grad jevnført med elvestrekningen like nedstrøms Høeng. Her var det fortsatt en til dels rik forekomst av mer tolerante bunndyr som bl.a. døgnfluen *H. rhodani*, steinfluen *Leuctra hippopus*, vøffluen *Rhyacophila nubila* samt andre tilhørende grupper som føbørstemark, knott, tjørnmygg og stankelbein/klepp. Insekttarver som døgnfluene *Haetis muticus*, *H. niger* og *Heptagenia sulphurea*, steinfluene *Diura narseni*, *Isoperla* sp. og *Capnia* spp., vøffluene *Agapetus ochropus*, *Hydropsyche* spp., *Lepidostoma hirtum* og *Anthripsodes* spp. samt grupper som "Helmisbiller", snegl og småmuslinger synes å være mer følsomme og ble bare registrert med få eksemplarer. Også ved Sande og Kvieka ble det påvist døde småmuslinger og snegl, mens det ikke ble funnet døde bunndyr ved Hjøllum. Det var ikke mulig å foreta observasjoner i mer stilleflytende partier grunnet is.

Sannsynligvis var det høye konsentrasjoner av fenoler (fenol, kreosol og xylenol) som førte til de observerte skadeeffektene på bunndyrsutfunnet. Vi kan her nevne at spesielt føbørstemark tilhørende familien *Tubificidae* er spesielt tolerante overfor fenoler (Hynes 1963). Dette kan være forklaringen på at de var de eneste bunndyrene som overlevde i den mest belastede delen av elva. Flyktige dioksykiske hydrokarboner og vannløslige ekte PAH'er (nftalener og femtender) kan imidlertid også ha hatt betydning i denne sammenheng. Lav vanntemperatur og begrenset mulighet for utskiftning med atmosfæren på grunn av at mer stilleflytende elvestrekninger var islagt, har trolig bidratt til å forsterke gifteffektene.

Bunndyrsundersøkelser som ble foretatt den 17. juli i 1998 viste at bunndyrene raskt reetablerte seg, og at livsvidene nå var blitt mer normalisert. Flertallet av vanlig forekommende arter og grupper som døgnfluene *B. rhodani*, *B. fuscatus*, *Ephemerella ignita* og *Heptagenia povernensis*, steinfluen *L. hippopus*, vøffluen *R. nubila*, "Helmisbiller", knott og tjørnmygg var nå rikt representert unntatt enkelte vøffluer samt snegl og småmuslinger. Ved prøvetakingen den 5. november 1998 bedømmes forholdene som helt normalisert, og det ble da også funnet døgnfluene som *B. muticus*, *B. niger* og *H. sulphurea*. I st. steinfluenter (bl.a. *Capnia atra*), vøffluer som *Hydropsyche* spp og *L. hirtum*, snegl og småmuslinger.

Da konsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende ekte PAH generelt sett var lave både i sedimentene og i vannfasen i 1998, synes det ikke med dagens kunnskap å forelygge noen direkte risiko for mer langsiktige skader på bunndyrene grunnet kreosotutslippet.

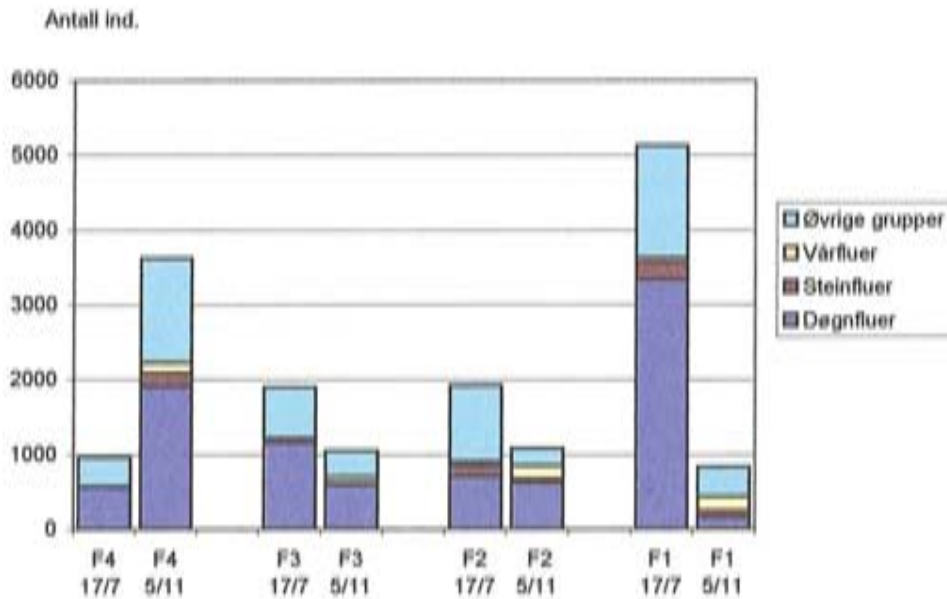


Fig.15 Forekomst av bunndyr ved fire lokaliteter i Svartelva i 1998. Antall er gitt som antall individer som ble fanget i en 3 min. sparkeprøve.

3.2.4 Bunndyr i Åkersvika

Den 3. september 1999 ble det tatt bunndyrprøver fra 17 stasjoner (bløtbunnslokaliteter) i Åkersvika. Primærdata er gitt i tabell 10 i vedlegg bak i rapporten og resultatene vist i figur 16 i teksten. I figuren har vi også vist resultater fra den bunndyrsundersøkelsen som ble foretatt i 1990. Målsetningen med undersøkelsen var å se om kreosotutslippet hadde bidratt til så høye PAH-konsentrasjoner i sedimentene i Åkersvika naturreservat at dette hadde ført til skadeeffekter på bunndyr. St.12, 13 og 14, som ligger i Flakstadelvadeltaet, ble benyttet som referanselokaliteter.

Bløtbunnsamfunnet i Åkersvika var dominert av småvokste fjærmygglarver i hovedsak tilhørende gruppene *Orthocladinae* og særlig *Chironominae*, med fåbørstemark og ertemusling som subdominante grupper. Videre ble det påvist forekomst av den rovlevende iglen *Helobdella stagnalis*, storvokst hoppekreps (*Cyclops spp.*), linsekreps, døgnfluen *Caenis luctuosa* samt enkelte eksemplarer av vårfluer som arten *Molanna angustata* og arter tilhørende familien *Limnophitidae*, sviknott, svevemugg, vanlig dammusling og sneglen *Valvata piscinalis*. Unntatt iglen, sviknott og svevemugg så er dette organismer som i hovedsak finnes og livnærer seg i og av bunnsedimenter.

Høyest artsantall (biodiversitet) var det i Svartelvadeltaet. Dette er i godt samvar med de forholdene som ble observert i 1990. Ett viktig unntak var likevel at mengden av mer storvokste fjærmygglarver tilhørende gruppen *Chironomus* var betydelig mindre i 1998 enn i 1990.

Antallet bunndyr uttrykt som totalantall individer pr. m³ varierte fra 300 til 5900. Størst bunndyrforekomst var det i Svartelvadeltaet og minst på to av lokalitetene i Flakstadelvadeltaet. Biomassen, uttrykt som gram ferskvekt pr. m³, varierte i området 0,20 til 5,00. Høyeste biomasse ble registrert i Svartelvadeltaet og ved en av lokalitetene i området mellom jernbanebrua og Stangebrua. Lavest biomasse ble observert i enkelte områder i Flakstadelvadeltaet.

Individantallene var nokså like i 1990 og 1999, bortsett fra i Svartelvadeltaet hvor individantallene var høyere i 1999. Biomassen var klart høyere i 1990 enn i 1999 på nesten samtlige stasjoner.

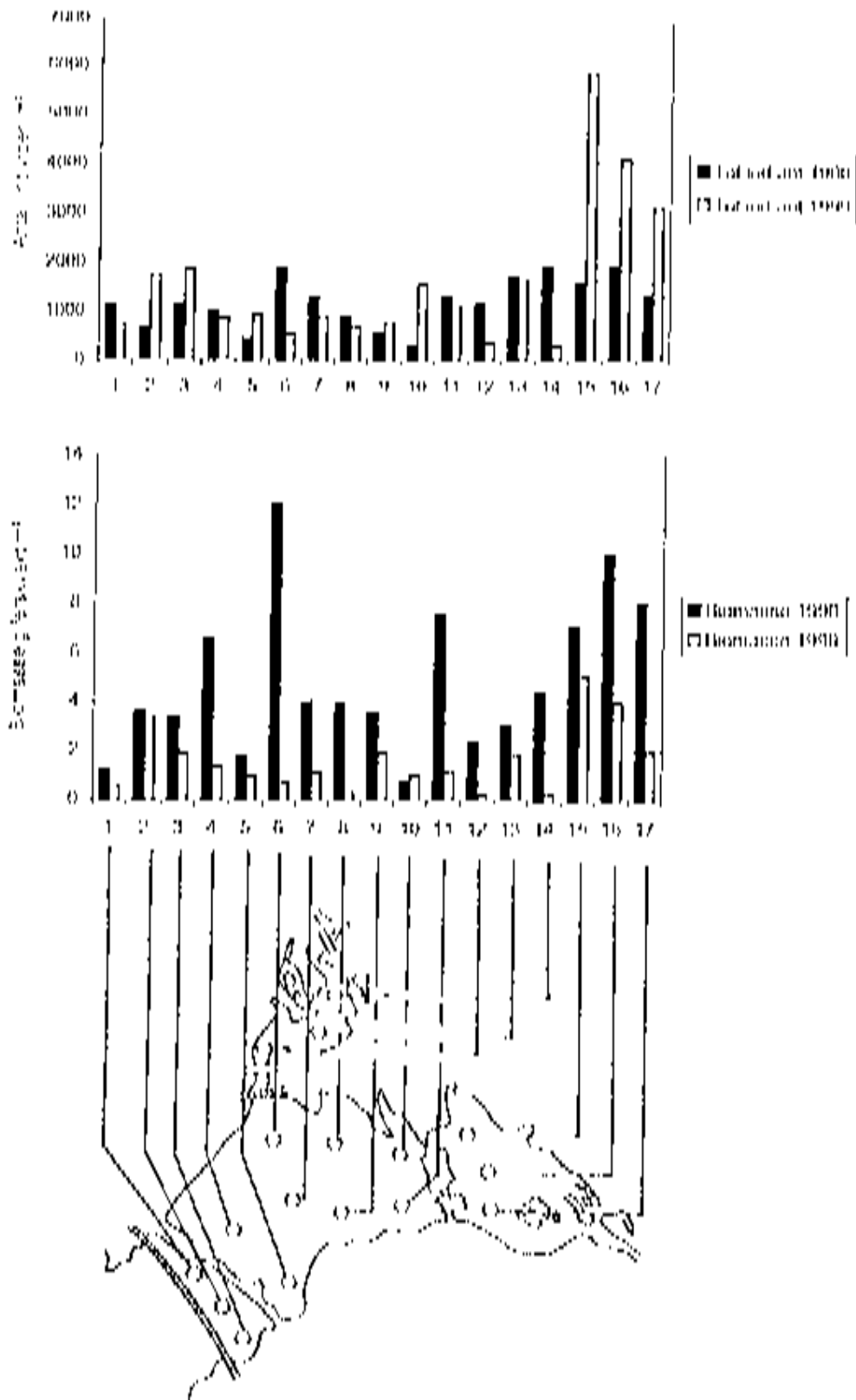


Fig.16 Individantall og biomasse av bennedyr ved 17 lokaliteter i Akersvika, 3.september 1990. Resultater fra oktober (1990 er også angitt).

Dette skyldes at det i 1999 var betydelig mindre forekomst av mer storvokste fjærmygg-larver som er tilhørende slekten *Chironomus*. Reduksjonen av *Chironomus*-larver har neppe noe med kreosotutslippet å gjøre, men er snarere et resultat av de forandringer av bunnsubstratet som har skjedd i "vika" i senere år.

Konklusjon: Bunnflysammfunnet i Åkersvika var i september 1999 i samsvar med forventet tilstand sett i relasjon til de biotopmessige forholdene som nå foreligger i "vika". Det synes for tiden ikke å foreligge noen skadeeffekter på bunnflysammfunnet i Åkersvikas bløtbunn som direkte kan relateres til kreosotutslippet.

3.2.5 Fisk

Fiskedød

Primærdata er gitt i tabell 10 i vedlegget. Fordeling av berørte arter og fiskedødens utbredelse i vassdraget er vist i figur 17 og 18.

Kreosotutslippet fra ImpregNor førte til akutt fiskedød og balanseforstyrrelser hos fisk. De første døde og døende fiskene ble observert torsdag ettermiddag den 30. oktober. Fiskedøden vedvarte til ca. 3. november. Mest påvirket ble fisken av utslippet som kom på ettermiddagen den 30. oktober. Trolig kom det da mye kreosot i fri fase. Det ble den 1. november observert død og "døende" fisk langs hele elvestrekningen mellom Ilseug og utløpet i Åkersvika. Flest døde fisk ble registrert (tatt opp) på strekningen like nedstrøms utslippspunktet. Her ble det observert få fisk med balanseforstyrrelser. Videre ble det den 1. og 2. november observert en del død fisk, men særlig fisk med balanseforstyrrelse i Svartelva/deltaet (Åkersvika ned for E6-bruene) samt i østre del av "Hovedvika" like vest for den nordre E6-brua (se figur 16). Fisken med balanseforstyrrelse lå helt stille på rygg eller side på bunnen, men stakk avgårde når vi forsøkte å fange dem. Når de hadde svart et stykke falt de igjen på side eller rygg og ble liggende helt stille. Følgende fiskarter ble registrert (tatt opp) eller observert: Ørret, harr, gjedde, hork, abbor, ørkyte, lure, karnos, lake og ferskvannsulke. I Svartelva var det flest funn av ferskvannsulke og ørkyte, mens smågjedder, smålake og hork var vanligst forekomnende i registreringene fra Åkersvika. Det ble ikke observert døde eller døende åranger av harr eller ørret i Svartelva. I Åkersvikas sentrale og vestre del ble det observert levende fisk bl.a. flere stimer av mort og ørkyte som syntes påvirket av kreosotutslippet. Den 3. november ble det foretatt kompletterende undersøkelser langs åpne strykpartier i Svartelva. Det ble da ikke funnet noe ny død eller døende fisk unntatt en ca 0,6 kg mjøsørret. Ørreten ble funnet i strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ved Ilseug. Den 8. og 9. november ble det rapportert om døde gjedder som var fastfrosne i den nylagte isen i området mellom Stangebrua og Jernbanebrua. Dette ble kontrollert, og vi fant 6 smågjedder som til dels var sunnhokket av kreosot.

Fiskedøden kan betegnes som omfattende, men ikke som total dvs. at det var en såkalt partiell fiskedød som bare omfattet visse størrelsesgrupper (små fisk < 30 cm) og arter. Videre har sannsynligvis de fleste fiskene som var klart påvirket (observert som "døende") i Åkersvika rehabilitert, dvs. at de kviknet til og overlevde. Det ble ikke observert eller rapportert om unormale forhold når det gjelder fisk og fiske i Åkersvika og Svartelva i 1998 og i 1999. Det ble heller ikke funnet fiskokadaver i Åkersvika like etter isløsning i 1998.

Fenoler og mer lett-løslige, flyktige PAH-forbindelser slik som naffalener og til dels fenantren er kjente som meget kraftige fiskegifter som påvirker nervesystemet (Erichsen Jones 1969). Disse stoffene absorberes raskt i fiskens kroppsvæsker via gjeller og hud og de gir umiddelbare skadeeffekter. Fisken har ikke mulighet til å oppdage disse giftene, men kvikner raskt til hvis den kommer ut i rent vann tilsvarende. Enkelte tilfeller kan disse stoffer gi akutte effekter (fisken får balanseforstyrrelser) ved så lave konsentrasjoner som 10-100 µg/l (Erichsen Jones 1969). Dødelighet inntreffer som regel ved

konsentrasjoner i området 0,2 – 40 mg/l (Hirchsen Jones 1969). Følsomheten varierer for ulike fiskearter, fiskestørrelser og alder (Hynes 1963). Rogn og nyklakte fiskeunger er mindre følsomme enn voksne fisk (Gardiner 1927). Der giftkonsentrasjonene ikke er så høye at total fiskedød inntreffer, skjer det som regel en s.k. "partiell fiskedød" der bare visse fiskearter og størrelsesgrupper blir påvirket. Vi kan også nevne at fenoler og da spesielt klorfenoler vil gi en sjenende lukt og smak på fiskekjøtt ved så lave konsentrasjoner i vannet som 0,1 µg/l (Boetius 1954). Fettrike fiskearter som lakselaksen påvirkes mest.

Ved en fenolforgiftning vil fisken først "ruse" rundt med raske ukontrollerte bevegelser for så å miste balansen og bli liggende på side med uregelmessige pustebevegelser. Deretter vil den dø om ikke fenolkonsentrasjonen minker. Ved en naftalen- og/eller fenantren-forgiftning mister fisken suksessamt balansen uten å foreta spesielle bevegelser og blir så liggende på side eller rygg med svak og uregelmessige pustebevegelser. Fisken dør etter en tid om giftkonsentrasjonen ikke minker.

Det var sannsynligvis i første rekke fenoler (fenol, kreosol og xylenol) som førte til fiskedøden og skader på fisken like etter utslippet i selve Svartelva, mens det var tyktige disykliske hydrokarboner som naftalener som påvirket fisken i Åkersvika. Skadeforløpet hos fisken tyder på dette. Vannløselige ekte PAH'er som f.eks. fenantren og antrasen kan også ha hatt betydning i denne sammenheng. Lav vanntemperatur og begrenset mulighet for utskiftning med atmosfæren på grunn av at mer stilleflytende elvestrekninger og Åkersvika var islagt, bidro til å forsterke gifteffektene.

Da konsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende ekte PAH generelt sett var lave både i sedimentene og i vannfasen, synes det ikke å foreligge noen direkte risiko for mer langsiktige skader på fisk grunnet kreosotutslippet.

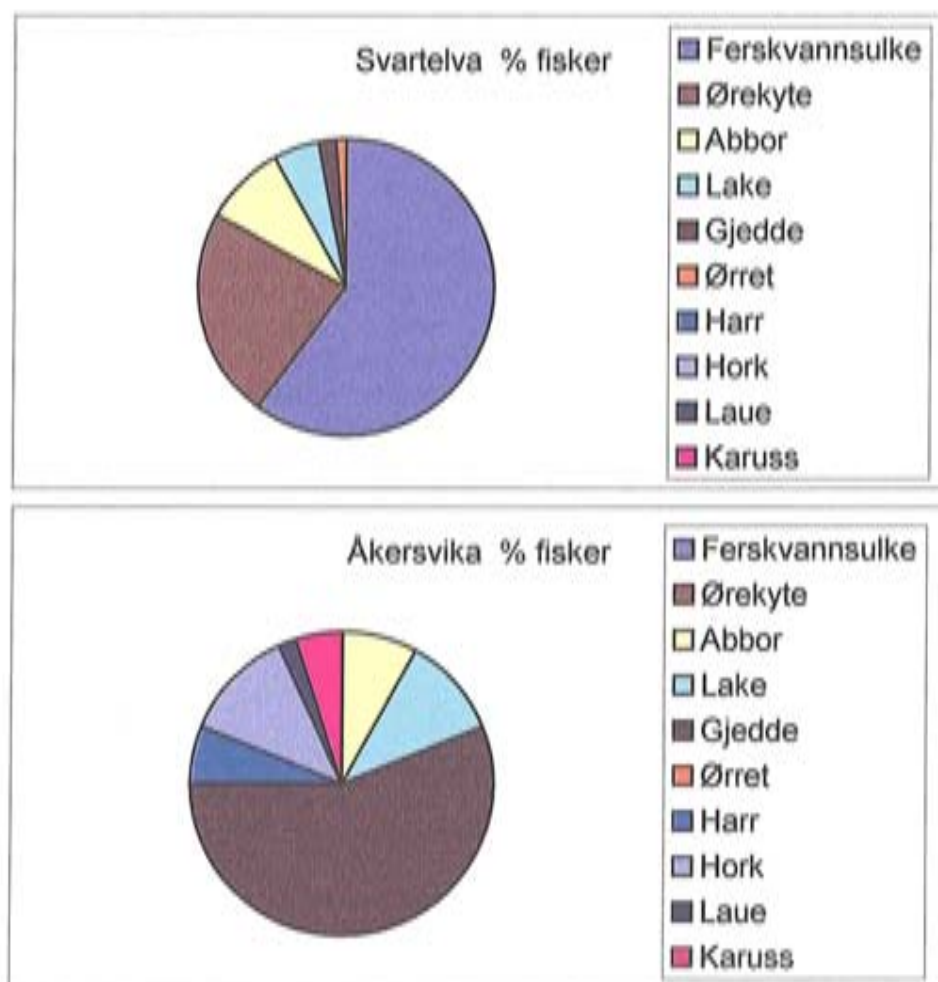


Fig.17. Artsfordeling av berørte fiskearter uttrykt som %.

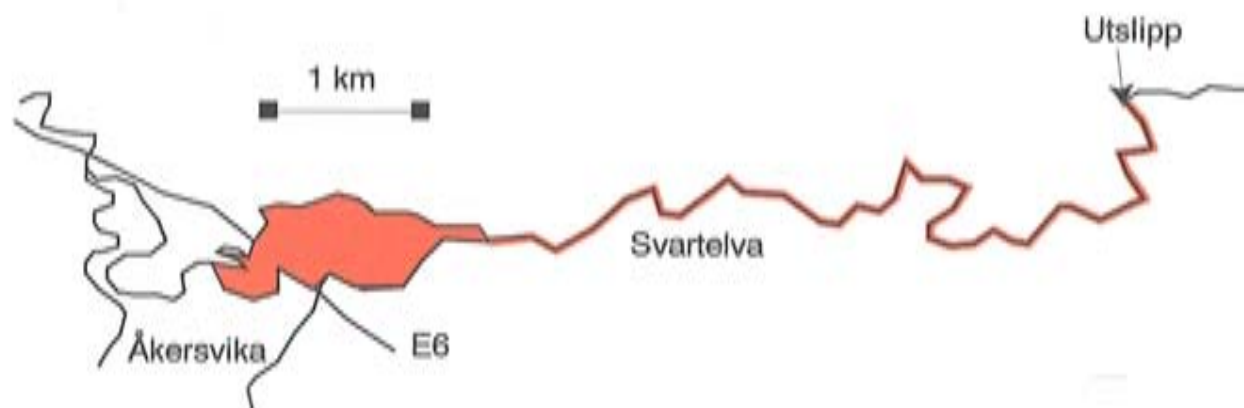


Fig.18. Områder (rød markering) der det ble registrert forekomst av døde og døende fisk.

Fiskeforekomst i Svartelva i 1999.

Det ble den 5. august i 1999 foretatt elfiskeundersøkelser i strykepartier ved IIseng (st. F1), like nedstrøms utslippstedet på IIseng (st. F2), Sande, Kvæka (st. F3) og Hjellem (st. F4). St.F1 blir her brukt som referansestasjon. Vannføringen i elva var ved dette tidspunkt lav, og forholdene var derfor gode for elfiskeundersøkelser. Det ble under elfisken lagt spesiell vekt på å klarlegge mulighetene for reproduksjon dvs. forekomst av 1-somrig fisk. Primærdata er sammenført i tabell 12 i vedlegget.

Det har tidligere ikke blitt utført noen elfiskeundersøkelser i Svartelva på elvestrekningen mellom IIseng og utløpet i Åkeravika. NIVA har likevel utført enkelte registreringer av mer informativ karakter langs denne elvestrekningen i 1974 og 1997. Elfiske ble da utført i strykepartiet oppstrøms veibrua på IIseng (1974 og 1997) og ved strykepartiene ved Kvæka (1974). Ved IIseng ble det ved begge tilfeller registrert rik forekomst av fisk som ørekyte og ferskvannsulke, samt enkelte eksemplarer av niøye, abbor, gjedde, mørt, laue og lake. Ørret, harr og kreps ble ikke påvist. Ved Kvæka var det ved prøvetakingen i 1994 stor forekomst av ørekyte, mørt og abbor. Videre enkelte eksemplarer av ferskvannsulke, lake og laue. Forekomst av ørret, harr og kreps ble ikke påvist.

Sannsynligvis ble all fisk på det nærmeste utryddet langs elvestrekningen like nedstrøms utslippstedet i forbindelse med kreosotutslippet.

Elfiskeregistreringene i 1999 viste at samtlige fiskearter hadde reetablert seg, og at det igjen var muligheter for disse til å reproducere seg i denne delen av Svartelva. I 1999 var det størst forekomst av ørretunger, smågjedde og ørekyte. For følgende arter bedømmes forholdene som normalisert: ørret, gjedde, mørt, ørekyte, laue, lake og abbor, mens arter som niøye, harr og særlig ferskvannsulke ennå ikke synes å ha nådd sin normaltstand. Sannsynligvis er disse tre arter mer stedbundne og rekolonisering tar derfor lengre tid. Det var oppsiktsvekkende at det var så rik forekomst av ørretunger (1-somrige) og som mest ble det registrert 2 ørret/m². Dette tilsvarer 1-50 ørret pr. 100m², noe som betegnes som meget god fattet. Størst fisketetthet ble registrert ved stasjon F1 og lavest ved stasjon F2, dvs. i strykepartiet like nedstrøms utslippstedet. Det bør her nevnes at stasjon F2 er den lokaliteten som huroppmessig er minst egnet for fiskeforekomst (grunn parti med sand og grus med få skjulesteder for fisk).

3.2.6 Kreps

Ferskvannskreps er en art som nå er oppført som rødlisteart av miljøforvaltning. Dette innebærer at krepsen som art må tas spesielt hensyn for å bevares.

I 1995 og 1996 ble det foretatt krepsregistreringer (prøvefiske med krepseteiner) i Svartelva. Det var da en tydelig krepsbestand på elvestrekningen fra IIseng til utløpet i Åkeravika (nærsmidd. Trond Tanghol).

Det ble ikke observert døde eller giftpåvirkede kreps i forbindelse med kreosotutslippet i 1997. Ved vår elfiskeundersøkelse i 1999 ble det heller ikke registrert kreps. Amerikanske undersøkelser (Laffeur 1984) har vist at kreps er spesielt følsomme overfor fenolførensninger. Det er derfor høyst sannsynlig at kreosotutslippet har ført til betydelige skadeflekter for krepsbestanden langs den berørte elvestrekningen. En bør derfor vurdere kompensasjonstiltak ved utsettelse av kreps. En bør da bruke kreps fra lokal stamme dvs. kreps fra øvre del av vassdraget.

3.2.7 Fugler

Det er ikke i 1998 og 1999 påvist skader eller forandringer på fuglelivet (trekkfugler og hekkearter) i Åkeravika som direkte kan settes i samband med kreosotutslippet. Under vårtrekket var det vanlig åb våtturkafugl i 1998, men dette var et generelt trekk for hele Østlandsområdet, og årsaken var

sannsynligvis uvanlig kaldt vinter i april (pers. medd. Torger Hagen). I 1999 var det normale forhold både under vår- og høsttrekket (pers. medd. Kjell Kristiansen).

3.3 Miljørisikoanalyse

3.3.1 Svartelva

De økologiske forholdene i den berørte delen av Svartelva har i stor grad blitt normalisert, og det er for tiden nær normale forhold når det gjelder forekomst av begeringsorganismer, bunndyr og fisk. Behov for utsetting av kreps må likevel vurderes. Videre er det ikke påvist større mengder av konsentrert krepsot i elvedeltaet eller langs strandene som kan virkes opp og gi skadeeffekter. Det foreligger derfor ikke behov for sanerings tiltak langs Svartelva. Generelt sett skulle derfor krepsotutslippet fra ImpregNor AS høsten 1997 ikke utgjøre noen vesværende miljørisiko for Svartelva.

3.3.2 Åkersvika Naturreservat

Mesteparten av PAH fra krepsotutslippet fra ImpregNor AS høsten 1997 vil sannsynligvis bli absorbert til sedimentene i Åkersvika. Konsentrasjonsnivået av PAH, og i hvor stor grad disse stoffene er eller vil bli biotilgjengelige vil her være avgjørende for om krepsotutslippet skal føre til mer langvarige miljøeffekter. Foreliggende materiale og vurderingsgrunnlag tilsier at utslippet neppe vil utgjøre noen direkte framtidig miljørisiko for plante- og dyrelivet i Åkersvika naturreservat. Denne konklusjonen bygger på følgende fakta:

- At PAH konsentrasjonene i Åkersvikas sedimenter ligger godt under de nivåer der en ut fra foreliggende undersøkelser og dagens kunnskap kan forvente skadeeffekter på bunndyr.
- At bunndyrsantallet i "vika" synes å være i samsvar med gode biotopforhold.
- At det var stort forekomst og biodiversitet av bunndyr i de områdene der sedimentene hadde de høyeste PAH-konsentrasjonene.

Det er ikke nødvendig med sanerings tiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Åkersvika.

3.3.3 Mjøsa

Selve Mjøsa ble i liten grad berørt av krepsotutslippet, og det er lite sannsynlig at eventuell framtidig uttransport av PAH fra Åkersvika vil gi så høye konsentrasjoner i Mjosas bunnområder at dette vil utgjøre noe økologisk problem. Krepsotutslippet fra ImpregNor høsten 1997 skulle derfor ikke utgjøre noen framtidig miljørisiko for selve Mjøsa. Vi har da vurdert at fiskedøden i Åkersvika og i Svartelva høsten 1997 har hatt liten betydning for fisken i selve Mjøsa. De fleste fisker som til tider finnes i Åkersvika er nemlig fisker som lever i Mjøsa.

3.4 Anbefalinger

Svartelva

- Det foreligger ikke behov for sanerings tiltak eller kompensasjonsutsettinger av fisk i Svartelva. Utsetting av kreps av lokal stamme bør likevel vurderes.

Åkersvika

- Det er ikke nødvendig med sanerings tiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Åkersvika. PAH-konsentrasjonen i sedimentene i Svartelva deltaet bør overvåkes, dvs. at det i noen år foretas årlige PAH-analyser av sedimentene ved stasjon 15, 16 og 17.

4. Referanser

- Andersen et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, Veiledning 97/04 fra SFT. TA-nummer 1468/1997.
- Berglund, L. 1981. Bruk av *Anabaena piscinalis* som indikatororganisme for PAH i ferskvann. NIVA notat F-80418. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Bergman, G., P.-E. Larson, P. Solyom og H. von Post. 1987. Kressot i Vansbro. Undersökning av kressotförekomst vid SF's nedlagda impregneringsverk. Rapport fra IVL.
- Doetius, J. 1954. Foul taste of fish and oysters caused by chlorophenol. Medd. Danmarks Fisk-og Havundersdg. N.S. 1. 1-8.
- Bondi, G. og K. C. Jones. 1998. Kinetics and Potential Significance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Desorption from Cresot-Treated Wood, Environ. Sci. Technol, Vol. 32, NO.5. 640-646.
- Bakken, T. og T. Jørgensen. 1994. Vannforurensning fra veg – langtidseffekter. Vegdirektoratet, Publikasjon nr. 73. 61 s.
- Briksen Jones, J.R. Fish and River Pollution. 1969. Butterworth & Co. (Publishers) Ltd. 203 s.
- Ericson, G., E. Lindesjö og L. Balk. 1998. DNA adducts and histopathological lesions in perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) along a polycyclic aromatic hydrocarbon gradient on the Swedish coastline of the Baltic Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 815-824.
- Gardiner, A.C. 1927. The effect of aqueous extracts of tar on developing trout ova, and on alevins, Fish. Invest. Lond., 1,3,2, 14 s.
- Hen, M. og C. Klueck. 1981. Anthropogenic trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbon levels in sediment cores from two lakes in the Adirondack acid lake region. Water, Air and Soil Pollution 15: 441-464.
- Holtan, G., L. Berglund, A.H. Erlandsen, J. Knutzen, E.-A. Lindström og M. Mjelde. 1984. Rutineovervåkning i Farris-Siljan vassdraget 1983. Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. NIVA-rapport, Løpnr. 1660, 39 s.
- Hynes, H.B.N. 1963. The Biology Of Polluted Waters, Liverpool University Press. 202 s.
- Kjellberg, G. 1991. Undersökelse av bunnsedimenter og bunndyrforekomst i Akersvika i 1990. NIVA rapport, Løpnr. 2625, 34 s.
- Kjellberg, G. 1992. Undersökelse av bunnsedimenter og bunndyrforekomst i Akersvika naturreservat i 1990-91. NIVA rapport, Løpnr. 2783, 60 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåkning av Moelva, Brununda, Flakstadelva, Svartelva og Vikselva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli 1992. NIVA-rapport, Løpnr. 2943, 38 s.

- Kjellberg, G., R. Solheim og O. Wold. 1994. Forslag til kompensasjonstiltak i Åkeravika. Konsekvensutredning. NIVA-rapport. Løpenr. 31-90. 45 s.
- Knutzen, J. 1984. Undersøkelse av forurensning med PAH og metaller i Heddalsvannet 1982-83. NIVA-rapport. Løpenr. 1660. 39 s.
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø - Opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport, Løpenr. 2205.
- Knutzen, J. 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste waters from aluminium smelters with examples from Norway. *The Science of the Total Environment* 163: 107-122.
- Latlour, R.A. 1954. Biological indices of pollution as observed in Louisiana streams. *Bull. La. Ingnu. Exp. Sta.*, 43, 1-7.
- Lithner G. 1989. Bestemmingsgymulet for sjøtt og vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvernverket Rapport 3628. 80 s.
- Ong, E., K. Næs and H. Rygg. 1998. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173:39-52.
- Poulton, B.C., S.E. Finger og S.A. Humphrey. 1997. Effects of a Crude Oil Spill on the Benthic Invertebrate Community in the Gasconade River, Missouri. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 268-276.
- Ragnørd, S., E. Fjell og J.E. Lovik. 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i majsedimenter. Delrapport 1, Organiske mikroforurensninger. NIVA-rapport nr. 712/97 TA nr. 1484/1997.
- Rødsand, T. 1997. Undersøkelse av elvestedimenter i Svartelva. NGI-rapport nr. 954054-4. 22 s.
- Rødsand, T. 1998. Slamsuging i Svartelva. NGI-rapport nr. 954054-5. 10 s.
- Socha, S.H. og R. Carpenter. 1987. Factors affecting pore water Hydrocarbon concentrations in Puget Sound sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* Vol. 51, 1273-1284.

5. Vedlegg

Tabell A.

Storra komponenter i krusotolja (från The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3/Part D, p16. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 1986).

Compound	Percentage
Naphthalene	3
2-Methylnaphthalene	1,2
1-Methylnaphthalene	0,9
Biphenyl	0,6
Dimethylnaphthalenes	2
Acenaphthene	9
Dibenzofuran	5
Fluorene	10
Methylfluorenes	3
Phenanthrene	21
Anthracene	2
Carbazole	2
Methylphenanthrenes	3
Methylanthracenes	4
Fluoranthene	10
Pyrene	8,6
Benzofluoranthene	2
Chrysenes	3
Total	90,4

Tabell 1

Konserver og kjøtt av L'Act forberedt i henhold til oppskrift og prøvetatt fra fem butikker i Østlandet - Akershus - Mjøsa

- SI 1: Blanding (fra utvalget av serveringsmiddelstasjoner)
- SI 2: Kvartalfvan tilkop
- SI 3: Jernbunnsbrus

Parameter/ Prøver	SI 1	SI 2	SI 3	Hamar vannverk 10.11.07	Stange vannverk 10.11.07
Dato	03.11.07	03.11.07	03.11.07		
Natrium	4100	63000	2400	4,0	4
2-M-NaCl		26000	500	1,2	0,6
1-M-NaCl		16,000	101	0,3	0,5
Hittanyl		7000	120	-0,5	-0,5
2,4-Dimetylnatrium		3000	63	-0,5	-0,5
Acetylglut	1000	40	14	+0,5	+0,5
Acetat	2,00000	60000	1300	2	-0,5
2,3,5-Trimetylnatrium		5,75	0	-0,5	-0,5
Phosphat	100000	10000	170	1	+0,5
Uranium	22000	12000	1540	1,3	-0,5
Asbrom	3300	3000	152	-0,5	-0,5
Uranium	34000	21000	1000	-0,5	+0,5
Pyren	10000	1700	400	0,5	+0,5
Homoz(a)antracen *	700	600	40	-0,5	-0,5
Cloryanilfenylen	570	630	32	-0,5	-0,5
Homoz(a)fluoranten *	200	170	10	-0,5	+0,5
Homoz(a)k(j)fluoranten *	1,00	147	0	+0,5	+0,5
Homoz(a)pyren		00	2	-0,5	-0,5
Homoz(a)pyren *	220	127	2	-0,5	-0,5
Benzen		20	2	-0,5	+0,5
Ind(1,2,3-cd)pyren *	1,00	30	2	+0,5	+0,5
Dibenz(a,h)ant *	1,00	0	2	-0,5	-0,5
Homoz(a)pyren	1,35	20	2	-0,5	-0,5
Selen	45000	102500	0500	11,0	5,3
Denne KPAH	1440	1131	00	0	0
% KPAH	0,3	0,8	0,7	0	0

* markerte polycykliske kromokallerende og kreftkaper overfor mennesket etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynligvis kreftfremmende) 3 (usikkert) og 4 (ikke KPAH)

Tabell 2.

Konsentrasjonen av disykliske hydrokarboner og ekte PAH'er (Fluoran + 3-6 ringar) fra vannfasen av væskede sedimenter frå fire lokaliserte i Svardalva den 15. juli 1988. Konsentrasjonene er angitt som ng/stoff/l. St. F1 benyttes her som referanselasjon.

Lokalisert	F1		F2		F3		F4	
	strykparti	kulp	strykparti	kulp	strykparti	kulp	strykparti	kulp
Paramolar								
Di-cykliske:								
Naftalen	9	11	10	20	9	16	30	130
2-M-Naf.	5	6	6	16	5	63	17	82
1-M-Naf.	4	8	4	10	4	44	11	36
Bifeny	5	3	3	10	4	82	8	70
2,6-Dimetylnaftalen	3	4	3	8	3	340	7	50
Acenafylen	<3	4	<3	7	4	12	8	16
Acenafton	7	11	11	110	9	200	15	170
Dibenzofuran	8	14	10	72	7	1700	31	410
2,3,5-Trimetylnaftalen	<3	3	<3	<3	3	143	8	24
2- D) cycliske:	45	62	51	258	48	2600	135	1001
Ekte PAH:								
Fluoran	6	8	6	40	3	1900	6	210
Fluoranten	6	18	5	150	8	5300	13	760
Antracen	<3	5	<3	39	5	400	12	280
1-M-Fluoranten	4	5	4	20	3	250	7	120
Fluoranten	9	37	9	640	25	6000	35	4200
Pyren	7	21	7	400	18	3400	26	2600
Benzo(a)antracen *	<3	4	<3	130	<3	950	8	1200
Chrysen/trienylen	3	10	3	130	9	560	19	1000
Benzo(b)fluoranten *	3	9	3	88	9	240	45	580
Benzo(k)fluoranten *	<3	4	3	61	6	200	17	430
Benzo(a)pyren	3	6	<3	56	6	140	52	340
Benzo(a)pyren *	3	6	3	62	7	180	38	410
Perylen	3	7	3	26	4	55	18	140
Ind (1,2,3 cd)pyren *	4	7	<3	38	8	81	61	250
Dibenz(a,c/h)ant.	<3	<3	<3	10	<3	18	17	67
Benzo(ghi)perylen	3	5	<3	26	4	55	49	170
Σ Ekta PAH porylen	47	145	39	1956	109	19759	404	12617
Derav KPAH	10	30	9	389	28	1669	186	2937
% KPAH	10,5	14	9,7	17,4	17,4	7,4	33,4	21,3
Tot. Σ	95	214	93	2238	161	22414	657	13759

* markerer potensielt kraftframkallende oguskarper overfor menneske eller IARC (1987), dvs. Tilhører den IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH

Table 1

Source: Author's calculations on data from the 2008 Survey of the Health and Retirement Study (HRS). The dependent variable is the number of days of self-reported disability in the past 12 months. The independent variables are the demographic and socioeconomic characteristics of respondents. The control variables are the demographic and socioeconomic characteristics of respondents.

Variable	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Constant	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8
Female	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
White	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Black	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hispanic	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Married	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Widowed	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Divorced	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Never married	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Age	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Age squared	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Age cubed	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Education	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
High school or less	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Some college	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
College graduate	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Postgraduate	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Income	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Low income	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Mid income	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
High income	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Health insurance	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Medicaid	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Medicare	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Private	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
None	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Region	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
North	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
South	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
West	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Midwest	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Intercept	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8	41.8
Adjusted R-squared	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
F-statistic	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Prob > F	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Number of observations	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000

Notes: The dependent variable is the number of days of self-reported disability in the past 12 months. The independent variables are the demographic and socioeconomic characteristics of respondents. The control variables are the demographic and socioeconomic characteristics of respondents.

Tabell 4

Di- og tricykliske hydrokarboner og økte PAH i fjærmygglarver (i hovedsak *Chironomus muratonis*) og i en dammusling (*Anodonta*) fra Svartholvdallaet (st.17), 24 august 1999. Konsentrasjonene er angitt som µg/kg våtvekt (V.V.)

Komponent \ Dyregruppe	Fjærmygg	Dammusling
Naftalen	<2	<0,5
2-Metylnaftalen	19	5
1-Metylnaftalen	13	3,8
Bifenyli	<2	<0,5
2,6-Dimetylnaftalen	141	3,8
Acenafylen	22	0,8
Acenafalen	<2	8
2,3,5-Trimetylnaf	11	0,9
Fluoren	11	6,8
Fluoranten	18	17
Antracen	4,9	1,9
1-Metylantracen	30	2,3
Fluoranten	55	69
Pyren	47	42
Benz(a)antracen *	26	12
Chrysen	28	19
Benzo(b+j,k)flu. *	12	5
Benzo(e)pyren	17	4,7
Benzo(a)pyren *	4	2,5
Perylen	4,5	1,7
Incl.(1,2,3cd)pyren *	3,7	1,2
Dibenz(a,c/h)anl. *	<2	<0,5
Benzo(g,h,i)perylene		1,3
Sum PAH	463,1	186,1
Sum KPAH (*)	45,7	20,7

* markerer potensiell kreftfremkallende egenskap for dverfler, mennesker eller IARC (1987).

lys. tilhørende IARC's kategori 2A+2B (muligvis/rolig cancerogene) Sum av * utgjør XKPAH

Tabell 5

Førekønst av arsen, kobber og krom i vannmasse (*fontnalls deloceller*) ved fire lokaliteter i Svarfjelva 15. juli 1998. Resultatene er gitt som mg stoff/kg masse uttrykt som tørrvekt (T.V.)

Komponent \ Stasjon	F1	F2	F3	F4
Arseen (As)	6,4	5,3	6,6	9,1
Kobber (Cu)	21,1	16,9	17,1	34,6
Krom (Cr)	2,4	2,5	3,6	4,6

Tabell 6. Konsentrasjon av krom, kobber og arsen (CCA-middel)

i overflatebødemantlet (0-1 cm) fra Åkersvika naturreservat den 16. juli 1998.

Stasjon 12, 13 og 14 er her brukt som referanselokaliteter.

Konsentrasjonen er angitt som mg stoff/kg sediment (tørrvekt)

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Clorofyll <i>a</i> (%)	4,8	2,9	3,8	11,7	5,1	4,0	7,0	4	1,0	6,9	13,5	2,4	10,8	8	12,0	5,4	18,4
Kobber (Cu)	111,5	10	16,2	33,4	11,4	12,8	16,2	12,3	0,581	20,7	34,8	0	10,3	8,84	36,1	27	47,4
Krom (Cr)	21	10,3	15	47,4	15,0	23,0	18,3	16	6,02	12,7	22,4	14,2	27,1	10,6	24,0	10,0	27,0
Arseen (As)	4,211	3,74	0,00	16	0,30	4,53	3,06	0,211	4,37	6,7	14,0	2,1	5,03	2,14	15,7	13,7	10,2

Tabell B.

Fordeling av baryndygrupper ved 4 lokaliteter (utslippstier) i Sivertelva, 17.juli og 0.nov. 1998.
Antall fag (inkl. "spørkeprøve" til 1 baryndy gruppe som referansegrupp)

Byrgrupper i Stasjon	17.07.1998				05.11.1998			
	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3	F4
I Abartelmark	240	24	250	50	90	32	40	400
Singler	0		12		4	11	1	2
Styrtjønnelag	0				1	3	1	120
Vannskid		28	8	3	24	0		120
Møllingkrupa	48	10	4		1	2	1	
Avall								4
Doppfluer	2340	712	1152	3020	168	621	520	1912
Stofluer	224	144	191	3	96	54	10	164
Billeshorer	18	12	24	60	1	4	3	60
Diller voksne	18	28			3			70
Vårfluer	84	48	4	5	184	176	70	104
Kroffluer	160	24	12	40	72	1	24	68
Fluereggfluer	882	884	388	240	164	160	272	536
Andre svinger	18	28			12	12	0	12
Sum	5132	1028	1908	3271	635	1002	1047	3020
Antall grupper	11	10	10	8	12	12	11	12

- F1 = Oppstrøms utslippspunktet ved liang
 F2 = Like nedstrøms utslippspunktet ved liang
 F3 = Kvaka
 F4 = Hjellem

Tabell 9.

Antallet over døgnfluer, steinfluer og værflyer ved fire lokaliteter (utslippstier) i Sverfvelva, 17. juli og 5. nov. 1988. Resultatene er angitt som antall pr. 3 min. "sparkprøve". STEI1 benyttes her som referansekantjongen.

	17.07.88				05.11.88			
	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3	F4
DØGNFLUER								
<i>Brachymeria</i>					3			5
<i>Brachymeria</i>					1		2	10
<i>Brachymeria</i>								2
<i>Brachymeria</i>	208	112	330	120				
<i>Brachymeria</i>	578	24	24	40	100	508	578	820
<i>Brachymeria</i> spp.								220
<i>Hemiteles</i>						1		2
<i>Hemiteles</i>	144	80	40					
<i>Hemiteles</i>	12				13	14	4	44
<i>Ephemerella</i>	2338	448	720	304				
<i>Coelocnema</i>	84	48	32	24	40	100	17	100
<i>Leptocnema</i>					1	2		1
STEINFLUER								
<i>Chironomus</i>					3			
<i>Chironomus</i> sp.					1	1		14
<i>Brachyptera</i>					7	13	2	46
<i>Amphitetras</i> sp.					12	0	2	100
<i>Nemoura</i>							1	
<i>Nemoura</i> sp.						3		5
<i>Cyprina</i>					21	4	2	
<i>Cyprina</i>					4	2	1	
<i>Leuctra</i> sp.					1		1	7
<i>Leuctra</i>	224	144	84	3				
<i>Leuctra</i>					45	25	10	18
VÆRFLYER								
<i>Rhyacophila</i>	16	4	4	5	152	120	50	100
<i>Agapeta</i>					5		2	
<i>Hydropsyche</i>					8	13	1	
<i>Hydropsyche</i>					2			18
<i>Hydropsyche</i> sp.		8				0	0	
<i>Ephemerella</i>	8	4			9	12		7
<i>Ephemerella</i>					4	7	11	3
<i>Atherodes</i> sp.	38	26			4	8		2
<i>Coelocnema</i>								2
<i>Leptocnema</i>								1
Indet		4			0	10	3	3
Sum	3628	804	1220	578	437	851	690	920
antall arter	11	11	7	8	22	19	17	23

- F1 = Oppstrøms utslippspunktet ved Iseng
- F2 = Like nedstrøms utslippspunktet ved Iseng
- F3 = Kvæka
- F4 = Hjøllum

Tabel 10

Bumdyngforetor si i Akersvaka naturreservat 3. september 1999, angitt som indvidental for stamme grupper og enkelte arter, samt total biomasse (grønt ferskvekt) pr. m². Stasjon 12, 13 og 14 utgjør hver referansestasjon.

Bumdyng	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Fabelstemark (Dipochyta)																	
Tro Skåbe	8	280	14	60	27	120	120	28	56	160	32		80	200	3	20	100
Igler (Hindfina)																	
Reisobetele skogras		200		20													
Krepsdyr (Crustacea)																	
Cyprid 3pp																	
Limnoria lamellosa									20	40							
Degfruer (Ephemeroptera)																	
Caenis lucas										80							40
Vårfuer (Trichoptera)																	
Melania subusta																	
Limnoriae ubet																	
Sinkott (Ceratopogonidae)																	
Svevemygg (Chironomus)									20		20					20	20
Fjærmugg (Chironomidae)	500	50	120	60	50	300	50	30	60	120	60	240	1400	60	320	300	280
Musling (Lamellibranchiata)																	
Arcoboda sp.																	
P-podum 200	120	40	300	50	60	80	20		100	40	150	60	40	40	60	80	40
Snegl (Gastropoda)																	
Vabane 200000																	
Ukjent art	700	180	1000	30	200	50	30	60	70	50	120	300	1600	300	500	400	120
Total biomasse (ferskvekt)	102	346	90	140	60	270	110	230	190	130	220	024	180	024	500	390	130

Tabell 11. Prosentfordeling av død og "døende" fisk som ble registrert i Svartøya og Akersvika naturreservat i perioden 30. oktober - 3. november.

Art	Svartøya		Akersvika	
	Ant. Fisker	% fisker	Ant. Fisker	% fisker
Ferskvannsalke	128	60	0	0
Ørkyte	49	23	0	0
Åbber	19	9	11	8
Lake	11	5	15	11
Gjødde	4	2	77	56
Ørret	2	1	0	0
Harr	0	0	8	6
Hork	0	0	17	12
Luss	0	0	3	2
Karusa	0	0	7	5

Tabell 12.

Fiskefunksjonst i 5 strykeparter i Svartelva den 5. august i 1999.

Registreringene er foretatt med elfiskeapparat.

x=enkelte fisk xx=vanlig forekomst xxx=rik forekomst

Fiskeart	Stasjon	F1	F2	Sunde	F3	F4
Ørret						
1-somrig		xxx	-	xxx	xx	-
2-somrig		xx	x	x	x	-
Eldre		x	-	x	-	-
Harr						
Eldre		-	x	-	-	-
Gjedde						
1-somrig		x	x	xx	xx	xxx
Eldre		-	-	-	x	x
Mort						
1-somrig		-	-	-	x	xx
Eldre		-	-	-	x	xx
Ørokyte						
1-somrig		xx	x	xx	xx	x
Eldre		xx	x	xxx	xxx	x
Laue						
Eldre		-	-	-	-	xx
Lake						
1-somrig		x	x	x	x	x
Abbor						
Eldre		-	-	-	-	x
Ferskvannsulke						
1-somrig		xx	x	-	-	-

F1 = ved ilsen oppstrøms utslippstedet (Referanselokallet)

F2 = Like nedstrøms utslippstedet ved ilsen

F3 = Kvæn

F4 = Hjøllum