



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 646/96

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon

NIVA

Overvåking i

Ranfjorden

Undersøkelse av miljøgifter i organismer 1994 og planteplanktons respons på forurensede ferskvannstilførsler 1993.



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
800310	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3469-96	

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

Rapportens tittel: Overvåking i Ranfjorden - Undersøkelse av miljøgifter i organismer 1994 og planteplanktons respons på forurensede ferskvannstilførsler 1993 (Overvåkingsrapport nr.646/96. TA-nr. 1320/1996)	Dato: 29/5-96	Trykket: NIVA 1996
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): Norman W. Green Evy Rigmor Lømsland Jon Knutzen Lasse Berglind	Geografisk område: Nordland	
	Antall sider: 40	Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt:
I 1994 ble det registrert at blåskjell og o-skjell fra indre Ranfjorden fremdeles var markert forurenset med PAH, dvs. med et innhold opp til 20 ganger "høyt normalnivå". Tilstanden syntes i hovedsak uforandret fra 1990 og 1992. Det ble funnet generelt forhøyet jerninnhold i blåskjell, opp til 5 ganger "høyt normalnivå" innerst i fjorden, men avtagende utover. Med ett unntak var annet metallinnhold i blåskjell og blæretang moderat/lavt. Unntaket gjaldt bly i blåskjell fra Mo, som inneholdt 5 ganger "høyt normalnivå". Forsøkene med en planteplanktonart viser at Ranfjorden tilføres både vekstfremmende og veksthemmende forbindelser.

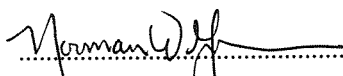
4 emneord, norske

1. PAH
2. Metaller
3. Indikatororganismer
4. Overvåking

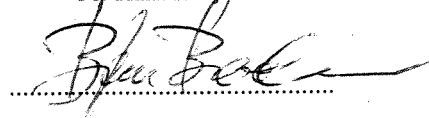
4 emneord, engelske

1. PAH
2. Metals
3. Indicator organisms
4. Monitoring

Prosjektleder


Norman W. Green

For administrasjonen


Bjørn Braaten

ISBN: 82-577-3008-4

O-800310

**OVERVÅKING I RANFJORDEN -
UNDERSØKELSE AV MILJØGIFTER
I ORGANISMER 1994 OG PLANTEPLANKTONS RESPONS
PÅ FORURENSEDE FERSKVANNSTILFØRSLER 1993**

Oslo,

29. mai 1996

Prosjektleder: Norman W. Green
Medarbeidere: Liv Bryn
Lasse Berglind
Unni Efraimsen
Lars Golmen
Frank Kjellberg
Jon Knutzen
Bente Hiort Lauritzen
Evy Rigmor Lømsland
Mette Løvberg
Marit Villø

Forord

Undersøkelsene i Ranfjorden er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Arbeidet er utført på oppdrag fra SFT i henhold til brev av 27.april 1994 og programforslag av 16.mars 1994 (jfr. NIVA oppdrag O-800310).

Hovedansvarlig for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- *Analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): Lasse Berglind, NIVA.*
- *Analyser av metaller: Arne Godal og Marit Villø, NIVA.*
- *Analyser av næringsalter: Eirin Røgeberg*
- *Rapportering av tilførsler og effektstudier: Evy R. Lømsland, NIVA*
- *Planlegging og rapportering: Norman Green og Jon Knutzen, NIVA*
- *Administrasjon: Norman Green, NIVA*

I tillegg har følgende deltatt i arbeidet:

- *Arne Odd Torseth (Mo i Rana Brannvesen), Tone Jacobsen, Are Pedersen, Mats Walday: innsamling/oppbehandling av tang og skalldyr til analyse.*
- *Per Strømfors (Rana Museum) og Vilhelm Bjerknes: innsamling av vann til planteplanktonforskøket.*
- *Björg Abrahamsen, Signe Brenno, Liv Bryn, Marit Engeloug, Tone Hagenborg, Bente Lauritzen Hiort, Mette Løvberg og Marit Skaråsen: analyser.*

Oslo, 29. mai 1996.

*Norman W. Green
Prosjektleder*

Innhold

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER.....	1
1.1. Formål.....	1
1.2. Konklusjoner.....	1
1.3. Tilrådinger	2
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	3
3. MATERIALE OG METODER.....	4
3.1. Miljøgifter i tang og skalldyr.....	4
3.1.1. Feltarbeid	4
3.1.2. Analyser	7
3.1.3. Overkonsentrasjoner	8
3.1.4. Grenseverdier i mat.....	9
3.2. Forsøk med planteplankton.....	9
3.2.1. Innledning	9
3.2.2. Materiale og metode	10
4. PAH I SKALLDYR.....	11
4.1. Blåskjell, o-skjell og reker.....	11
5. METALLER I BLÅSKJELL, O-SKJELL OG TANG.....	17
5.1. Blåskjell og o-skjell	17
5.2. Blæretang.....	18
6. ARSEN I REKER.....	22
7. VURDERING AV MILJØGIFTER I BLÅSKJELL OG REKER	22
8. PLANTEPLANKTONETS RESPONS PÅ TILFØRSLER	23
8.1. Ranaelva.....	23
8.2. Kisbekken	24
8.3. Mobekken	25
8.4. Sammenfattende diskusjon	27
9. REFERANSER.....	28
VEDLEGG A - Forkortelser.....	31
VEDLEGG B - Resultater fra metallanalysene.....	33
VEDLEGG C - Resultater fra PAH-analysene	35

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1. Formål

Hovedformålene med undersøkelsen har vært å ajourføre kunnskapene om forekomst av miljøgifter i Ranfjorden og registrere effekten av den minskede belastningen på fjorden etter at Råjernverket, Koksverket og Bergverkselskapet Nord-Norge ble lagt ned og etter observasjonene i 1989-90 og 1992. Overvåkingen er med henblikk både på spiselighet av skalldyr og bedømmelse av økologiske skader. Undersøkelsene skal gi grunnlag for myndighetenes vurdering av eventuelt behov for ytterligere forurensningsbegrensende tiltak.

1.2. Konklusjoner

- I 1994 var blåskjell og o-skjell fremdeles markert forurenset med polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) - opp til 20 ganger et "høyt normalnivå" (som er nedjustert til halvparten siden 1989-90 undersøkelsen (Green *et al.*, 1993)). PAH-forurensningen avtok utover, og utenfor Nord-Rana var det bare moderate overkonsentrasjoner (2-3 ganger). Det tas forbehold om representativitet av undersøkelsene i blåskjell på grunn av begrenset prøveantall (bare to stasjoner i hele fjorden).
- Tilstanden mht. PAH i blåskjell og o-skjell syntes i hovedsak uforandret fra 1990 (da det ble registrert en radikal forbedring fra året før) og 1992.
- I likhet med tidligere ble det funnet generelt forhøyet jerninnhold i blåskjell med overkonsentrasjoner opp til 5 ganger innerst i fjorden. Overkonsentrasjoner på ca. 3 ganger ble funnet 23 km fra Mo.
- Det ble også registrert markert blyforurensning innerst i fjorden på st.B5, Moholmen. Årsaken er usikker (episodisk belastning fra gateavrenning?).
- Forsøkene med planktonalgen *Pseudopedinella pyriformis* viste at Ranfjorden tilføres både vekstfremmende og veksthemmende forbindelser. Årsaken til giftvirkningen kan være høyt metallinnhold, primært kobber og/eller sink i Kisbekken og Mobekken.

1.3. Tilrådinger

- For å oppnå ytterligere forbedring mht. PAH-forurensning, må størrelsen på gjenværende kilder måles (beregnes, anslås) som grunnlag for å vurdere eventuelle tiltak. Det er ikke gitt at helt tilfredsstillende tilstand kan oppnås bare gjennom å redusere tilførslene fra punktkilder. Bl.a. bør man få et overslag for utlekking/utvasking fra grunn forurenset ved den nedlagte koks- og råjernproduksjonen
- Det bør vurderes om det skal utredes/iverksettes tiltak i Kisbekken og Mobekken.
- Innholdet av arsen i reker fra Nord-Rana bør vurderes av næringsmiddelmyndighetene.
- Det bør også drøftes om eventuell videre overvåking har noen hensikt før det iverksettes ytterligere forurensningsbegrensende tiltak.
- Tilførselen av bly til fjorden bør kartlegges for å oppklare årsaken til vedvarende forhøyde blynivå i skjell og tang fra indre fjord.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Hovedutviklingen i Ranfjord med konsekvenser for forurensningstilstand og relaterte problemstillinger kan karakteriseres ved (fra Green *et al.* 1993):

- Ranfjorden har i mer enn hundre år vært mottager av avfall fra gruvedrift og industri som bl.a. har gitt belastning med bly, sink, kobber og jern. Forurensningseffekter fra Jernverket og Koksverket er beskrevet tidligere (Kirkerud *et al.*, 1977).
- I takt med industriutviklingen har det funnet sted en betraktelig økning i befolkningen, samt skipstrafikk.
- Nedleggningen av Mofjellet Gruver, BNN, Koksverket og Jernverkets råjernavdeling i perioden 1985-1989 har medført en radikal reduksjon i belastningen på fjorden, særlig av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), men også av metaller og enkelte andre stoffer.
- Kartleggingen av forurensningstilførsler fra eldre kilder har vært mangelfull og tallene det opereres med i varierende grad usikre (Tryland, 1983).
- Næringsmiddelmyndighetene har i perioden 1986-93 frarådet (vesentlig pga. PAH) å spise muslinger fra området innenfor Hemnesberget (fig.1). Likeledes frarådes et for stort inntak av fisk og reker fra denne delen av fjorden. Rådet om fisk og reker gjelder ikke fra 1994 (se endrede råd referert i kap.1).
- De tildels sterkt reduserte organismesamfunn som tidligere er observert fra Mo og innover (Rygg, 1983; Knutzen, 1984; Kirkerud *et al.*, 1985; Green *et al.*, 1995) er hovedsakelig et resultat av påvirkning fra gruveavgang sammen med giftvirkning fra metaller i sedimentene.
- Fra 1989 til 1990 ble det registrert sterk reduksjon av PAH-innhold i blåskjell og o-skjell fra indre Ranfjorden som en følge av stopp i utslippene fra produksjon av råjern og koks. PAH-innholdet i skjellene fra 1992 var i hovedsak uforandret i forhold til 1990 og var fremdeles betydelig forurenset. Sterk PAH-forurensning i indre Ranfjord ble også registrert i sediment.
- Av metallforurensning ble det lokalt i Nord-Rana påvist tilfeller av moderat/markert forhøyede verdier av bly, kobber og sink i blåskjell og tang.

Hovedformålene med undersøkelsen i 1994 har vært å:

- Ajourføre informasjonene om tilstanden mht. forekomst av miljøgifter i organismer, særlig med henblikk på spiselighet av skalldyr, men også for bedømmelse av økologiske skader.
- Registrere mulig fortsatt bedring etter den sterkt reduserte belastning med PAH.
- Gi grunnlag for myndighetenes vurdering av behov for ytterligere tiltak.
- Teste planteplanktons respons på ulike ferskvannstilførsler som influerer på forholdene i indre del av Nord-Rana.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Miljøgifter i tang og skalldyr

3.1.1. Feltarbeid

Feltarbeidet i 1994 ble gjort i september-november (tang, blåskjell, o-skjell og reker). Det ble samlet inn biologiske prøver fra 5 stasjoner (fig.1, tab.1 og 2).

I følge programforslaget skulle blåskjell også ha vært samlet inn fra st. B2, B6 og B9, men her var det for lite materiale til analyse. Dette forårsaket reduserte analysekostnader, og det ble bestemt at det skulle gjøres flere metallanalyser på blåskjell og o-skjell enn opprinnelig planlagt.

Prøvene ble samlet inn og opparbeidet så langt det lot seg gjøre i henhold til metodikk benyttet innenfor Oslo/Pariskonvensjonens "Joint Monitoring Program" (ICES, 1986). (JMP videreføres nå innen "Joint Assessment and Monitoring Programme" - JAMP).

På samme måte som i 1990 og 1992 ble prøvene av tang og blåskjell opparbeidet fra fersk tilstand. Deretter ble prøvene oppbevart frosset inntil homogenisering og analyse.

Rekene ble samlet inn på st. SB (fra Strømholmen i retning Bustneset).

Tabell 1. Innsamling av biologisk materiale fra Ranfjorden, september-november 1994 (kfr. fig.1 og tab.2).

St.	Stasjons-betegnelse	L	B	O	R
SB	Bustneset i retning Alterneset				2
B5	Moholmen	2	2	2	
B9	Bjørnbærvika			2	
B15	Holmgalten			2	
B16	Laukhella		2	2	

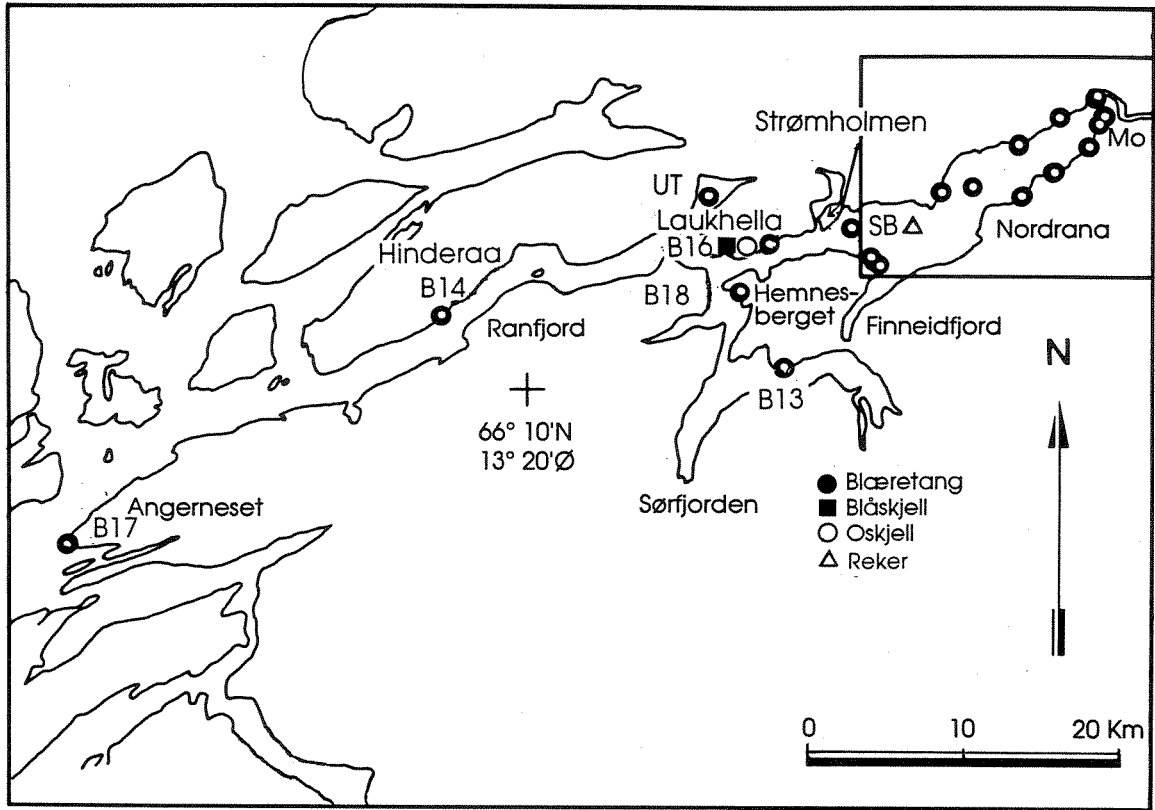
L = Blæretang, *Fucus vesiculosus*, antall blandprøver à ca. 10 skuddspisser fra hver av 10-20 planter.

B = Blåskjell, *Mytilus edulis*, antall blandprøver à ca. 50 individer, 3-5 cm.

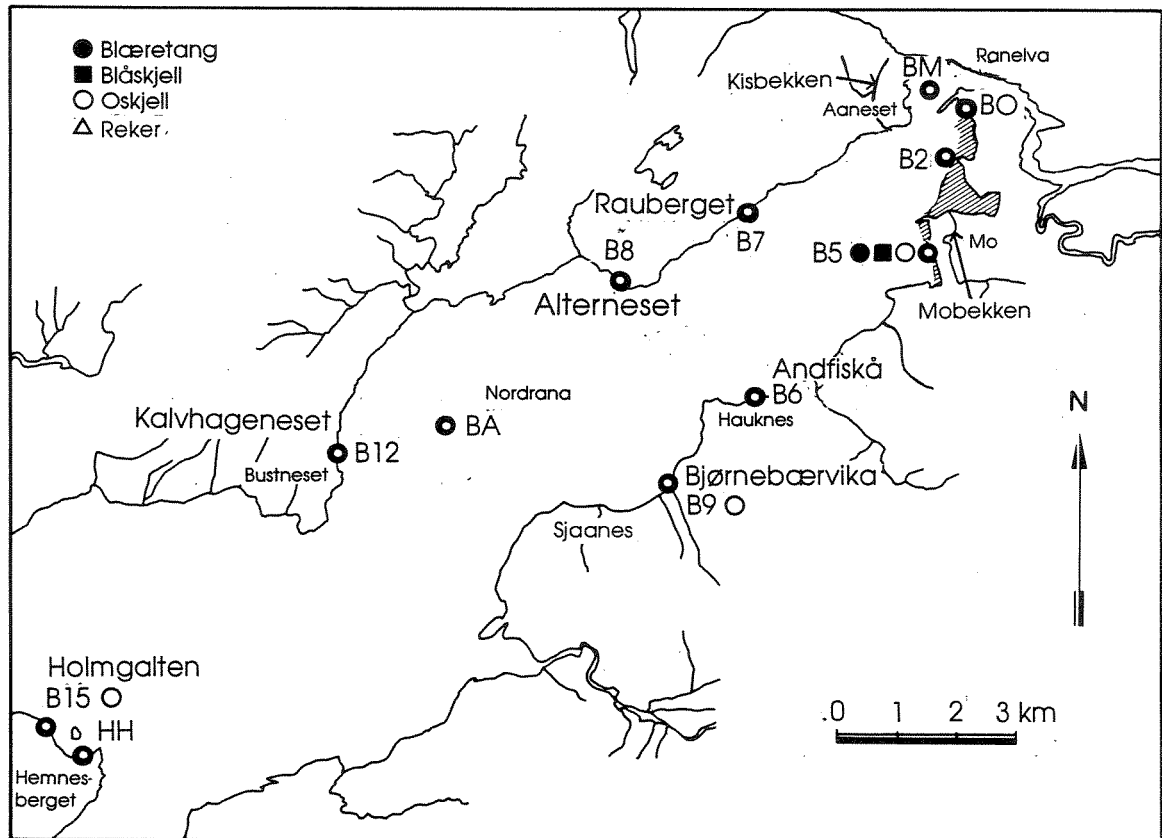
O = O-skjell, *Modiolus modiolus*, antall blandprøver à 5 individer, de fleste 10-14 cm.

R = Reker, *Pandalus borealis*, antall blandprøver à ca.100 individer

1994



1994



Figur 1. Stasjoner for innsamling av biologisk materiale til miljøgiftanalyse 1994.

Tabell 2. Stasjonsbetegnelser for innsamling av biologisk materiale 1989-1990, 1992 og 1994 (merket **). Avstand (km, avrundet) gjelder fra Gullsmedvika ved Mo. ≈ betegner omtrentlige posisjoner. * indikerer posisjon målt ved GPS.

St.nr.	Navn	km	Posisjon	Kommentarer
B2	Koksverkkaia	1	66°19.30' N 14°08.38' Ø	På kaia, nordsiden, innerste hjørnet
BM	Munning til Ranosen	2	≈66°19.6' N ≈14°06.5' Ø	Fangst av skrubbe, torsk og sjørret
B5 **	Moholmen	2	66°18.72' N 14°07.62' Ø	Ytterst på holmen ved fjære og ved bunnen utenfor staken
B6(a)	Andfiskå ved Lundengen	5	66°17.50' N 14°17.50' Ø	Svaberg ved rødt naust og småbåtslipp ca. 1 km V for BNN ¹ . Blåskjell festet til tau (1990) eller kjetting (1992), 2-4 m dyp
B6(b)	Andfiskå ved Bergverkselskapet	4	* 66°17.52' N * 14°04.81' Ø	Nær BNN's kai, vestsiden (1989)
B7	Raudberget	4	* 66°18.99' N * 14°03.28' Ø	Fjellstrand mellom to gress-strender, flere hus, veifylling
B8	Alterneset	6	66°18.38' N 13°59.98' Ø	Ved grønnmalt hytte og flere sjøbuer (1989) og på sydsiden av en liten holme utenfor (1990)
B9 **	Bjørnbærvika	8	* 66°16.17' N * 14°02.13' Ø	Fjellstrand ned for tankanlegg på østsiden og ytterst i liten bukt (1989), og blåskjell tatt fra et tau 50 m vest og på 1-2 m dyp (1990, 1992, 1994)
BA **	Bustneset i retning Alterneset	11	≈66°16.5' N ≈13°56' Ø	Tråling etter reker (1989, 1994)
B12	Kalvhaugneset	12	66°16.50' N 13°54.50' Ø	Liten bukt ved et rødt og to brune naust, ca. 300 m innenfor gård ytterst på Bustnesodden
B15 **	Holmgalten	18	* 66°14.57' N * 13°47.72' Ø	Liten holme forbundet med land ved sandbanke.
HH	Holmholmen (ved) Holmgalten	18	66°14.35' N 13°49.00' Ø	Garnfangst av torsk og skrubbe i området rundt holmen (1990)
SB	Strømholmen i retning Bustneset	18	≈66°15' N ≈13°54' Ø	Tråling etter reker (1989-90) og forsøk på uer (1990)
B16 **	Laukhella	23	* 66°14.91' N * 13°40.03' Ø	Ned for og ca. 50 m V for gult hus
B18	Hemnesberget	27	66°14.91' N 13°36.40' Ø	Bare blåskjell fra bryggepeler (1989) og stein under brygge(1990)
B13	Grønnvikneset	37	≈66°10.5' N 13°41.0' Ø	Tangprøver
UT **	Utskarpen	30	≈66°15.2' N 13°34.2' Ø	Skrubbe, torsk, sjørret
B14 **	Hinderåa	46	* 66°12.61' N * 13°12.46' Ø	Fjellstrand ved bu øst for liten foss
B17	Angerneset	73	66°04.1' N 12°40.1' Ø	Ytterst ved lykten
BO	Båsmo	1	66°19.45' N 14°05.36' Ø	Reker (1989)
SF	Saltdalsfjorden (referanestasjon)		67°06.3' N 15°26.0' Ø	Fangst av torsk og skrubbe (1990)

1) Bergverkselskapet Nord-Norge

3.1.2. Analyser

Alle analysene ble foretatt på NIVA. Forkortelser for de aktuelle stoffer og enheter er gitt i Vedlegg A.

Metaller

Metaller ble oppsluttet med 10% salpetersyre og målt enten ved flamme atomabsorpsjonspektrometri (FAAS, høye konsentrasjoner) eller flammeløs atomabsorpsjonspektrometri i grafittovn (GAAS). Flammeteknikken brukes alltid for sink og ofte for jern. De omtrentlige grensene i ekstraktet for dette er 200 mg/l for bly og jern.

Det ble rutinemessig analysert på sertifisert referansemateriale for å kvalitetssikre analysene. Imidlertid finnes det ikke referansemateriale av samme vevstyper som ble undersøkt i Ranfjorden.

PAH

Til analyse av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ble prøven først homogenisert og tilsatt indre standarder og deretter forsåpet ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med syklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol: vann før videre rensing med dimetylformamid (DMF), vannpartisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne.

Prøveekstraktene analyseres på gasskromatograf med glasskapillarkolonne koblet til flammeionisasjons-detektor (FID) eller masseselektiv-detektor (MSD). Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner. Kvantifisering blir utført v.h.a. de indre standardene.

Analysemetodene kontrolleres ved analyse av internasjonalt referansemateriale for blåskjell med sertifiserte konsentrasjoner av PAH. Kontroll omfatter hele opparbeidings- og analyseprosessen. Gasskromatografene recalibreres regelmessig og blir dessuten kontrollert ved analyse av standarder for hver 10. prøve.

Betydelig endringer i metodikk har skjedd de siste årene, og sammenligning med undersøkelser på 80-tallet eller tidligere må gjøres med et visst forbehold. (Forbeholdet gjelder mest lave/moderate verdier, ikke høye). NIVA angir nå alle 16 potensielle kreftfremkallende PAH pluss et utvalg av forbindelser som erfaringsmessig bidrar betydelig til totalsummen.

3.1.3. Overkonsentrasjoner

Vurderingen av miljøgiftnivåene i Ranfjorden er hovedsakelig basert på sammenligninger med "antatt høye bakgrunnsnivåer" avledet fra publisert datamateriale sammenstilt av Knutzen og Skei (1990), og senere noe nedjustert for enkelte stoffer (Knutzen *et al.*, 1993; Knutzen & Green, 1995). Tabell 3 gir en sammenstilling av disse ajourførte antatt høye bakgrunnsnivåene. Den faktoren som konsentrasjonen overskrider antatt høyt bakgrunnsnivå med, betegnes *overkonsentrasjon*.

Det bør understrekes at sikkerheten i fastsettelsen av "antatt høyt bakgrunnsnivå" varierer. En rekke faktorer spiller inn (kfr. Knutzen og Skei, 1990), bl.a. antallet observasjoner fra diffust belastede steder (dvs. langt fra punktkilder), dertil analysens pålitelighet ved lave konsentrasjoner. Særlig for PAH foreligger begrunnet mistanke om at tidligere anslag for høyt bakgrunnsnivå (Knutzen og Skei 1990, i hovedsaken basert på referanser i Knutzen, 1989) har vært betydelig for høyt. Dette er senere bekreftet ved data fra referanse-stasjoner innen JMP (Knutzen og Green, 1995).

"Antatt høyt bakgrunnsnivå" for PAH i o-skjell er satt til det samme som i blåskjell (Green *et al.*, 1994). Det foreligger ikke tilstrekkelig datamateriale for å fastslå "bakgrunnsnivåer" i metaller og PAH i reker.

Tabell 3. Antatt høye bakgrunnsnivåer av metaller og PAH i utvalgte organismer¹, i **mg/kg tørrvekt** (ppm t.v.) (blæretang og blåskjell) og **friskvekt** (ppm v.v.) (blåskjell). De angitte bakgrunnsverdier er etter Knutzen og Skei, 1990 med mindre nedjusteringer.

Stoffer	Blæretang	Blåskjell	
	enheter:	ppm t.v.	ppm t.v.
Bly	3	5	0.5
Jern	300 ²	≈300	50 ²
Kadmium	- ³	2	0.3
Sink	200	200	30 ²
ΣPAH	-	-	0.05 ⁴
ΣKPAH ⁵	-	-	0.01 ⁴
B(a)P	-	-	0.001 ⁴

¹) I rekkefølge: *Fucus vesiculosus* og *Mytilus edulis*.

²) I enkelte tilfeller høyere.

³) Ikke med i denne undersøkelsen.

⁴) Fra Knutzen & Green (1995).

⁵) Sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987).

3.1.4. Grenseverdier i mat

Vurdering av miljøgiftinnholdet i mat er næringsmiddelmyndighetenes ansvar. Nedenstående utenlandske grenseverdier er derfor bare til orientering (tab.4). Norge har ingen slike konsentrasjonsgrenser, idet myndighetene istedet foretar risikovurderinger i de enkelte tilfeller, basert på *dosegrenser* anbefalt av Verdens Helseorganisasjon og andre internasjonale ekspertgrupper. Hovedfordelen ved dette er at dosegrenser impliserer at det tas hensyn til forbruket av den aktuelle type mat. (Norge har f.eks. et høyt konsum av fisk sammenlignet med de fleste andre land.)

Tabell 4. Utvalgte (laveste) grenseverdier for innhold av miljøgifter i spiselige akvatiske organismer, i ppm v.v.. Referansene (Ref.)^R viser til vedkommende lands grenseverdi og de nevnte litteraturkildene. - betyr ingen grense funnet.

Stoffer	Skalldyr	Ref.
Bly	0.5 ¹	NL b
Jern	-	
Kadmium	0.3	SF a
Sink	-	
ΣPAH	-	
KPAH	-	
BaP	-	

R) Land: Grenseverdiene kommer fra Finland (SF) og Nederland (NL)

Referanser: JMG 1990 (a), FAO 1989 (b),

¹) NL oppgi 2.0 ppm v.v. som grense for bl.a. blåskjell

3.2. Forsøk med planteplankton

3.2.1. Innledning

For å undersøke effekten av utslippene til Ranfjorden, har det gjennom årene blitt utført omfattende undersøkelser av bunnlevende dyr og benthiske alger i fjordområdet, mens biologiske undersøkelser i pelagialen ikke har vært prioritert. Planteplankton kan med en generasjonstid i størrelsesorden 12-48 timer raskt respondere på forandringer i miljøet, og planteplanktonarters tilstand og forekomst kan derfor være gode indikatorer på de miljømessige forholdene i vannsøylen.

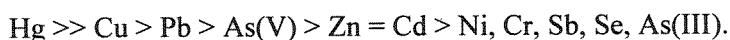
Primært med tanke på mulige effekter av metallforurensning ble det i 1993 besluttet å gjøre enkle laboratorieforsøk med vann fra tre av ferskvannskildene til Ranfjorden. Hensikten var å undersøke om planteplanktonets vekst ble påvirket når disse vannkvalitetene ble blandet med sjøvann. Forsøktet var kun et pilotforsøk der hensikten var å skaffe bakgrunnsdata for en eventuell undersøkelse av organismer i pelagialen

Enkelte tungmetaller er essensielle for planteplankton, men da i svært lave konsentrasjoner (jfr. Huntsman & Sunda, 1980-reviewartikkel). Derfor betegnes de essensielle tungmetallene innenfor planteplanktonterminologien for spormetaller. Ved høyere konsentrasjoner har de samme tungmetallene derimot toksisk effekt på planteplankton på linje med andre ikke essensielle tungmetaller. Det er de frie ionene som gir den toksiske effekten, og den frie ioneaktiviteten påvirkes blant annet av andre metaller og av organiske forbindelser (Huntsman & Sunda, *op. cit.*).

Effekten av de ulike metallene varierer fra art til art der noen arter er svært sensitive, mens andre er langt mindre sensitive. Selv innenfor samme algeklasse kan der være stor variasjon i sensitiviteten

mellom de ulike artene. Tungmetallforurensning har således i seg et klart potensiale med hensyn på påvirkning av planteplanktonets artsdiversitet.

Gifteffekten av de ulike metallene er også forskjellig. Noen metaller er klart mer giftige enn andre. På grunn av at forskjellige arter har svært ulik sensitivitet overfor tungmetaller er forsøk med ulike arter vanskelig å sammenligne. Dersom giftigheten til ulike metaller skal kunne rangeres, må forsøkene være gjort på samme art/samfunn. Forsøk med tilsetning av flere ulike metaller til samme naturlige planteplanktonsamfunn gir sammenlignbare resultater og viser følgende rangering på ulike metallers giftighet der hver > angir en konsentrasjonsforskjell på et halvt logintervall (Hollibaugh *et al.*, 1980):



Kvikksølv er således mye giftigere enn kobber som igjen er mye giftigere enn sink og kadmium. Krom og nikkel var blant de metallene som hadde svakest giftvirkning.

3.2.2. Materiale og metode

I 1993 ble det samlet inn vann fra de tre ferskvannskildene Ranaelva (august), Mobekken (desember) og Kisbekken (desember) for å studere effekter av vannet på planktonalger. Innsamling av vannet i Ranelven ble gjort av NIVA, mens Rana Museum var ansvarlig for innsamlingen av vann fra Kisbekken og Mobekken etter anvisning fra NIVA. Vannet fra Mobekken og Kisbekken ble analysert for innhold av næringssalter og tungmetaller, der metallene ble oppsluttet med salpetersyre og analysert enten ved flamme atomabsorbasjonspektrometri eller flammeløs atomabsorbasjonspektrometri i grafittovn. Vannet fra Ranaelven ble analysert ved Terrateam's laboratorium i Mo i Rana.

I forbindelse med laboratorieeksperimentene ble vannet fra kildene først filtrert gjennom 0.45 µm membranfilter og blandet med filtrert og pasteurisert sjøvann fra 40 m dyp i Raunefjorden til forskjellige saliniteter. For at en eventuell effekt skulle kunne tilskrives en spesifikk kilde, ble uforurenset sjøvann benyttet til innblandingen. Sjøvannet fra Raunefjorden må betraktes som upåvirket av miljøgifter (jfr. tab.11) og hadde en salinitet på 34‰. Vann fra kildene ble blandet med sjøvannet til følgende saliniteter (‰): 11, 16.5, 22, 27.5, 30, 33 og 33.7. Dette gir en prosentvis innblanding av ferskvann på henholdsvis 68, 51.2, 35.2, 19.2, 12, 3 og 0.8%.

Vannet med de ulike salinitetene ble benyttet til vekstforsøk med den marine flagellaten *Pseudopedinella pyriformis* for å se på vekstpotensialet når vann fra kildene blandes med sjøvann. *P. pyriformis* vokser godt ved både høye og lave saliniteter og er dessuten vanlig forekommende både i ferskvannspåvirkete fjorder og i kystfarvann. Den var på forhånd akklimatisert til de ulike salinitetene. Forsøket ble utført både med og uten tilsetning av næring (Guillard *f/2*, med EDTA-tilsetning. Chelator:metall = 2:1). Det ble kjørt kontrollforsøk ved hver salinitet der ferskvannet som ble innblandet, var destillert og gjennomluftet. Også kontrollene var med og uten næringstilsetning. Algene var ikke på forhånd akklimatisert til lav næringstilgang. Forsøket ble kjørt ved en temperatur på 10°C og med innstrålt lys på 60 µE/m²/sek.

I seriene med fullstendig næringstilsetning ble det sett på gjennomsnittlig veksthastighet (delinger/dag) fra dag 0-3. Dette er generelt en periode i vekstfasen da algene har lys og næring nok til å ha eksponentiell vekst. Når algene vokser eksponentielt, vokser de med konstant optimal veksthastighet. For seriene uten næringstilsetning ble det sett på gjennomsnittlig veksthastighet fra dag 0-2, ettersom resultatene viste at den begrensede næringstilgangen kun gav eksponentiell vekst i to dager.

4. PAH I SKALLDYR

Rådata fra analysene finnes i Vedlegg C (med støtteinformasjon i Vedlegg B).

PAH-analyser og vurderingen av resultatene er kompliserte av flere grunner:

- *Ved lave konsentrasjoner* ("bakgrunnsnivå") skjer det lett kontaminering av prøver, særlig med de lettere forbindelsene (naftalener). PAH både tas opp og utskilles hurtig fra organismer, med noe forbehold for mulig eksistens av et visst langtidslager i muslinger (utilstrekkelig undersøkt). Følgelig kan episodiske påvirkninger (olje, veiavrenning) gi uberegnelige utslag.
- Noe forskjellig utstyr og metodikk på ulike laboratorier og den generelle bedring i analyseteknikk over tid, gjør at sammenligninger av data ofte må foretas med forbehold og usikkerhet. Det må utvises forsiktighet med å trekke konklusjoner basert på små forskjeller i tid og rom. Særlig for lave/moderate verdier kan usikkerheten bli relativt stor. For o-skjell og reker er det sparsomt med nyere og pålitelige data fra referanselokaliteter.

4.1. Blåskjell, o-skjell og reker

Også i 1994 ble det i Nord-Rana (innenfor Bustneset-Skjånes) registrert forhøyet PAH-innhold i blåskjell, o-skjell og reker (tab.5, fig.2-4, rådata i vedlegg C).

Ved de følgende angivelsene av overkonsentrasjoner er det sammenlignet med et antatt høyt bakgrunnsnivå for sum PAH på 50 µg/kg våtvekt, som det også ble gjort i 1992-undersøkelsen (Green *et al.*, 1994). I 1989-90 undersøkelsene (Green *et al.*, 1993) ble det benyttet en grense for bare diffus påvirkning (langt fra punktkilder) på 100 µg/kg, slik som i SFTs veiledning til klassifisering av miljøkvalitet (Knutzen *et al.*, 1993). Nedjusteringen av "bakgrunnsnivået" er gjort fordi det fra senere års undersøkelser er flere indikasjoner på at selv 50 µg/kg våtvekt kan være for høyt for blåskjell fra de mest "uberørte" deler av kysten (kfr. referanser i Knutzen og Berglind, 1993, dertil data fra det internasjonale overvåkingsprogrammet i regi av Oslo/Paris kommisjonene (Knutzen & Green, 1995)). "Bakgrunnsnivået" for PAH i o-skjell er antatt å være det samme som for blåskjell, men som nevnt foreligger det få nyere referansedata.

Overkonsentrasjonene av total-PAH (antall ganger 50 µg/kg) henholdsvis i Nord-Rana og på utenforliggende stasjoner kan angis til ca:

	<u>Innenfor Bustneset-Skjånes</u>	<u>Utenfor Bustneset-Skjånes</u>
Blåskjell	11 ganger (1 st.)	3 ganger (1 st.)
O-skjell	6-20 ganger (2 st.)	2 ganger (2 st.)

Datamaterialet for blåskjell innenfor Bustneset-Skjånes er fra bare én stasjon (st.B5). I 1992-undersøkelsen inngikk 5 stasjoner i analysen. Stasjon B5 ved Mo var en av de mest påvirkede stasjonene i 1992-undersøkelsen. Resultatene fra 1994 er i hovedsaken som i 1990 og 1992. I perioden 1990-1994 har midlere PAH-konsentrasjon i blåskjell på stasjon 5 variert mellom 0.5 og 2.0 ppm v.v. Dette tilsvarer til Klasse III ("nokså dårlig") i SFT's klassifiseringssystemet (Knutzen *et al.*, 1993).

Resultatene for o-skjell fra to stasjoner innenfor Bustneset-Skjånes var noe lavere enn i 1990 og 1992.

Ved overkonsentrasjoner under 5-10 ganger kan som nevnt også tilfeldigheter ved kortvarige episoder spille inn, f.eks. lokale oljespill eller sterk avrenning fra nærliggende tettbebyggelse eller vei.

Etter nedgangen fra 1989 til 1990 på 95% for PAH-innholdet i blåskjell fra indre fjord, synes minskningen nå å ha flatet ut. Nedgangen i o-skjell fra st.5 har vært noe langsommere: ca. 90% fra 1988 til 1992 og ca. 95% til 1994. Dette kan komme av at o-skjell, som vokser på dypere vann, også influeres i større grad av sedimenter der PAH-forurensningen bare langsomt tynnes ut (motsatt den brå forandringen i overflatelaget når et stort utslipp stopper). Det ses imidlertid at denne påvirkningen fra sedimentet er marginal sammenlignet med den tidligere massive belastning fra utslipp.

Det ble registrert ca. 90% minskning av PAH-innhold i reker fra 1989 til 1994, hvilket sammenfaller med korresponderende reduksjon i blåskjell og o-skjell. Referanseverdier for PAH i reker fra tilnærmet upåvirkede området er ikke tilgjengelig. Et par usikre resultater fra Vefsnfjorden tydet på at PAH kan akkumuleres i reker til nivåer som ikke kan ansees ubetydelig (Knutzen, 1991). Teroretisk skulle reker, som beiter på bunnen, være mer eksponert via forurenset bunnvann og byttedyr med høyt PAH-innhold enn fra direkte utslipp. Nedgangen fra 1989 til 1990 i Ranfjordmaterialet tyder derimot på en effekt av redusert belastning fra direkte utslipp.

I skjell var det stadig en betydelig andel av potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH, etter IARC, 1987), slik at det fremdeles er behov for næringsmiddelmyndighetenes vurdering av dataene fra Nord-Rana. For eksempel tilsvarte B(a)P-konsentrasjon i blåskjell fra st.5 KlasseIV ("dårlig") i SFT's klassifiseringssystemet (Knutzen *et al.*, 1993). I likhet med tidligere (i 1990 og 1992) var andelen KPAH høyere i o-skjell enn i blåskjell, sannsynligvis som følge av førstnevntes generelt nærmere kontakt med sedimentene, der høymolekylære og minst løselige PAH "bevares" best.

Innholdet av PAH i o-skjell fra st.B15 Holmgalten var omtrent som i 1990, men noe lavere enn i 1992. Det relativt høye innholdet i 1992 var ledsaget av et delvis avvikende PAH-mønster med et forholdsmessig mye høyere innslag av "lettere" og mer løselige PAH (fenantren, pyren, fluoranten) enn i de øvrige o-skjellprøvene. Forholdet kunne derfor tyde på en lokal kilde eller helst en episodisk påvirkning.

Så vidt vites skulle det nå være en stabil situasjon m.h.t. tilførsel av PAH i Ranfjorden. Nivåene i blåskjell tyder dermed på en ikke ubetydelig restbelastning. I tillegg til de 0.03 tonn pr. år fra Elkem Rana (tidligere Norsk Ferrokrom A/S) i 1992 (SFT v/Aas, pers. medd.), må det regnes med et bidrag fra flere mindre kilder av til dels diffus karakter: avrenning fra et forurenset lokalt nedbørfelt (Koksverktomten og andre tidligere og nåværende industriarealer, tettbebyggelse, veistøv, eksosnedfall), industriutslipp, kommunalt avløpsvann, skips- og båttrafikk, dertil en "bakgrunnsbelastning" ved det som tilføres med Ranaelva. Avrenningen fra Koksverktomta alene er stor nok til å forklare nivåene av PAH i blåskjell (Helland *et al.*, 1995). Alt i alt kan situasjonen være den at det ikke kan forventes særlig forbedring utover det som har funnet sted. Et moment i denne forbindelse er at de ulike forurensninger som stammer fra Mo sannsynligvis i stor grad fraktes utover med det ferskvannspåvirkede overflatelaget.

En vurdering av i hvilken grad det er utsikter til ytterligere bedring vil kreve en detaljert gjennomgang og størrelsesanslag for ovennevnte mulige kilder, spesielt utvasking fra forurenset grunn og direkte utslipp fra industri.

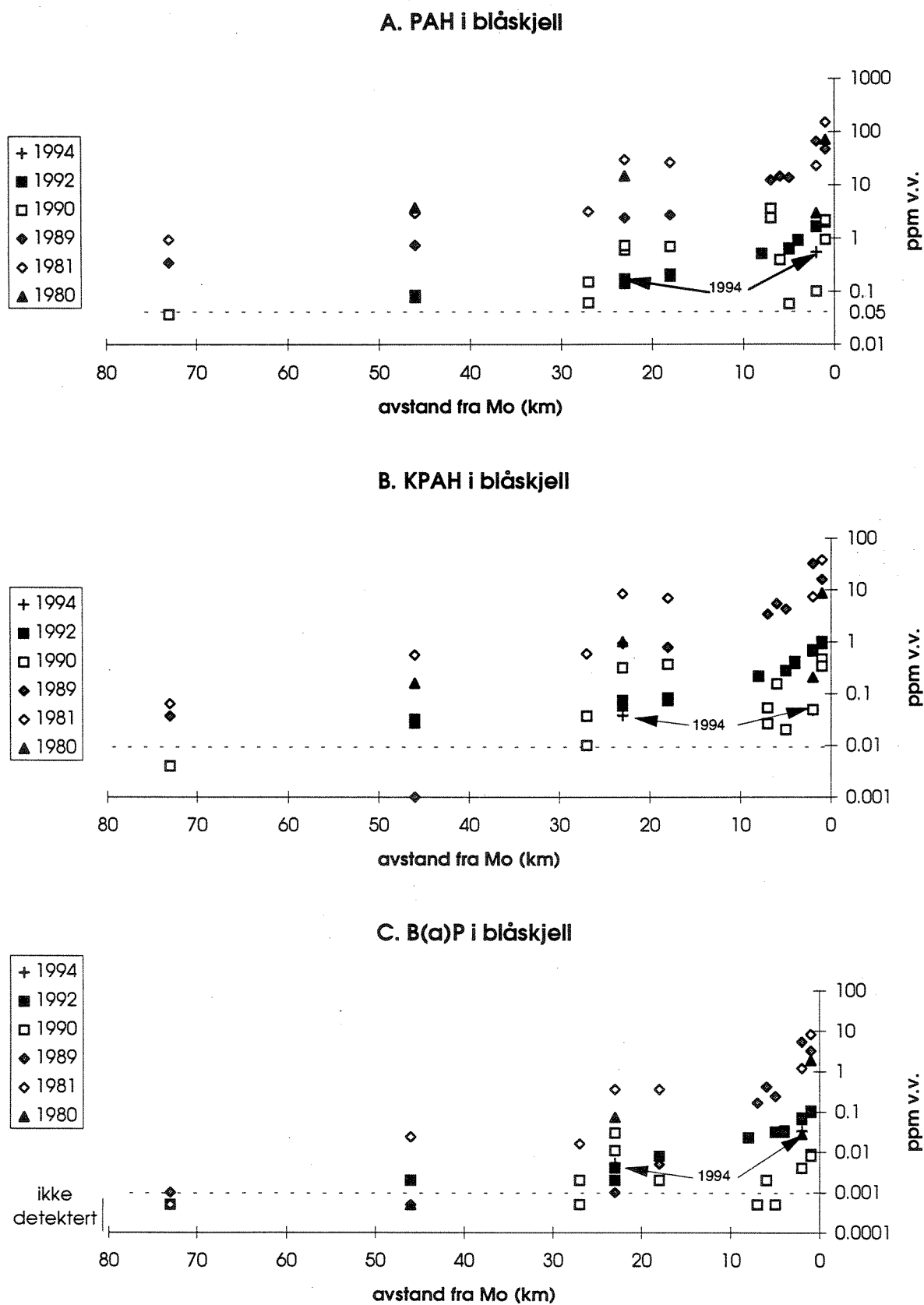
Tabell 5. PAH, KPAH²⁾ og B(a)P³⁾ i blåskjell, o-skjell og reker fra utvalgte stasjoner i Ranfjorden 1989-1994, ppm v.v. Avstand fra Gullsmedvika i km er angitt. i.p: Ikke påvist i.a.: Ikke analysert. 1989-92 resultater fra Green *et al.* (1993, 1994). Tallene i parentes angir KPAHs og B(a)Ps prosentandel av sum PAH.

	km	PAH			KPAH (% av sum PAH)			B(a)P (% av sum PAH)					
		1989	1990	1992	1994	1989	1990	1992	1994	1989	1990	1992	1994
Blåskjell													
B5	2	67.0	0.1	1.65 ¹	0.54 ¹	28.5 (43)	0.05 (50)	0.68 (41)	0.26 (48)	5.5 (8)	0.004 (4)	0.068 (4)	0.03 (6)
B16	23	2.4	0.67	0.16 ¹	0.14 ¹	0.9 (39)	0.31 (46)	0.067 (42)	0.06 (39)	0.001 (<1)	0.009 (1)	0.003 (2)	0.005 (3)
O-skjell													
B5	2	37.9	i.a.	4.25 ¹	1.11 ¹	22.6 (60)	i.a.	2.82 (66)	0.07 (59)	5.5 (14)	i.a.	0.537 (13)	0.099 (9)
B9	8	i.a.	0.94	0.42 ¹	0.32 ¹	i.a.	0.56 (60)	0.25 (61)	0.17 (55)	i.a.	0.03 (4)	0.027 (6)	0.018 (6)
B15	18	1.1	0.12	0.91 ¹	0.09 ¹	0.6 (59)	0.06 (51)	0.28 (31)	0.03 (32)	0.08 (7)	0.007 (6)	0.049 (5)	0.003 (3)
B16	23	2.4	0.67	0.16 ¹	0.11 ¹	0.9 (39)	0.31 (46)	0.067 (42)	0.03 (28)	0.001 (<1)	0.009 (1)	0.003 (2)	0.001 (3)
Reker													
SB	11	0.23			0.03 ¹	0.05 (23)			0.01 (22)	0.01 (5)			0.001 (4)

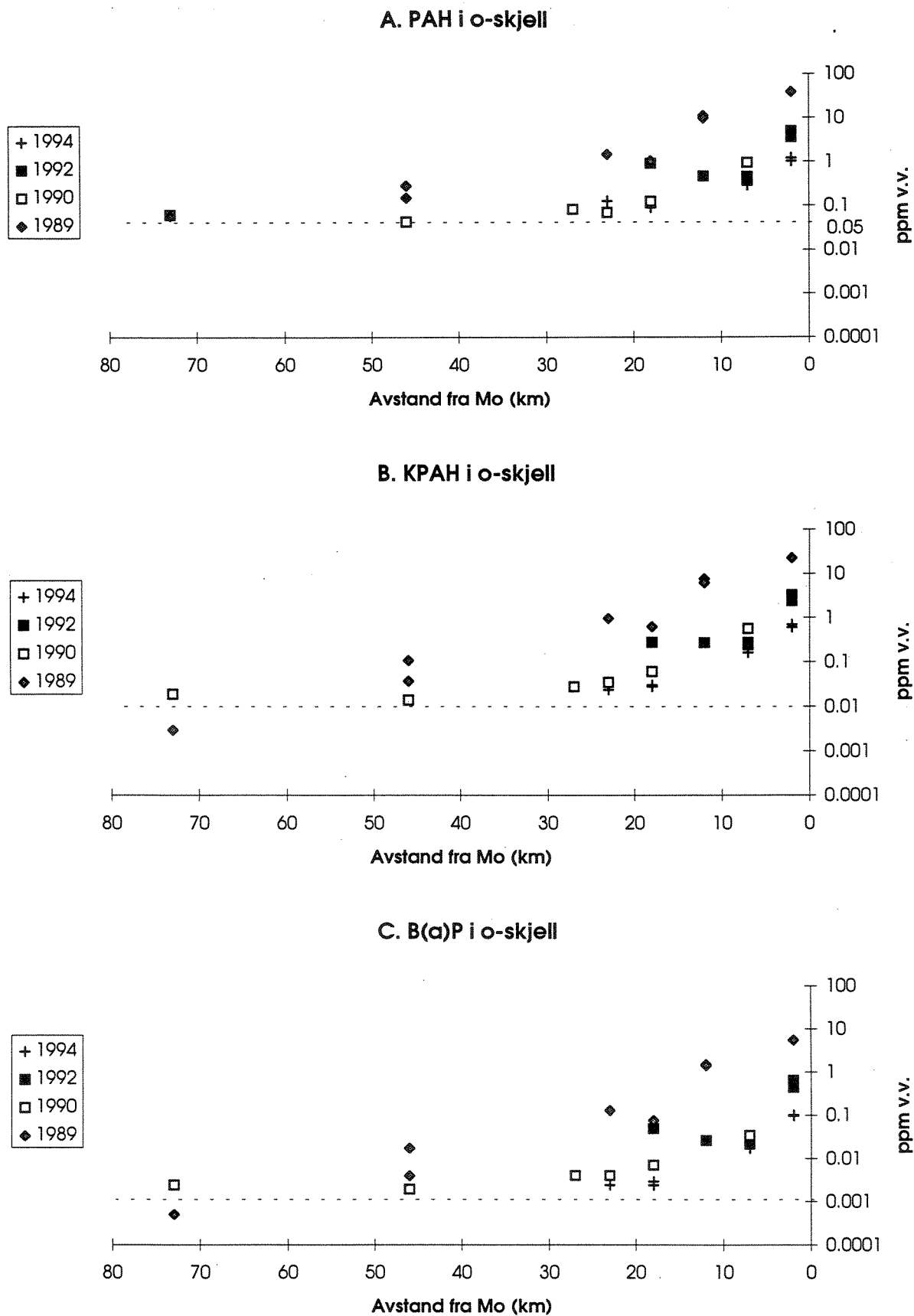
1) Middell av 2 paralleller

2) Sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987)

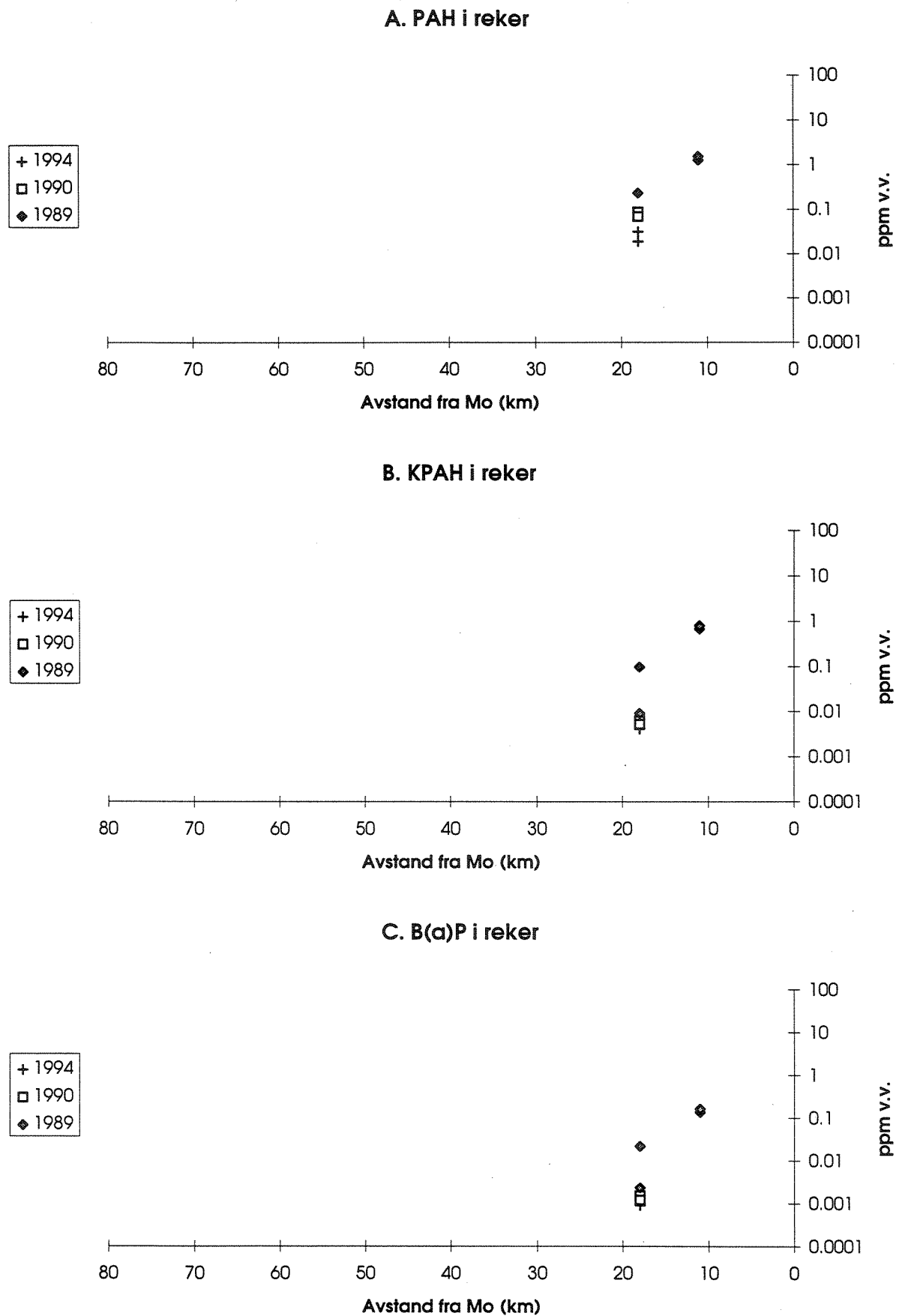
3) Benzo (a) pyren, en av KPAH



Figur 2. Variasjon i sum-PAH (A), KPAH - sum-kreftfremkallende PAH (B) og Benzo(a)pyren (C) i blåskjell (ppm v.v.). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå. Merk log-skala.



Figur 3. Variasjon i sum-PAH (A), KPAH - sum-kreftfremkallende PAH (B) og Benzo(a)pyren (C) i o-skjell (ppm v.v.). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå. **Merk log-skala.**



Figur 4. Variasjon i sum-PAH (A), KPAH - sum-kreftfremkallende PAH (B) og Benzo(a)pyren (C) i reker (ppm v.v.). Merk log-skala.

5. METALLER I BLÅSKJELL, O-SKJELL OG TANG

Rådata for disse analysene finnes i vedlegg B, mens det er gitt et sammendrag i tab.6 for de metallene som tidligere har vist overkonsentrasjoner av noe betydning i Ranfjorden. Av tab.6 fremgår også utviklingen siden 1989.

Ved angivelse av overkonsentrasjoner er det sammenlignet med øvre grense for klasse I i SFT's klassifiseringssystem (Knutzen *et al.*, 1993; kfr. også Knutzen & Green, 1995).

5.1. Blåskjell og o-skjell

I likhet med tidligere ble det observert til dels markerte overkonsentrasjoner av **jern** i **blåskjell**, dvs. ca. 5 ganger ved st. B5. Noe mindre overkonsentrasjon (3 ganger) ble funnet ved st.B16, omtrent 23 km fra Mo (fig.5). De høyeste konsentrasjonene lå noe over det som ble funnet i 1990-92, men konsekvent lavere enn på tilsvarende stasjoner i 1989. Forklaringen på de forhøyede nivåene antas som tidligere nevnt (Green *et al.*, 1993) å være avgangen fra oppredningsverket ved Gullsmedvika, som altså er sporbar mer enn 20 km utover i fjorden.

Det var også markerte overkonsentrasjoner på ca. 5 ganger for **bly** og omkring en fordobling for **sink** i blåskjell fra st.B5 Moholmen (kfr. hhv. fig.6 og 7). Dette tilsvarer hhv. Klasse III og II i SFT's klassifiseringssystem. For bly er dette omtrent som 1992 (imidlertid moderate overkonsentrasjoner i 1989, kfr. tab.6).

Inneholdet av **bly** og **sink** i **o-skjell** var vesentlig høyere enn i blåskjell: 3-13 ganger. Derimot var **jern**konsentrasjonen høyere i blåskjell: 3-4 ganger. Høyere konsentrasjoner av jern i blåskjell kan tyder på at jern er mer knyttet til overflatevann enn i det dypet o-skjell lever. Konsentrasjonene av bly, sink og jern i o-skjell var høyere på st.B5 enn på de tre øvrige stasjonene. Forøvrig ble det ikke funnet noen entydige gradienter i fjorden.

I både blåskjell og o-skjell var konsentrasjonene på st. B5 av bly og sink i 1994 noe høyere enn noen av de andre årene, men statistiske analyser viste at forskjellen fra siste undersøkelse ikke var signifikant. Årsaken til blyforurensningen er usikkert, men flere faktorer kan bidra:

- Tilførsel fra Mobekken (tab. 11);
- Avrenning fra Kosverktomta (ikke kvantifisert, kfr. Helland *et al.*, 1995)
- Gateavrenning/kloakkvann

Mer spekulativ kan man reise spørsmålet om bly innholdet i avgangen fra Rana Gruber og mulig tilførsel fra annen industri. Hvis man skal få oppklart grunnen til de varierende men stadig forhøyede nivåene av bly i skjell (og tang, se nedenfor) fra indre fjord, må blytilførselen fra mulige kildene kartlegges.

Tabell 6. Bly, sink og jern i blæretang, blåskjell og o-skjell fra utvalgte stasjoner i Ranfjorden 1989-1994, ppm t.v.. Middel av 2 paralleller bortsett fra de markert med *, hvor bare én prøve ble analysert. 1989-92 resultater fra Green *et al.* (1993, 1994).

	k m	Bly				Sink				Jern			
		1989	1990	1992	1994	1989	1990	1992	1994	1989	1990	1992	1994
Blæretang													
B5	2	2.4			7.8	955			1015	1060			845
Blåskjell													
B5	2	5.4	2.7	20.9 *	26.9	313	299	350 *	509	3380	940	945 *	1460
B16	23	4.7	1.6	3.2 *	2.6	220	147	130 *	123	1315	670	440 *	1034
O-skjell													
B5	2	60.2*			139.0	1700			1915	1730 *			573
B9	8	41.1*			68.6	624 *			511	859 *			239
B15	18	18.0*			26.7	578 *			587	245 *			166
B16	23	7.4*			33.9	363 *			368	247 *			231

5.2. Blæretang

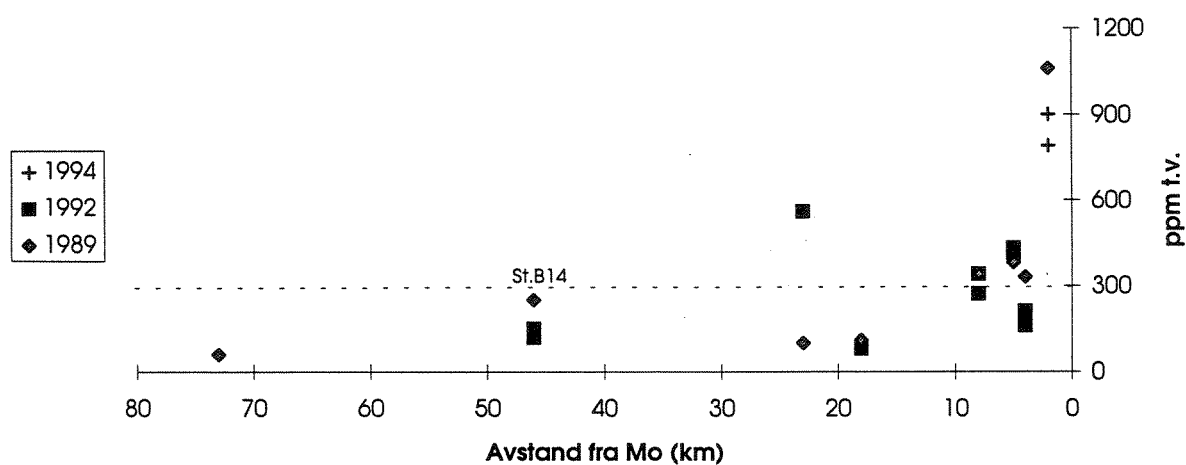
I tang ble det registrert overkonsentrasjoner (3-5 ganger) av både **bly**, **sink** og **jern** på st.B5, Moholmen (fig.5-7)), samsvarende med at det også ble funnet overkonsentrasjoner i skjell

Man kan ellers merke seg at sink- og jerninnholdet i tang i 1994 var omtrent som i 1989 (tab.6). Blyinnholdet var noe høyere (ca. 3 ganger).

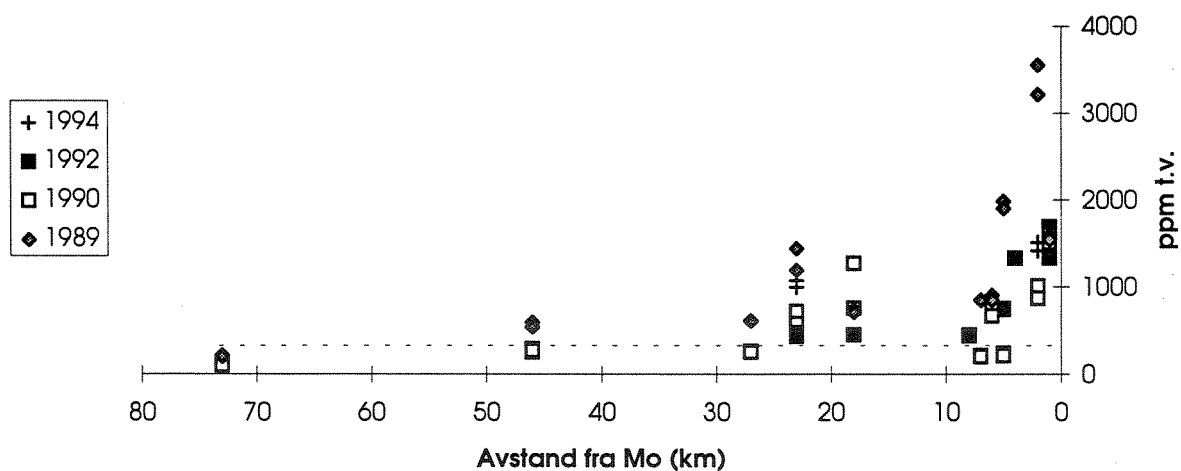
Fra tidligere observasjoner ses avstandsgradienter og delvis overkonsentrasjoner utover i fjorden. Dette er informasjon man går glipp av ved observasjoner på bare én stasjon.

I likhet men både blåskjell og o-skjell, er blæretang konsentrasjonene på st. B5 av bly og sink i 1994 noe høyere enn noen av de andre årene. Forskjellen fra 1989 var statistisk signifikant, t-test, $p=0.03$.

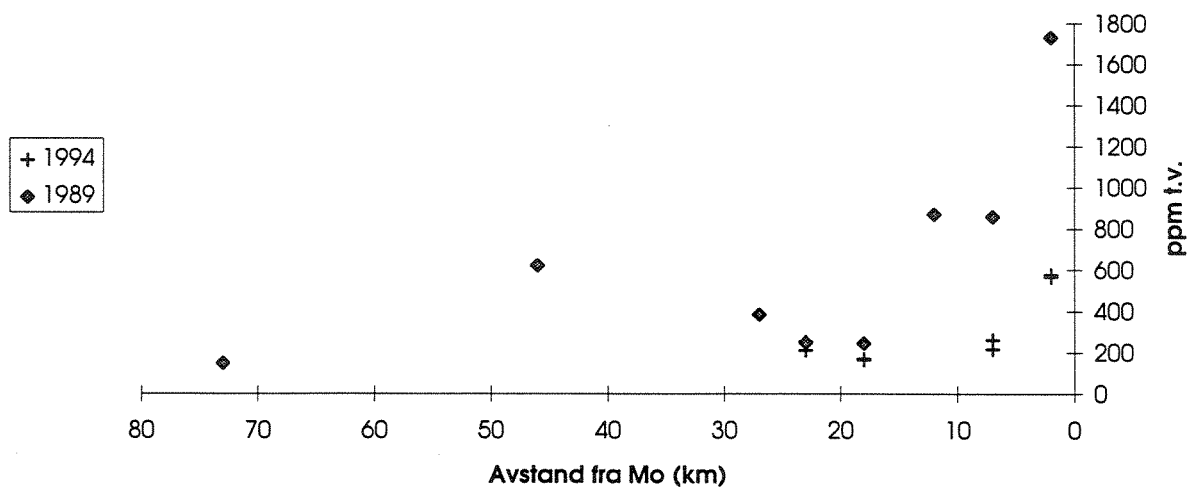
A. Jern i blæretang



B. Jern i blåskjell

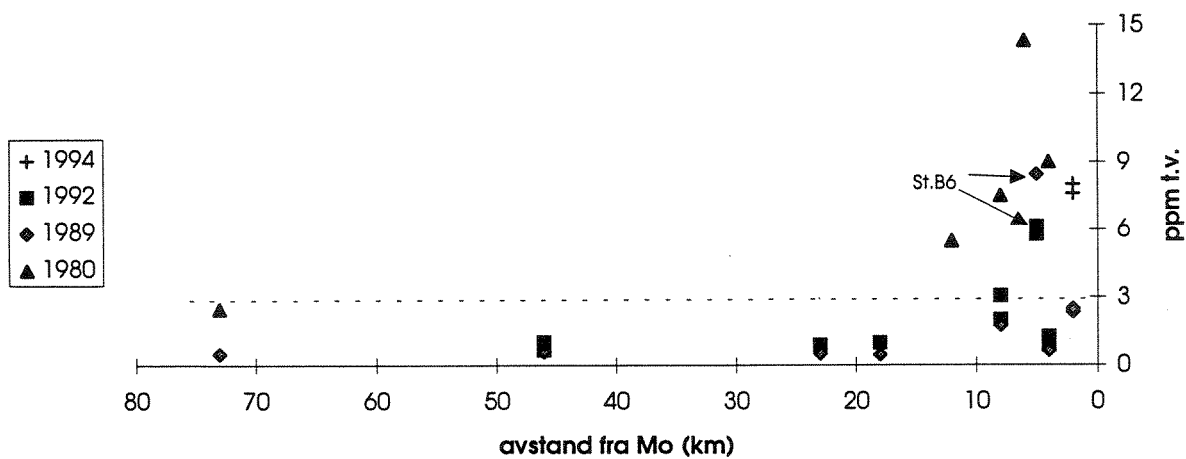


C. Jern i o-skjell

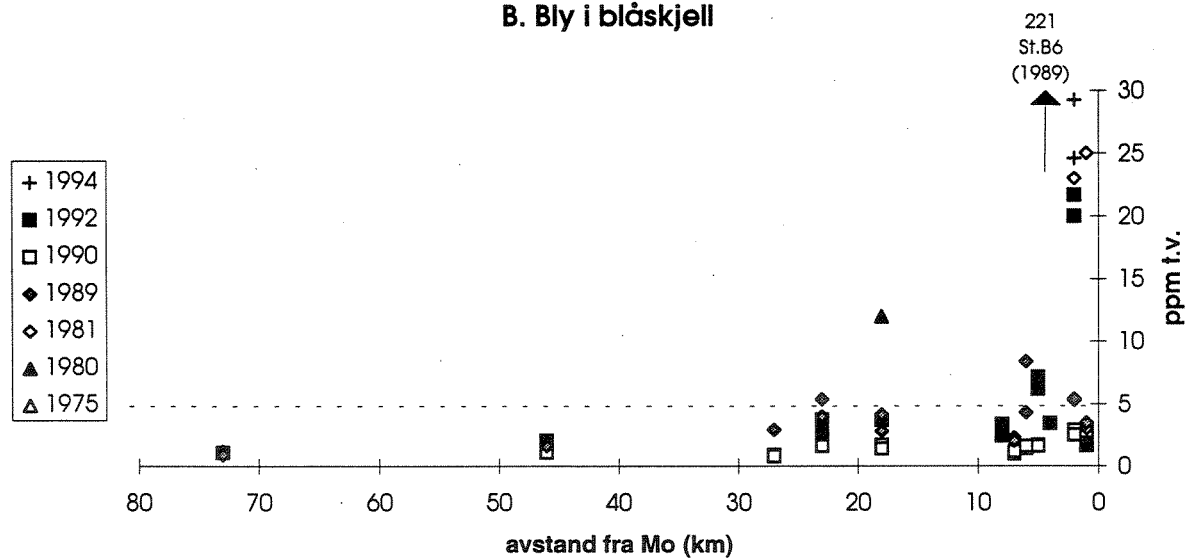


Figur 5. Variasjon i jern for blæretang (A), blåskjell (B) og o-skjell (C). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

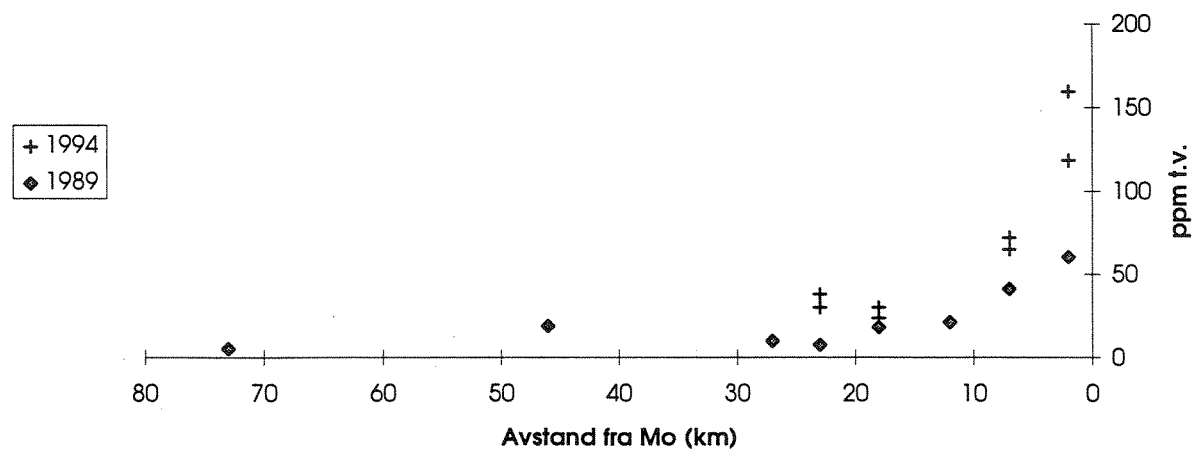
A. Bly i blæretang



B. Bly i blåskjell

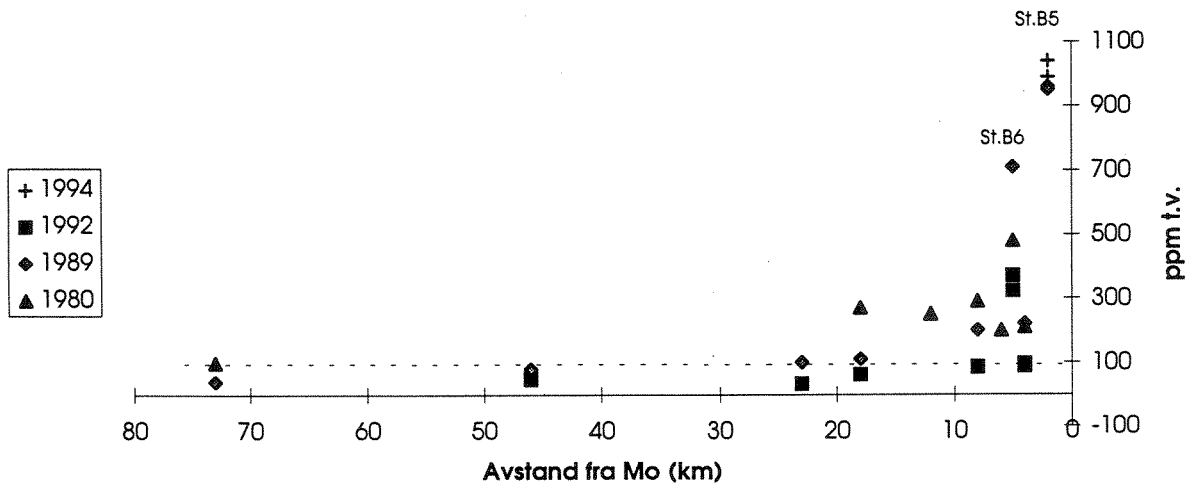


C. Bly i o-skjell

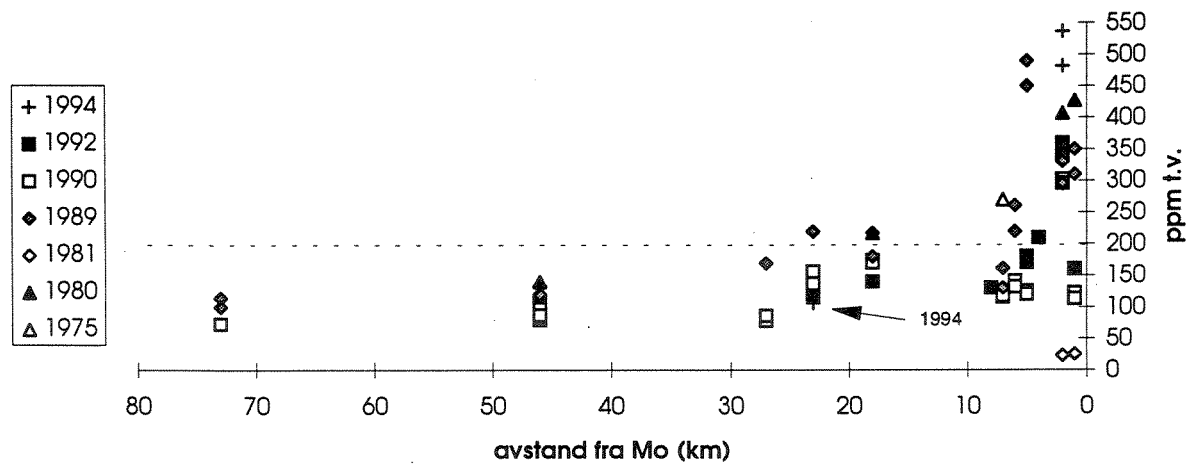


Figur 6. Variasjon i bly for blæretang (A), blåskjell (B) og o-skjell (C). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

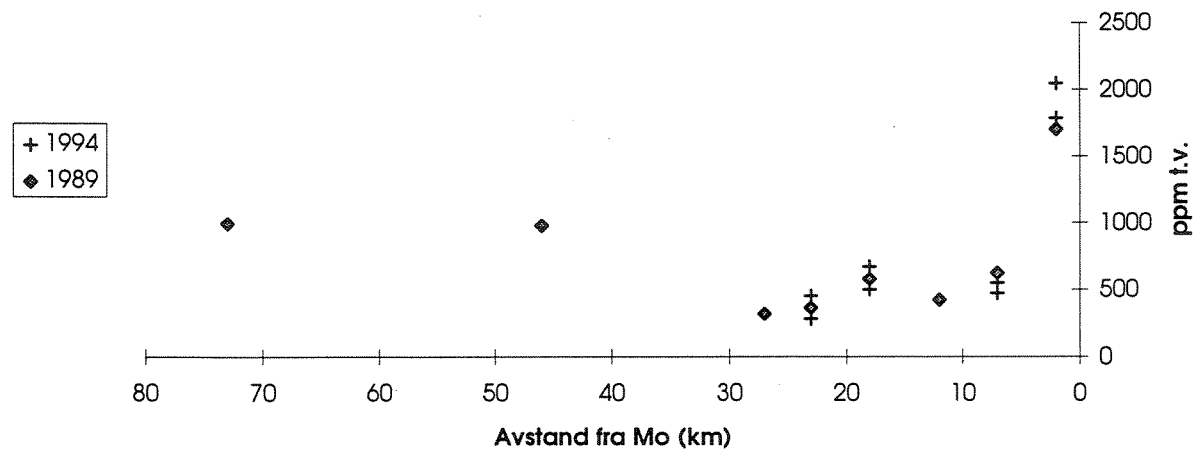
A. Sink i blæretang



B. Sink i blåskjell



C. Sink i o-skjell

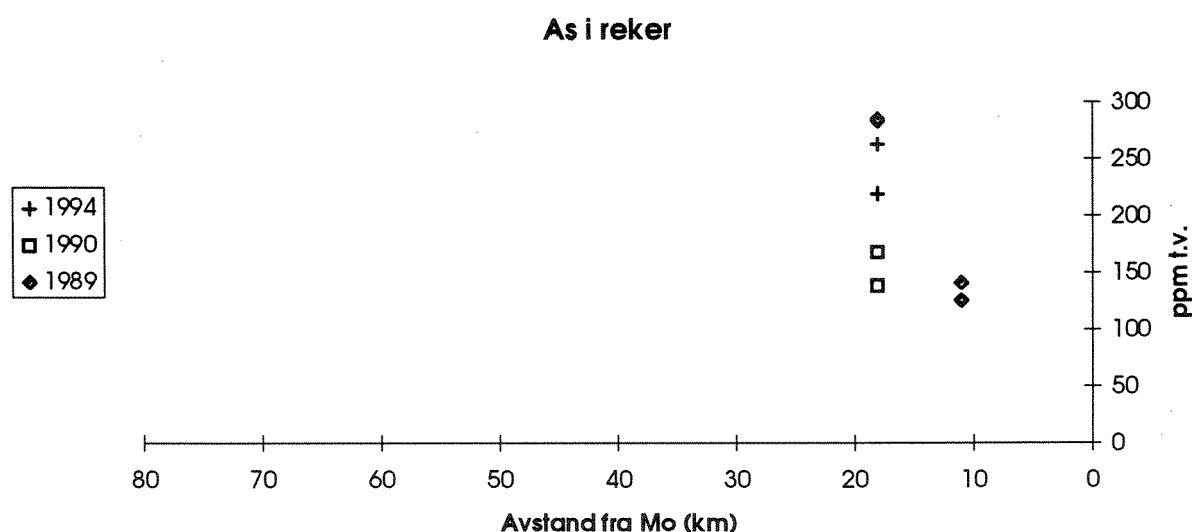


Figur 7. Variasjon i sink for blæretang (A), blåskjell (B) og o-skjell (C). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

6. ARSEN I REKER

Midlere innhold av arsen i reker fra st.SB, strekningen Strømholmen-Bustneset, var 240 ppm t.v. Dette er nesten like høyt som i 1989, men nær det dobbelte av i 1990 (fig.8). 1994-konsentrasjonen er ca. 2 ganger arseninnholdet i 1989. Nivåer er ca. 5 ganger høyere enn registrert i undersøkelser referert i Eisler (1988) og Philips (1990), og bør følges opp med nye prøver.

Resultatene er vanskelig å forklare fordi arseninnholdet i sediment er observert til å være lavt (Helland *et al.*, 1994), og det heller ikke er kjent punktkilder av en størrelse som skulle gi utslag på reker såvidt langt ute i fjorden (spesielt når dette ikke reflekteres i sedimentverdiene). Ut fra data i Helland *et al.*, (1995) lar arsентilførselen fra Koksverktomta seg anslå til i størrelseordenen være ca. 300 kg/år. En annen mulig kilde er Kisbekken, men her er arsen ikke målt. I tillegg til nye rekeprøver bør det vurderes å få mer data om arsen i overflatesedimenter, idet undersøkelsene fra 1992-93 bare omfattet 3 stasjoner (Helland *et al.*, 1994).



Figur 8. Variasjon 1989-1994 arsen i reker.

7. VURDERING AV MILJØGIFTER I BLÅSKJELL OG REKER

Næringsmiddelmyndighetene frarådet i 1986 å spise muslinger samlet innen for Hemnesberget, likeledes et for stort inntak av fisk og reker fra denne del av fjorden. Det lave (ubetydelige) innholdet av særlig de potensielt kreftfremkallende PAH i fisk fra 1990 og 1992 aktualiserte en fornyet vurdering. Til dels gjalt det samme for muslinger, der det fra 1990 bare har vært moderat/svakt forhøyet PAH-innhold i blåskjell utenfor linjen Bustneset-Skjånes (fig.1).

Konklusjoner av resultatene fra 1990-92 ble trukket av Statens næringsmiddeltilsyn (i brev av 19/1-94), der det ble frarådet konsum av muslinger innenfor linjen Alterneset-Andfiskåa (fig.1), og rådet mot konsum av fisk opphevet.

Ut fra 1994-resultatene er det behov forat næringsmiddelmyndighetene bedømme spiseligheten av:

- Blåskjell og o-skjell fra indre fjord, der begge arter fremdeles har 10-20 ganger forhøyet PAH-innhold og dessuten relativt høyt innhold av bly;
- Reker pga. den muligens betenkelig høye konsentrasjonen av arsen.

8. PLANTEPLANKTONETS RESPONS PÅ TILFØRSLER

8.1. Ranaelva

Forsøkene viste at vannet fra Ranaelva hadde en sterk eutrofierende effekt (tab.7). I serien med næringstilsetning var antall algeceller etter tre dager omkring dobbelt så høy som kontrollen ved alle saliniteter. *Pseudopedinella pyriformis* hadde med andre ord betydelig høyere veksthastighet ved alle salinitetene med elvevann som innblanding i sjøvann enn med destillert vann som innblanding (tab.8). I forhold til tidligere erfaringer med test-arten var veksthastigheten i kontrollkulturene normale i forhold til innstrålt lys og temperatur. Planktonalgers veksthastighet påvirkes av saliniteten. I samtlige forsøk ble høyeste veksthastighet funnet ved 22‰. Årsaken til dette er sannsynligvis at algen har bortimot optimal vekst ved denne saliniteten.

Vannet fra Ranaelva ble analysert på blant annet nitrat, og verdien på 1700 µg/l som er unormalt høy, er 30 ganger høyere enn maksimumsverdien ved tidligere analyser (tab.10). Vannprøven ble imidlertid tatt ved flom, og de forhøyete verdiene av både næringssalter, tungmetaller og partikulært materiale kan ha sin årsak i oversvømmelse av jordbruksarealer, utvasking av deponier, erosjon av slaggfyllinger o.l. (Bjerknes, pers. med.). Imidlertid inneholder mediet selv nitrat i overskudd, og det høye nitratinnholdet i elvevannet skulle således ikke gi øket vekst. Hva som er årsaken til denne økte veksten, er vanskelig å si ettersom de kjemiske analysene av vannet er svært begrensete. En mulig årsak til den økte veksthastigheten kan være at det i tillegg til store mengder nitrat også var betydelig mengder ammonium i vannet fra Ranaelven. Vannet ble imidlertid ikke analysert med henyn på ammonium. Indikasjoner på forhøyet veksthastighet i forsøkene med vann fra Mobekken (tab.8) der ammoniuminnholdet var høyt (jfr. tab.10) gir visse holdepunkter for en slik hypotese.

Plantep plankton foretrekker ammonium som nitrogenkilde (McCarthy, 1980) og små arter <20 µm synes å ha større preferanse for ammonium enn større arter (Owens *et al.*, 1991). Det er mindre energikrevende å assimilere ammonium enn nitrat, og høyere veksthastighet med ammonium som nitrogenkilde vil således kunne være nærliggende. Paasche (1971) fant hos *Dunaliella tertiolecta*, som er en liten flagellat med omtrent samme størrelse som *P. pyriformis*, 30% høyere veksthastighet på ammonium enn på nitrat, men det generelle bildet synes å være at det er vanskelig å finne signifikante forskjeller i veksthastighetene på ammonium og nitrat (Kristiansen & Vadstein, 1992).

Ser man på seriene uten næringstilsetning, viste kontrollen høyere veksthastighet enn normalt, høyere enn kontrollen med fullstendig næringstilsetning (tab.9). Resultatene viste ingen klare forskjeller mellom serien med Ranaelvvann og kontrollen. En effekt kan muligens spores ved de laveste salinitetene hvor innblanding av Ranaelvvann synes å gi noe høyere veksthastighet enn kontrollen.

Dersom det er ammoniuminnholdet i Ranaelvvannet som er årsaken til den forhøyete veksthastigheten i serien med høy næringstilsetning, så skulle man i utgangspunktet også forvente en tilsvarende effekt i serien uten næringstilsetning, men dette ble ikke funnet.

Analyser fra tidligere år (1990, 1991) viser at fosfatkonsentrasjonen i Ranaelven er lav (tab.10), og vil med en konsentrasjon på 1 µg/l være en begrensende faktor for algeveksten. Tot.N/P-forholdet på vektbasis varierte i intervallet 16-40. Ser en på forholdet mellom nitrat og fosfat ligger N/P-forholdet på vektbasis mellom 37 og 60. Sett ut fra algenes vekstbehov, som i gjennomsnitt kan sies å følge "Redfieldforholdet" der N/P-forholdet på vektbasis er 7.2, er det således et misforhold mellom nitrogen og fosfor, der fosfor vil være en minimumsfaktor.

Effekten av nitrogenførselen fra Ranaelva vil således være avhengig av fosforkonsentrasjonen i sjøvannet.

8.2. Kisbekken

Forsøkene med vann fra Kisbekken med fullstendig næringstilsetning viste sterk veksthemming hos *P. pyriformis* ved alle saliniteter (tab. 7 og 8). Selv ved en salinitet på 33.7‰, der innblandingen av ferskvann bare er 0.8%, var veksthemmingen i forhold til kontrollen i størrelsesorden 10%. Ved 11‰ var der ingen vekst i det hele tatt, men derimot dødelighet. I forsøkene uten næringstilsetning kom den negative effekten av vann fra Kisbekken enda tydeligere fram (tab.9). Fra 11-22‰ var det fullstendig dødelighet. Ved 27.5-30‰ fantes det etter 3 dager fremdeles en del levende celler i vannet, men celletallet var redusert med 50% i forhold til inokulumet. Først ved 33‰ ble det påvist vekst, men med redusert veksthastighet i forhold til kontrollen.

Forskjellen mellom seriene med og uten næringstilsetning skyldes at veksten med stor sannsynlighet hemmes av tungmetaller og at chelatoren i vekstmediet reduserer giftvirkningen. I vanlige næringsmedier er det vanlig å sette til chelator til et gitt forhold mellom metaller og chelator. Den effekten chelatorer har, er at de binder tungmetaller og således reduserer giftvirkningen. Også høye konsentrasjoner av næringssalter (f.eks. fosfor og silisium) kan ha en chelaterende effekt (Morel *et al.*, 1978, Hollibaugh *et al.*, 1980). Både tilstedeværelsen av chelator og høye konsentrasjoner av næringssalter kan m.a.o. redusere tungmetalleffektene.

Årsaken til dødeligheten/veksthemmingen skyldes høyst sannsynlig den høye konsentrasjonen av kobber på 1.36 mg/l (tab.11). Selv med en så lav innblanding som 0.8%, vil en få en kobbertilsetning på 10.8 µg/l. Tidligere undersøkelser viser at konsentrasjonen av kobber i vannet fra Kisbekken ligger i området 1.6-4.6 mg/l (Selfors, 1991a). Undersøkelser på naturlig planteplankton har vist at selv tilsetning av så lave kobberkonsentrasjoner som 1-2 µg/l, har fullstendig eller delvis inhiberende effekt på enkelte arter (Sanders *et al.*, 1981). Andre forsøk med kontrollerte innelukkete økosystemer (CEPEX) viser at kobbertilsetninger fra 5 til 50 µg/l reduserer planteplanktonets produktivitet og artsdiversitet (Sanders *et al.*, *op. cit.*). Hollibaugh *et al.* (1980) fant ved kobbertilsetning til et naturlig planteplanktonsamfunn en nedre grense for effekt av kobber på 6 µg Cu/l. Vannet i Kisbekken inneholder imidlertid også høye konsentrasjoner av sink, jern og mangan (tab.11), som alle er på et nivå som er rapportert å gi giftvirkning. Undersøkelsen til Hollibaugh *et al.* (*op. cit.*) omfatter effektstudier av flere metaller. Ettersom undersøkelsen av de ulike metallene er gjort på samme planteplanktonsamfunn, kan effektgrensene for de ulike metallene sammenlignes. Den nedre grensen for effekt av sink ble av Hollibaugh *et al.* (*op. cit.*) funnet å være 19.6 µg Zn/l. Undersøkelsen deres omfatter imidlertid ikke mangan og jern, og det har vært vanskelig å finne relevant litteratur som omhandler toksisk effekt av jern og mangan på planteplankton. Begge er imidlertid rapportert å være direkte toksisk på rødalgen *Asparagopsis armata* ved konsentrasjoner på 2.8 mg Fe/l og 300 µg Mn/l (Segot & Codomier, 1981).

Selv om både kobber, sink, jern og mangan er tilstede i konsentrasjoner som kan gi toksisk effekt i forsøket med vann fra Kisbekken, så er det bare kobber som er tilstede i så høye konsentrasjoner at man kan forvente en effekt ved en så lav innblandingsprosent som 0.8 %. Bræk *et al.* (1976) fant at ved tilsening av sink ble den inhiberende virkningen av det langt mer giftige kobberet redusert på en av forsøksartene. Sinkforekomstene i vannet fra Kisbekken kan således ha en modererende virkning på giftigheten av kobber, men effekten av sink er artsavhengig og kan også forsterke inhiberingen av kobber på enkelte arter.

Verdiene av kadmium er lave, til tross for at de kommer inn under tilstandsklasse V i SFT sitt klassifiseringssystem. Verdiene ligger godt under det som må betraktes som nedre grense for toksisk effekt i følge tilgjengelige litteraturdata.

8.3. Mobekken

Analysene av vann fra Mobekken viste svært høye konsentrasjoner av spesielt sink (tab.11), selv om tungmetallkonsentrasjonene var moderate i forhold av tidligere registrerte maksimumsverdier fra utløpet til Ranfjorden (Selfors, 1991b). Sink er også et metall som kan ha en hemmende effekt på planktonalgevekst (Jensen *et al.*, 1974). Analysene viste også høye ammoniumverdier (tab.10). Eksperimentene med vann fra Mobekken tilsatt fullstendig næringsløsning viste, med unntak av fortynningen til 11‰, en svak eutrofierende effekt. Veksthastigheten var lavere enn for Ranaelva, men generelt noe høyere enn kontrollen med næringstilsetning (tab.8). Sett ut fra resultatene fra Ranaelva, de høye ammoniumkonsentrasjonene i Mobekken og mulig høyt ammoniuminnhold som årsak til forhøyet veksthastighet ved bruk av vann fra Ranaelva, kunne man muligens forventet en høyere veksthastighet. En forklaring på at den høye ammoniumkonsentrasjonen ikke gir den forventede økningen i veksthastighet, kan være at tungmetallinnholdet i Mobekken, særlig sink, virker veksthemmende.

En slik forklaring styrkes av resultatene fra forsøkene uten næringstilsetning (tab.9) der det ikke er andre chelatorer enn de som naturlig forekommer i vannet. Ved 11‰ var celletallet redusert i forhold til utgangskonsentrasjonen. Ved de andre salinitetene ble vekst registrert, men algene vokste med redusert veksthastighet. Sannsynligvis er det sinkkonsentrasjonen som i hovedsak står for den negative effekten. Ettersom negativ effekt ble påvist også ved en fortynning på 0.8‰, tyder dette på at en konsentrasjon på 13.9 µg Zn/l virker hemmende. Dette er godt i samsvar med Hollibaugh *et al.* (1980), som fant toksisk effekt av sink ved en konsentrasjon på 19.6 µg Zn/l. Det forekommer også en del bly i Mobekken (tab.11). Undersøkelsen til Hollibaugh *et al.* (*op. cit.*) inneholdt også effektstudier med tilsetning av bly der de fant 20 µg Pb/l som nedre grense for påvirkning, så effekten av bly må en kunne anta vil være liten.

I serien med fullstendig næringstilsetning, der effekten av tungmetaller reduseres på grunn av chelatorinnholdet i mediet og eventuelle chelaterende effekter av den høye næringskonsentrasjon, kan det konkluderes med at det også i vannet fra Mobekken er komponenter som fremmer algeveksten.

Det forekommer således både algevekst-fremmende og algevekst-hemmende komponenter i vannet fra Mobekken.

Tabell 7. Celletall angitt i millioner celler/l etter 3 dagers vekst i medium med fullstendig næringstilsetning (Guillard *f*/2). Utgangskonsentrasjon 6 millioner celler/l.

Salinitet	%innbland.	Kontroll	Ranaelva	Mobekken	Kisbekken
33.7	0.8	45.1	91.3	54.2	41.1
33.0	3.0	49.1	103.8	53.4	38.3
30.0	12.0	58.1	109.7	60.6	42.0
27.5	19.2	56.9	109.1	59.4	32.5
22.0	35.2	85.9	164.4	106.9	49.2
16.5	51.2	49.5	106.6	72.2	24.7
11.0	68.0	18.8	51.6	11.2	3.3

Tabell 8. Gjennomsnittlig celledeling i delinger/dag fra dag 0 til dag 3 for *Pseudopedinella pyriformis* i vekstmedium med fullstendig næringstilsetning (Guillard f/2). <0 indikerer negativ vekst, dvs. lavere celledeltall enn utgangskonsentrasjonen.

Salinitet	%-innbland.	Kontroll	Ranaelva	Mobekken	Kisbekken
33.7	0.8	1.00	1.30	1.05	0.92
33.0	3.0	1.01	1.37	1.05	0.89
30.0	12.0	1.09	1.39	1.11	0.93
27.5	19.2	1.07	1.39	1.10	0.81
22.0	35.2	1.27	1.58	1.37	1.00
16.5	51.2	1.01	1.38	1.19	0.68
11.0	68.0	0.56	1.03	0.30	<0

Tabell 9. Gjennomsnittlig celledeling i delinger/dag fra dag 0 til dag 2 for *Pseudopedinella pyriformis* i medium uten næringstilsetning. <0 indikerer negativ vekst, dvs. lavere celledeltall enn utgangskonsentrasjonen. * markerer at ingen levende celler ble registrert i prøvene.

Salinitet	%-innbland.	Kontroll	Ranaelva	Mobekken	Kisbekken
33.7	0.8	1.15	1.12	0.56	0.46
33.0	3.0	1.02	1.12	0.47	0.87
30.0	12.0	1.28	1.28	0.95	<0
27.5	19.2	1.29	1.23	0.62	<0
22.0	35.2	1.47	1.58	1.05	<0*
16.5	51.2	1.18	1.26	0.59	<0*
11.0	68.0	0.84	1.07	<0	<0*

Tabell 10. Konsentrasjoner av næringssalter i elveutløpene angitt i µg/l.

	Tot-N	Tot-P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P
Mobekken 1993			670	210	8
Kisbekken 1993			107	94	2
Ranaelven 1993				1.700	
" 1991 ^b	65	4		37	1
" 1990 ^a	197	4.9		60	1

^a) Holtan *et al.*, 1991

^b) Holtan *et al.*, 1992

Tabell 11. Konsentrasjoner av metaller i elveutløpene og i tilnærmet upåvirket sjøvann fra Raunefjorden i µg/l.

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Mobekk 1993	4.00	<5	11.5	8.4	220	0.006	70	5	38.1	1740
Kisbekk 1993	5.10	37	6.3	1360	30800	<0.002	493	12	<0.5	1480
Ranaelv 1993				56						170
" 1991 ^b	0.04			0.5					0.4	1.1
" 1990 ^a	0.10			2.5					<0.5	5
Sjøv.Raunefj.	0.02		<5.0	0.38	12			0.25	0.083	1.1

^a) Holtan *et al.*, 1991

^b) Holtan *et al.*, 1992

8.4. Sammenfattende diskusjon

Forsøkene med planktonalgen *Pseudopedinella pyriformis* viser at Ranfjorden tilføres både vekstfremmende og veksthemmende forbindelser fra elvene.

Tidligere og nåværende målinger for en del av ferskvannskildene til Ranfjorden viser at nitrogen tilføres fjorden i overskudd i forhold til fosfor. Planteplanktonets utnyttelse av det tilførte nitrogenet vil således blant annet avhenge av tilgangen på fosfor i fjorden.

I tillegg tilføres fjorden betydelige mengder veksthemmende tungmetaller, der kobber og sink synes å være mest framtreddende. Forsøkene med *P. pyriformis* uten næringstilsetning, der metalleffektene ikke blir chelatert av andre chelatorer enn de som normalt finnes i sjøvann indikerer negative effekter, som gir veksthemming, ved konsentrasjoner på 13.9 µg Zn/l som er konsentrasjonen ved 0.8% innblanding av vann fra Mobekken, og 10.9 µg Cu/l som blir konsentrasjonen ved 0.8% innblanding av vann fra Kisbekken. Lavere konsentrasjoner ble ikke undersøkt. Akutt dødelighet ble registrert ved 12% innblanding av vann fra Kisbekken som gir kobberkonsentrasjon på 163.5 µg Cu/l. Akutt dødelighet ble registrert ved 68% innblanding av vann fra Mobekken som gir sinkkonsentrasjon på 1184 µg Zn/l.

Selv om planteplankton er tilpasningsdyktige organismer, vil tungmetallene kunne gi effekter på de planktoniske algene i fjorden i form av veksthemming og redusert artsdiversitet. Forskjellige algearter har ulik sensibilitet overfor tungmetaller. Dette medfører at ved tungmetallbelastning vil en del arter forsvinne. Planteplankton kan, som mange andre organismer, akkumulere miljøgifter, som for eksempel tungmetaller, med en faktor på 10 til 10^5 i forhold til omgivelsene (Huntsman & Sunda, 1980) og kan således være en kilde til økt tungmetallinnhold i andre organismer på høyere trofiske nivå. Dette omfatter filtrerende organismer, som for eksempel blåskjell og dyreplankton, men i tillegg også bunnlevende dyr, som også er viktige konsumenter av sedimentert planteplankton (Nixon *et al.*, 1986).

For tungmetaller er det den frie ioneaktiviteten til metallet og ikke den totale metallkonsentrasjonen, som er avgjørende for metallens giftvirkning. Uorganiske og organiske komplekser av metallet er generelt ikke tilgjengelige for planteplanktonet, heller ikke metallioner adsorbert til partikler. I ferskvann er for eksempel humus en organisk chelator som binder metaller, men når saliniteten øker, avtar mengden metallioner bundet til humussyre, og giftigheten vil dermed kunne øke. Samme ionekonsentrasjon av et gitt metall behøver ikke å gi samme effekt, idet tilstedeværelsen av andre metaller (også ikke-giftige) kan forsterke eller svekke giftigheten av et metall (synergistisk eller antagonistisk effekt, Huntsman & Sunda, *op. cit.*). En gitt mengde metall vil således ikke nødvendigvis ha samme virkning i ulike miljø hvor vannkvaliteten er forskjellig.

9. REFERANSER

- Bræk, G.S., Jensen, A., Mohus, Å, 1976. Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. III. Combined effects of copper and zinc ions on cultures of four common species. *J.exp. mar. Biol. Ecol.* 25, 37-50
- Eisler, R., 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. Biological Report 85 (1.12). Contaminant Hazard Reviews. Rep. no. 12. Fish and Wildlife Service. U.S. Department of the Interior.
- FAO, 1989. Fisheries Circular No.825(FIU/C825, November 1989). Food safety regulations applied to fish by major importing countries.
- Green, N.W., Knutzen, J., Berglind, L., Golmen, L., 1993. Undersøkelse av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjord 1989-90. (SFT overvåkingsrapport 516/93). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-800310. (l.nr 2872). 157 sider.
- Green, N.W., Knutzen, J., Berglind, L., 1994. Undersøkelse av miljøgifter i organismer fra Ranfjord 1992. (SFT overvåkingsrapport 550/94). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-800310. (l.nr 3025). 47 sider. ISBN 82-577-2473-4.
- Green, N.W., Pedersen, A., Walday, M., Jacobsen, T., 1995. Ranfjorden 1992/93 - Gruntvannssamfunn. (SFT overvåkingsrapport 625/95). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-800310 (l.nr.3337). 123 sider. ISBN 82-577-2838-1.
- Helland, A., Rygg, B., Sørensen, K., 1994. Ranfjorden 1992/1993. Hydrografi, sedimenterende materiale, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. (SFT overvåkingsrapport 551/94). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-800310 (l.nr.3087). 84 sider. ISBN 82-577-2143-9.
- Helland, A., Bakke T., Molvær, J., 1995. Konsekvensvurdering av utslipp fra Koksverktomtet til Ranfjorden. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-95067 (l.nr.3311). 35 sider. ISBN 82-577-2835-7.
- Hollibaugh, J. T., Seibert, D.L.R, Thomas, W.H., 1980. A comparison of the acute toxicities of ten heavy metals to phytoplankton from Saanich Inlet, B. C., Canada. *Estuar. coastal Mar. Sci.* 10, 93-105.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H., Hopen, T., 1991. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1990. B. Data report (SFT overvåkingsrapport 452B/92). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-90001 (l.nr.2577). 103 sider.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H., Hopen, T., 1992. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991. B. Data report. (SFT overvåkingsrapport 488B/92). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-90001 (l.nr.2777). 104 sider.
- Huntsman, S. A., Sunda, W.G., 1980. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth. s. 285-328 i: Morris, I. (red.) *The physiological ecology of phytoplankton*. Studies in ecology vol.7. Blackwell scientific publications.
- ICES, 1986. Interim reporting format for contaminants in fish and shellfish, JMP-version. ICES, May 1986

- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans overall evaluation of cascinogenity: An updating og IARC Monographs vol. 1 to 42 Suppl. 7, Lyon.
- Jensen, A., Rystad, B., Melsom, S. 1974. Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. I. The tolerance of three algal species to zinc in coastal sea water. *J.exp. mar. Biol. Ecol.* 15, 145-157.
- JMG, 1990. Joint Monitoring Group (Oslo-Paris Kommissjon) årsmøtte Lisboa (23-26.1.90). Arbeidsdokument JMG 15/info.18-E, Overview of standars for contaminants in fishery products.
- Julshamn, K., 1981. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. VI. Accumulation and depletion of cadmium and lead and 5 further elements in tissues of oyster (*Ostrea edulis*) and common mussel (*Mytilus edulis*) by transfer between waters of highly different heavy metal loads. *Fis.Dir.Skr., Ser.Ernæring*, 1:247-265.
- Kirkerud, L.A., Bokn, T., Knutzen, J., Kvalvågnæs, K., Magnusson, J., Skei, J., 1977. Resipientundersøkelse i Ranfjorden. Rapport nr. 2 Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkesler. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-31/75, 140 sider.
- Kirkerud, L.A., Haakstad, M., Knutzen, J., Kvalvågnæs, K., Rygg, B., Skei, J., Tryland, Ø., 1985. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Samlerapport (Overvåkingsrapport 207/86). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310, 76 sider.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport IV: Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang 1980-1981. (SFT overvåkingsrapport 120/84). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O- 8000310 (l.nr.1588). 108 sider.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø -opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. Norsk institutt for vannforskning O-87189/E-88445 (l.nr.2205). 45 sider.
- Knutzen, J., 1991. Overåking i Vefsnefjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-89019 (l.nr.2622). 48 sider. ISBN 82-577-1926-9.
- Knutzen, J., Berglind, L., 1993. PAH og metaller i fisk og muslinger fra Saudafjorden 1991-1992. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-90168 (l.nr.2960), 25sider. ISBN 82-577-2365-7.
- Knutzen, J., Green, N.W., 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-/Paris-kommisjonene ("Joint Monitoring Group -JMG") 1990-1993. "Background" levels of some micropollutants in fish, the blue mussel and shrimps. Data from selected Norwegian sampling sites within the joint monitoring of the Oslo-/Paris Commissions 1990-1993 (Joint Monitoring Programme) 1990-1993. Norwegian State Pollution Control Authority, Monitoring report no. 594/94 TA no. 1173/1995. NIVA project O-80106/E-91412, (l.nr. 3302) 106 sider. ISBN 82-577-2678-8.
- Knutzen J., Rygg, B., Thelin, I., 1993 . Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkning av miljøgifter. SFT-rapport TA 923/1993, 20sider. ISBN 82-7655-103-3.
- Knutzen, J., Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøklvaitet. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8612602 (l.nr.2540). 139 sider.

- Knutzen, J., Skei, J., 1991. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. Rapport 467/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-800309 (l.nr.2634). 63 sider. ISBN 82-577-1985-4.
- Kristiansen, S., Vadstein, O., 1992. Transformations of nutrients in the euphotic zone. Pp. 53-65 in Vadstein, O. (ed.): *Eutrophication of coastal waters: state of the art and suggestion for future research*. PMF-rapport.
- McCarthy, J.J. 1980. Nitrogen. Pp. 191-233 in: Morris, I. *The physiological ecology of phytoplankton*. Studies in ecology vol.7. Blackwell scientific publications.
- Morel, N.M.L., Reuter, J.G., Morel, F.M.M., 1978. Copper toxicity to *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* 14, 43-48.
- Nixon S. W., Oviatt, C.A., Frithsen, F., Sullivan, B., 1986. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. *J. Limnol. Soc. sth. Afr.* 12 (1/2), 43-71.
- Owens, N.J.P., Priddle, J., Whitehouse, M.J., 1991. Variations in planktonic nitrogen assimilation around South Georgia and in the Bransfield Strait (Southern Ocean) *Mar. Chem.* 35 (1-4), 287-304.
- Paasche E., 1971. Effect of ammonia and nitrate on growth, photosynthesis, and ribulosediphosphate carboxylase content of *Dunaliella tertiolecta*. *Physiol. Plant.* 25. 294-299.
- Phillips, D.J.H., 1990. Arsenic in aquatic organisms: a review, emphasizing chemical speciations. *Aquatic. Toxicol.* 16:151-186.
- Rygg, B., 1983. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport V. Bløtbunnfauna. (Overvåkingsrapport 121/84). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310 (l.nr.1584). 40 sider.
- Sanders, J. G., Ryther J.H., Batchelder, J.H., 1981. Effects of copper, chlorine, and thermal addition on the species composition of marine phytoplankton. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 49, 81-102.
- Segot, M., Codomier, L., 1981. Culture media with enriched seawater: Optimal and inhibitory concentration of some chemical compounds added to sea water for culture of *Asparagopsis armata* (Rhodophyceae, Bonnemaisoniales). *Bot. Mar.* 24(2), 63-67.
- Selfors, H., 1991a. Kartlegging av kisbekken ved Båsmo gruve. Terreteam. MPR. Prosjekt F.3/91. 21pp.
- Selfors, H., 1991b. Kartlegging av Mobekken. MPR. Prosjekt F.4/91 prosjekt 91142. 48 pp.
- Tryland, Ø., 1983. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport I. Undersøkelse av utslipp fra Jernverket, Kosverket, Rana Gruber og Bergverksselskapet Nord-Norge i oktober 1980 og juni 1981. (SFT overvåkingsrapport 63/82). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310 (l.nr.1447). 71 sider.

VEDLEGG A

FORKORTELSER.

STOFFER/ELEMENTER

Cd	kadmium
Fe	jern
Pb	bly
Zn	sink
PAH	polysykliskearomatiske hydrokarboner
KPAH	sum kreftfremkallende PAH
BaP	benzo(a)pyren

ENHETER

ppm	deler pr. milliondeler, mg/kg
ppb	deler pr. milliarddeler, µg/kg

BASIS

t.v.	tørrvekt
v.v.	våtvekt eller friskvekt

VEDLEGG B

RESULTATER FRA METALL-ANALYSENE.

i rekkefølgen:

BLÆRETANG, *FUCUS VESICULOSUS*
BLÅSKJELL, *MYTILUS EDULIS*
O-SKJELL, *MODIOLUS MODIOLUS*
REKER, *PANDALUS BOREALIS*

BLÆRETANG fra Ranfjord, 9.november 1994.

St.	prøve nr.	tørr-vekt %	Fe ppm t.v.	Pb ppm t.v.	Zn ppm t.v.
B5	1	40.4	790	8.0	1040
B5	2	41.3	900	7.6	990

BLÅSKJELL fra Ranfjord, 8-9.november 1994. pr. betyr prøvenummer, ind. betyr antall individer i blandprøven, lengde er middel skallengde, tot.skall er sum skallvekter fra alle skjell som inngikk i blandprøven. Konsentrasjon på våtvekts basis. Se eget vedlegg for PAH.

St.	pr.	ind.	lengde mm	tot.skall g	tørr-vekt % ¹⁾	Cd ppm v.v.	Fe ppm v.v.	Pb ppm v.v.	Zn ppm v.v.	PAH ppm v.v.
B5	1	50	51.0	284.1	12.0	0.20	181	2.95	57.8	+
B5	2	50	47.2	267.2	11.9	0.21	168	3.48	63.8	+
B16	1	50	34.5	46.3	16.1	-	160	0.41	22.5	+
B16	2	50	36.9	39.4	17.3	-	186	0.46	18.4	+

O-SKJELL fra Ranfjord, 8-9.november 1994. pr. betyr prøvenummer, ind. betyr antall individer i blandprøven, lengde er middel skallengde, tot.skall er sum skallvekter fra alle skjell som inngikk i blandprøven. Se eget vedlegg for PAH.

St.	pr.	ind.	lengde mm	tot. skall g	tørr-vekt % ¹⁾	Fe ppm v.v.	Pb ppm v.v.	Zn ppm v.v.	PAH ppm v.v.
5	1	5	132.8	465.5	18.5	107.0	21.9	330	+
5	2	5	132.4	512.1	17.6	99.9	28.1	360	+
9	1	5	133.2	465.3	14.7	38.4	9.56	69.5	+
9	2	5	134.0	419.2	16.5	35.8	11.9	90.6	+
15	1	5	119.8	365.7	17.1	28.9	5.11	115	+
15	2	5	121.6	407.1	17.3	28.3	4.06	86.7	+
16	1	5	131.4	509.6	17.2	36.0	6.52	78.1	+
16	2	5	128.2	534.8	16.5	41.6	4.94	46.5	+

REKER fra Ranfjord, 8.november 1994. pr. betyr prøvenummer, ind. betyr antall individer i blandprøven, lengde er antatt middel lengde, halevekt er sum halevekter uten skall fra alle reker som inngikk i blandprøven (hele prøven). Konsentrasjon på tørrvektsbasis. Se eget vedlegg for PAH.

St.	pr.	ind.	lengde ¹⁾ mm	halevekt g	tørrvekt %	As ppm v.v.	PAH ppm v.v.
SB	1	ca.90	ca. 100	309.0	22.5	49.1	+
SB	2	ca.90	ca.100	269.1	22.9	50.1	+

¹⁾ lengde interval: 48-115mm

VEDLEGG C

RESULTATENE FRA PAH-ANALYSENE.

i rekkefølgen:

**BLÅSKJELL, *MYTILUS EDULIS*
O-SKJELL, *MODIOLUS MODIOLUS*
REKER, *PANDALUS BOREALIS***

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Ranfjord
 Oppdragsnr. : 800310
 Prøver mottatt : 20.12.94
 Lab.kode : GDW 1-4
 Jobb nr. : 94/221
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 2.3.95
 Analytiker : Brg

1: St.5 I 9.11.94
 2: St.5 II 9.11.94
 3: St.16 I 8.11.94
 4: St.16 II 8.11.94
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	0.5	0.7	0.8	0.7		
2-M-Naf.	1	1.6	0.9	1.1		
1-M-Naf.	0.9	1.4	0.8	0.9		
Bifenyl	0.3	0.3	0.4	0.4		
2,6-Dimetylnaftalen	0.7	0.9	0.2	0.3		
Acenaftalen	0.8	0.9	0.4	0.5		
Acenaften	0.8	1	0.8	0.9		
2,3,5-Trimetylnaftalen	2.3	2.5	0.5	0.6		
Fluoren	1	1.1	0.9	0.9		
Fenantren	11	12	7.7	7.7		
Antracen	2.6	2.8	1.3	1.4		
1-Metylfenantren	4.5	5.2	2.1	2.2		
Fluoranten	45	52	18	21		
Pyren	40	47	10	12		
Benz(a)antracen*	86	72	15	14		
Chrysen/trifenylene	62	65	23	23		
Benzo(b)fluoranten*	99	109	25	25		
Benzo(j,k)fluoranten*	20	21	4.6	5.4		
Benzo(e)pyren	69	77	10	12		
Benzo(a)pyren*	32	34	4.7	4.7		
Perylen	13	1.6	1.9	2.2		
Ind.(1,2,3cd)pyren*	12	15	3.4	4.4		
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	9	8	2.6	2.6		
Benzo(ghi)perylene	16	18	4.2	4.9		
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	529.4	550	139.2	148.8		
Derav KPAH(*)	258	259	55.3	56.1		
%KPAH	48.7	47.1	39.7	37.7		
%Tørrstoff	12	11.9	16.1	17.3		

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Ranfjord
 Oppdragsnr. : 800310
 Prøver mottatt : 20.12.95
 Lab.kode : GDU 1-6
 Jobb nr. : 94/220
 Prøvetype : O-skjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 27.3.95
 Analytiker : Brg

- 1: St. B5 Moholmen I
 2: " II
 3: St.9 Bjørnbærvika I
 4: " II
 5: St.B 15 Holmgalten I
 6: " II

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.		0.6				
1-M-Naf.		0.8				
Bifenyl	1.2					
2,6-Dimetylnaftalen	3.5	1.3				
Acenaftalen	5.2	1.8	0.5	1	0.6	0.8
Acenaften	3.2	2.3	0.7	0.6		
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.8	1.3	0.3	0.2		
Fluoren	1.2	3	1.3	2.1	1.4	1.4
Fenantren	6.1	7.5	2.4	3.4	1.7	1.7
Antracen	2.9	3.6	1.6	2	0.8	0.9
1-Metylfenantren	2.5	2.5	0.8	1.1	0.6	0.7
Fluoranten	32	39	13	22	10	10
Pyren	29	33	2.9	7.5	0.5	1.3
Benz(a)antracen*	69	75	27	30	2.7	3
Chrysen/trifenylen	76	82	25	29	5.4	5.1
Benzo(b)fluoranten*	275	323	73	78	11	11
Benzo(j,k)fluoranten*	83	110	22	35	5.2	6.2
Benzo(e)pyren	162	229	60	74	35	34
Benzo(a)pyren*	101	97	17	19	2.4	2.9
Perylen	20	21	2.5	3.5	0.3	0.7
Ind.(1,2,3cd)pyren*	48	58	15	19	4.8	4.9
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	31	33	5.9	8.9	1.5	1.8
Benzo(ghi)perylene	60	76	14	20	4.8	5.2
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	1012.6	1200.7	284.9	356.3	88.7	91.6
Derav KPAH(*)	607	696	159.9	189.9	27.6	29.8
%KPAH	59.9	58.0	56.1	53.3	31.1	32.5
%Tørrstoff	18.5	17.6	14.7	16.5	17.1	17.3

Deteksjonsgrense 0.2 ug/kg våtvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokaltet : Ranfjord
 Oppdragsnr. : 800310
 Prøver mottatt : 20.12.94
 Lab.kode : GDU 7-8
 Jobb nr. : 94/220
 Prøvetype : O-skjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 27.3.95
 Analytiker : Brg

1: St.B 16. Laukhella I
 2: " II
 3:
 4:
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
2,6-Dimetylnaftalen						
Acenaftalen	0.6	0.5				
Acenaften	3.2	0.5				
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.8	0.2				
Fluoren	1.7	1.7				
Fenantren	1.9	1.3				
Antracen	1	0.9				
1-Metylfenantren	0.7	0.6				
Fluoranten	15	14				
Pyren	1.2	1.2				
Benz(a)antracen*	4.2	3.2				
Chrysen/trifenylene	5.5	4.5				
Benzo(b)fluoranten*	11	7.2				
Benzo(j,k)fluoranten*	6.5	4.4				
Benzo(e)pyren	52	32				
Benzo(a)pyren*	3.5	2.4				
Perylen	0.7	0.5				
Ind.(1,2,3cd)pyren*	7.3	4.8				
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	2.5	1.6				
Benzo(ghi)perylene	6.6	5				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	125.9	86.5				
Derav KPAH(*)	35	23.6				
%KPAH	27.8	27.3				
%Tørrstoff	17.2	16.5				

Deteksjonsgrense 0.2 ug/kg våtvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+rolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Ranfjord
 Oppdragsnr. : 800310
 Prøver mottatt : 28.9.95
 Lab.kode : MGB 1-2
 Jobb nr. : 95/199
 Prøvetype : Biol.materiale (reker)
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 19.10.95
 Analytiker : Brg

1: Ranafj. I
 2: Ranafj. II
 3:
 4:
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	1.6	0.7				
2-M-Naf.	5.8	2.3				
1-M-Naf.	4.4	3.3				
Bifenyl	0.6	<0.5				
2,6-Dimetylnaftalen	1.6	1				
Acenaftalen	<0.5	<0.5				
Acenaften	<0.5	<0.5				
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.9	0.7				
Fluoren	0.8	0.6				
Fenantren	0.9	0.6				
Antracen	1.1	0.8				
1-Metylfenantren	1	0.9				
Fluoranten	0.5	<0.5				
Pyren	0.7	0.6				
Benz(a)antracen*	0.9	0.9				
Chrysen/trifenylen	1.5	1.1				
Benzo(b)fluoranten*	3.8	2.3				
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)				
Benzo(e)pyren	1.6	0.9				
Benzo(a)pyren*	1.3	0.9				
Perylen	0.6	0.6				
Ind.(1,2,3cd)pyren*	0.7	<0.5				
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	<0.5	<0.5				
Benzo(ghi)perylene	1	0.6				
SUM	31.3	18.8				
Derav KPAH(*)	6.7	4.1				
%KPAH	21.4	21.8				
%Tørrstoff	22.5	22.9				

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3469-96

ISBN 82-577-3008-4