



Statlig program for  
forurensningsovervåking

Rapport 207/86

Oppdragsgiver

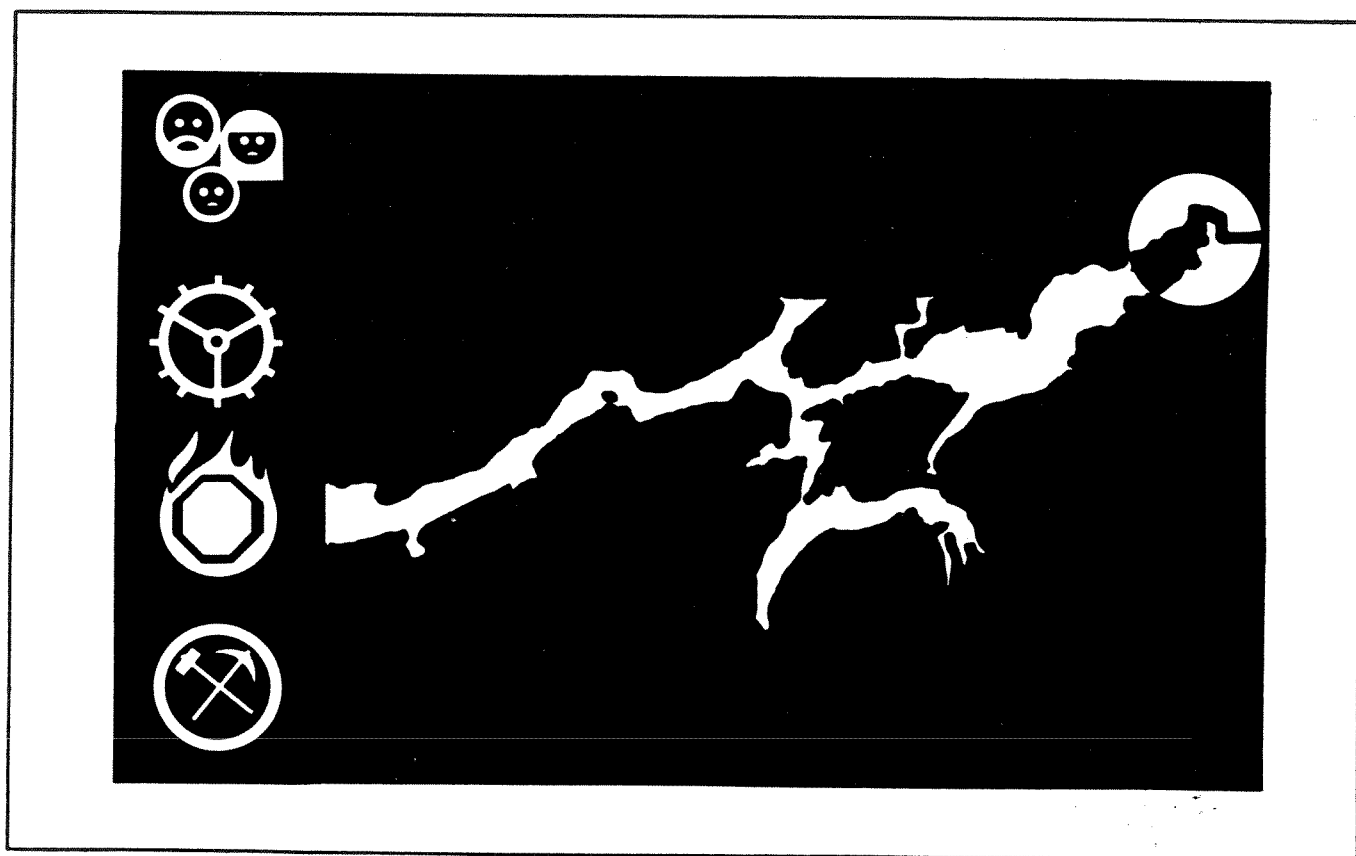
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Samlerapport

Basisundersøkelse i  
**Ranafjorden**  
en marin industriresipient





## Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør  
grunnvann  
vassdrag og fjorder  
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

**gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.**

**registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.**

**påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.**

**over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.**

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)  
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)  
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)  
Norsk institutt for luftforskning (NILU)  
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.



Basisundersøkelse i Ranafjorden

- en marin industriresipient

Samlerapport

Prosjektleder: Lars Kirkerud

Medarbeidere : Magne Haakstad (NDH)

Jon Knutzen

Brage Rygg

Jens Skei

Øivind Tryland

## FORORD

Basisundersøkelsen i Ranafjorden innen det statlige programmet for forurensningsovervåking ble satt igang i 1980 etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn. Resultatene foreligger i 6 delrapporter (se 3. omslag-side). Denne undersøkelsen kompletterer en innledende resipientundersøkelse, som ble gjennomført i 1975-1977 etter oppdrag fra Rana kommune, Bergverkselskapet Nord-Norge A/S, A/S Norsk Jernverk og Norsk Koksverk A/S. Fra denne undersøkelsen foreligger resultatene i 2 rapporter (Holmen & Tryland 1977, Kirkerud et al. 1977) og et notat. For å få den nødvendige helhet er resultatene fra disse undersøkelsene også delvis tatt med i den foreliggende samlereporteren.

I tillegg til NIVA, har følgende institusjoner deltatt i arbeidet:

- Nordland distriktshøgskole (hydrografi - forskningsfartøy)
- Byveterinæren i Bodø (vannanalyser)
- Rana Museum (feltarbeid)
- Sentralinstitutt for industriell forskning (miljøgift-analyser).

Arbeidet har også nytt godt av assistanse fra Havnevesenet i Mo, A/S Norsk Jernverk, dykker Lars Larsson, marinbiolog Øystein Stokland og faglig og administrativ medvirkning fra våre kontaktpersoner i Statens forurensningstilsyn.

Vi vil takke samtlige for inspirerende samarbeid.

Lars A. Kirkerud

INNHold

	Side:
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
1.1. Formål med undersøkelsen	4
1.2. Hydrografi og vannutskiftning	5
1.3. Biologisk tilstand	5
1.4. PAH (tjærestoffer)	6
1.5. Partikler i overflatevann	7
1.6. Gruveavgang	8
1.7. Cyanid, hydrogensulfid og fenol	9
1.8. Næringsalter	9
2. INNLEDNING	11
3. NATURFORHOLD	13
3.1 Fjordens topografi	13
3.2 Nedbørfelt og ferskvannsavrenning	17
3.3 Overflatestrøm og sjiktning i Nordrana	20
3.4 Vannutskiftning	22
4. MILJØKJEMI	25
4.1 Vann	25
4.2 Bunnsedimenter	30
4.3 Miljøgifter i organismer	33
5. BIOLOGI	42
5.1 Plante- og dyresamfunnet på grunt vann	42
5.2 Bløtbunnfauna	51
6. FORURENSNINGSTILFØRSLER OG BEHOV FOR TILTAK	59
6.1 Samlede tilførsler til Nordrana	60
6.2 Fortynningsberegninger	61
6.3 De viktigste avløpsvann	63
7. LITTERATUR	71
VEDLEGG 1. PAH-innhold i fisk og reker fra Ranafjorden 1981	74

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Hovedformålet med undersøkelsen som ble satt igang av Statens forurensningstilsyn i 1980, var å beskrive forurensningstilstanden i Ranafjorden, og identifisere hovedkildene til skadeeffekter med tanke på tiltak og overvåking.

Undersøkelsene har vist at sjøvannsmiljøet i Nordrana inneholdt høye konsentrasjoner av tjærestoffene PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og i begrenset utstrekning metaller og akutt virkende giftstoffer. Organismesamfunnene i indre del av Nordrana var skadet som følge av nedslamming og giftvirkning av industriavfall.

Utslipp av PAH gir den alvorligste forurensningen i Ranafjorden, og overkonsentrasjoner i organismer gjør seg gjeldende i hele fjorden. PAH-utslippene må reduseres for å bedre forurensningssituasjonen, spesielt med tanke på virkninger på organismer og mulige konsekvenser ved konsum av organismer. Virkninger av partikkelutslipp gjør seg også gjeldende i hele indre fjord (ca. 90 km<sup>2</sup>), og for å bedre forurensningsforholdene her og livsvilkår for organismer (fisk, bløtbunnfauna, hardbunnsamfunn) må utslippene reduseres. Belastningen med cyanid og hydrogensulfid er markert i et ca. 1-3 km<sup>2</sup> stort område i Gullsmedvika og Movika til tross for at disse forbindelsene er lett nedbrytbare. Cyanid og hydrogensulfid kan forekomme i akutt giftige konsentrasjoner for bl.a fisk og utslippene bør derfor reduseres.

Det foreslås fortsatt overvåking for å følge med i utviklingen av forurensningssituasjonen, og nærmere undersøkelser av skadeeffekter på bl.a. fisk og muslinger.

### 1.1 Formål med undersøkelsen

Det er kjent fra tidligere undersøkelser (se innledningen) at Ranafjorden er betydelig forurensset. Formålet med basisundersøkelsen i fjorden som ble satt i gang av Statens forurensningstilsyn i 1980, var å gi en utfyllende og mer nøyaktig beskrivelse av forurensningssituasjonen i fjorden både miljøkjemisk og biologisk, og skaffe til veie grunnleggende informasjon om vannutskiftningen slik at avgjørelser om overvåking og om tiltak for å bedre tilstanden kan tas på et best mulig grunnlag.

Fysiske og biologiske observasjoner er bare i liten grad knyttet direkte til spesifikke utslipp og er oppsummert i de 2 neste punkter. Deretter behandles de viktigste avløps-/miljøparametre punktvis, med underavsnitt om utslipp, miljøkjemi, skadevirkning og behov for tiltak for å bedre forurensningssituasjonen og overvåking for å avklare/følge utviklingen i forurensningsvirkninger på organismer.

## 1.2 Hydrografi og vannutskiftning

Ranafjorden er en terskelfjord med terskeldyp på ca. 100 m og et største dyp innenfor terskelen på 540 m.

På grunn av stor ferskvannstilførsel om sommeren dannes i denne perioden et utpreget brakkvannslag med midlere dyp på ca. 5 m.

Midlere vanntransport er omlag like stor i det brakke overflatelaget (0-5 m dyp) som i mellomlaget ned til terskelnivå (5-100 m dyp). Det siste har derfor betydelig lenger oppholdstid, men hittil har ikke dette medført noen betydelig reduksjon i oksygeninnholdet.

## 1.3 Biologisk tilstand

Samfunnet av dyr og planter på grunt vann ga i hovedsaken noe usikre indikasjoner på gjødselvirkning i de indre deler av Nordrana. Ved Moholmen var imidlertid samfunnet tydelig preget av overgjødsling og dels nedslamming. Indikasjonene på skade fra metallholdig gruveavgang ved Andfiskå var også usikre. Slike usikkerheter skyldes vesentlig mangel på referansedata (førtilstanden) og resultater fra eksperimentelle studier av de aktuelle belastninger. I området nord for Toraneskaia var samfunnet sterkt redusert på grunn av høyt partikkelinnhold i vannet, nedslamming, og sannsynlige direkte giftvirkninger av utslipp.

Dyrelivet på bløtbunn i dypet var mer artsfattig i Nordrana enn i sammenlignbare områder. I indre del av Nordrana var samfunnet ytterligere redusert, mest sannsynlig på grunn av fysiske forandringer og giftvirkning av metaller i sedimentet.



#### 1.4 PAH (tjærestoffer)

Utslippene av PAH kommer hovedsakelig via Jernverkets hovedkloakk og Koksverkets utslipp nye D med tilsammen størrelsesorden 50-70 tonn pr. år. PAH fra disse kilder fortynnes og spres først og fremst i fjordens overflate- lag, men noe sedimenterer og har gitt moderat påvirkning av bunnsedimentene.

Blant organismer akkumuleres PAH særlig i muslinger. Nivåene i blåskjell fra indre fjord var blant de høyeste som er registrert i Norge og lå på et høyt nivå (ca. 10-20 mg/kg våtvekt eller høyere) i hele Nordrana. Også i tang var innholdet høyt, mens det var langt lavere i fisk og reker.

Flere av PAH-forbindelsene er potensielt kreftfremkallende. En av de mest kjente av disse, benzo(a)pyren, forelå i blåskjell fra store deler av Nordrana i konsentrasjoner på omlag 30 ganger maksimalverdien i røkt fisk fra engelske undersøkelser. Statens institutt for folkehelse har ved tilsvarende forurensningsnivåer som i Ranafjorden (Hommelvik, Frierfjorden) advart mot konsum.

Dette skaper utrygghet ved utnyttelse av muslinger, alger m.m. fra Ranafjorden til mat eller fôr. Det forhindrer også skjellsanking eller dyrking av muslinger og alger som næringsvei. Fisk og reker derimot inneholdt ikke mer benzo(a)pyren enn vanlig røkt mat.

I tillegg til akkumulering er det også mulig at PAH kan gi direkte skader på fisk og andre organismer i fjorden, men her mangler eksperimentelle studier.

For å begrense omfanget av bioakkumulering av PAH og eventuelle skader på marine organismer og konsumenter, anbefales at PAH-utslippene reduseres sterkt. Dypvannsutslipp og innlagring under sprangsjiktet av dagens avløp kan øke problemene, gi høyere konsentrasjoner i dette vannlaget enn det en nå har i overflaten, og derved sette fisk i faresonen. Men det er mulig at betydelig utslippsreduksjon kombinert med dypinnlagring vil gi best resultat totalt sett.

For å følge utviklingen og kontrollere effekten av eventuelle tiltak, bør PAH-innholdet overvåkes i de viktigste avløpsvann, i resipientvann, sediment, blåskjell/oskjell og reker. I tillegg er det et generelt behov for å øke kunnskapen om PAH-forbindelsens kreftfremkallende egenskaper via forurenset sediment og vann, og når de tilføres med mat/fôr, samt direkte skadevirkninger på marine organismer.

### 1.5 Partikler i overflatevann

Den største industrikilden til partikler i overflatevannet i Nordrana er Jernverkets hovedkloakk med et utslipp på ca. 26.000 tonn/år. Mye av dette er små jernholdige støvpartikler. Partikkeltilførslene fra Ranaelv var av omlag samme størrelse. På dypere vann går det ut langt større partikkelmengder (punkt 1.6), men disse påvirker i liten grad overflatevannet.

Støvpartiklene ble identifisert både ved elektronmikroskopi og kjemisk analyse, og ga opphav til forhøyede verdier av partikkelbundet jern i hele Nordranas overflatelag.

Partiklene er sterkt lysabsorberende, og bidrar sannsynligvis til å redusere gjennomsnittlig sikt i Nordranas overflatevann like mye som - eller mer enn - partikler fra Ranaelv. Dette kan gi betydelig reduksjon av planteplanktonproduksjonen som er næringsgrunnlag for fjordens fiskeressurser.

Lokalt ved Mo (Gullsmedvika) var vannet som regel grått eller svart med siktedyp ned i 10 cm, og uegnet som miljø for planter og dyr.

For å bedre sikten og de biologiske produksjonsforholdene i Nordranas øvre vannlag, må innholdet av støvpartikler i Jernverkets hovedkloakk reduseres. For å oppnå tilnærmet naturgitte forhold i Nordranas hoveddeler, må det regnes med en reduksjon på ca. 90 %, mens en reduksjon på hele 98-99 % må til for at påvirkningen skal bli av underordnet betydning i nærsonen.

For å kontrollere effekten av eventuelle tiltak, vil det være enklest å overvåke partikkelinnholdet i avløpsvannet, samt klorofyllinnhold, næringsalter og sikt i de øvre vannlag i fjorden. Nærmere beskrivelse av sammenhengen mellom partikkelutslippene og planteplanktonproduksjonen kan oppnås ved primærproduksjonsmålinger og partikkelkjemi i tillegg.

## 1.6 Gruveavgang

Fra oppredning av jernmalm slippes det årlig ut ca. 2 mill. tonn flotasjonsavgang i fjorden, og fra oppredning av sulfidmalm ca. 100.000 tonn avgang.

Grove sedimenter og lavt metallinnhold opptrer langs djupålen i Ranafjordens innerste deler. Dette skyldes at store mengder grove avgangspartikler (gråberg) avsettes i dette området. Til sine tider skjer det utrasninger som eroderer bunnen, og finpartikulært materiale transporteres utover fjorden. Det oppvirvlede finpartikulære materialet har et høyere metallinnhold og avsettes i midtre deler av Ranafjorden og i Finneidfjorden. Dypvannet er påvirket lokalt av Rana Grubers dypvannsutslipp av avgang.

Størst metallforurensning av sedimentene opptrer i nærområdet til Bergverks-selskapets oppredningsverk i Andfiskå. Vannmassene er her også forurenset av bly, sink og kadmium innenfor et begrenset areal. Det er bly som er den mest fremtredende forurensningskomponenten.

Bly utløses fra den sulfidmalmholdige avgangen og akkumuleres i blåskjell og oskjell til nivåer som dels overskrider grenseverdiene for konsum i Vest-Tyskland, og langt overskrider et norsk forslag til grenseverdi. De øvrige analyserte metallene (kvikksølv, kadmium, krom, kobber, nikkel og arsen) ser ikke ut til å bety noe problem når det gjelder konsum av sjøprodukter.

Fattig dyreliv på bløtbunn, spesielt i indre del av Nordrana kan kobles sammen med utslipp av avgang fra oppredning av sulfidmalm og jernmalm. Det er også registrert skader på torsk, og dette er satt i forbindelse med et eldre deponi av metallholdig gruveavgang (sulfidmalm).

Mengdemessig dominerer avgangen fra oppredning av jernmalm. Etter hvert som mengdene av avgang innerst i fjorden øker, er det sannsynlig at skadevirkningene på dyrelivet langs bunnen vil øke, både i grad og omfang. For å stoppe den uheldige utviklingen, må utslippene av gruveavgang til fjorden innstilles.

Effekten av gruveavgangen kan best overvåkes ved sediment- og bløtbunnfaunaundersøkelser. I tillegg bør skadevirkningene av pågående og eldre depone-ring av metallholdig gruveavgang på grunt vann undersøkes nærmere ved felt- og laboratoriestudier.

### 1.7 Cyanid, hydrogensulfid og fenol

Dette er avfallsstoffer fra koksproduksjon. Utslippene fra Koksverket var i 1980-1981 pr. år ca. 100 tonn av cyanid og fenol og ca. 400 tonn hydrogensulfid, og ble tilført eller innlagret i fjordens brakkvannslag.

Disse stoffene er kjent for å nedbrytes relativt raskt under naturlige forhold, men selv en forbindelse som hydrogensulfid viste seg tilstrekkelig stabil til å kunne spres over et større område innerst i Nordrana. Det understrekes at det her samtidig var oksygen til stede. Både cyanid og hydrogensulfid ble funnet i giftige konsentrasjoner innerst i Nordrana (Gullsmedvik).

Cyanid og hydrogensulfid bidrar høyst sannsynlig til skadevirkningene på dyrelivet på grunt vann som er registrert innerst i Nordrana. De vil også kunne skade fiskeegg og -larver som føres inn i utslippssonen.

For å unngå skadevirkninger i nærsone må utslippene av cyanid og hydrogensulfid reduseres sterkt. Graden av reduksjon som trengs kan bestemmes nærmere ved biotester på aktuelle organismer.

Som kontroll foreslås rutinemessige hydrokjemiske analyser, eventuelt engangsundersøkelse, avhengig av de tiltak som gjennomføres.

### 1.8 Næringssalter

Nordrana mottar betydelige tilførselsstrømmer, først og fremst av ammoniakk fra koksproduksjon (ca. 1,5 mill tonn N i 1980-81). I tillegg kommer tilførsel av kommunalt kloakkvann fra vel 20.000 mennesker og avrenning fra søppelfyllinger.

Ammoniakken innlagres og spres først og fremst i brakkvannslaget, og oksyderes langsomt til nitrat. I brakkvannet og intermediært vann ned til 20 m var det i undersøkelsesperioden 1980-1982 stort overskudd av nitrogenforbindelser i forhold til planteplanktonets næringsbehov.

Utslippene av ammoniakk og kommunalt kloakkvann gir økt vekst av grønnalger på strendene innerst i Nordrana, særlig markert ved Moholmen. Ved en eventuell fremtidig omregulering av brevannstilførslene som nå går til Nordrana, kan ammoniakk bli mer utslagsgivende som næring for planktonvekst.

Foreløpig foreslås at vekstforholdene for fastsittende alger og planteplankton i de indre deler av Nordrana undersøkes, bl.a. for å få en oppfatning om vekstpotensiale og vekstbegrensende faktorer.

Overvåkning av eutrofisituasjonen omfattes for en stor del av det som er foreslått for virkningen av partikler i overflatevannet (punkt 1.6). I tillegg bør utviklingen i algesamfunnene i fjærebeltet overvåkes i midtre og indre del av Nordrana. En mulighet for å overvåke gjødslingsgrad og -utbredelse er å registrere nitrogeninnholdet i blæretang og/eller grisetang i forskjellig avstand fra kildene.

## 2. INNLEDNING

Denne rapporten er en oppsummering av basisundersøkelser i Ranafjorden som ble startet i 1980 etter oppdrag av Statens forurensningstilsyn. Det foreligger her 6 delrapporter (se 3. omslagside). De viktigste resultater fra resipientundersøkelsen i 1975-1976 utført etter oppdrag av industri og kommune (Holmen & Tryland 1977, Kirkerud et al. 1977) er også inkludert.

Behandlingen av resultatene er innrettet mot å klarlegge:

- 1) behovet for forurensningsbegrensende tiltak
- 2) behovet for overvåking og videre undersøkelser
- 3) fjordens naturforhold, med tanke på planlegging og gjennomføring av tiltak.

Når denne undersøkelsen har vært såvidt tiltaksorientert, er det fordi det på forhånd var klart at fjorden er forurensningspåvirket. En viktig side av forurensningssituasjonen kom frem ved Havforskningsinstituttets undersøkelse i 1973 der høyt innhold av tjærestoffene polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble funnet i fjordsedimentene (Palmork 1974). PAH i avløpsvann, organismer og sediment er viet stor oppmerksomhet i den foreliggende undersøkelsen.

Som grunnlag for å tolke de øvrige undersøkelser og planlegge tiltak mot forurensning, var det nødvendig med bedre kjennskap til hydrografi og vannutskiftning i Ranafjorden. Det ble derfor gjennomført en hydrografisk undersøkelse over 2 år (kap. 3).

De mest forurensende virksomheter i Ranafjorden er bergverksindustri (Rana Gruber og Bergverkselskapet Nord-Norge A/S), A/S Norsk Jernverk og Norsk Koksverk A/S. En vesentlig oppgave har vært å karakterisere forurensningstilstanden i fjorden etter grad og omfang. Denne delen av arbeidet er delt i miljøkjemi (kap. 4) som omfatter konsentrasjoner i vann, sedimenter (Kirkerud et al. 1977) og utvalgte organismer, og biologi (kap. 5) som omfatter undersøkelser av plante- og dyrelivet på grunt vann, bløtbunnfauna og fisk (Se 3. omslagsside og Skreslet 1982).

En annen vesentlig oppgave har vært å identifisere og kvantifisere de ulike utslipp, og vurdere virkningene (kap. 6). For å kunne koble de enkelte utslippskomponenter til spredning og effekter i fjorden, var det til stor hjelp at undersøkelsene på utslipps- og effektsiden kunne samordnes.

### 3. NATURFORHOLD

#### 3.1 Fjordens topografi

Ranafjorden (fig. 1) er en typisk terskelfjord som strekker seg sydvestover fra Mo. Ved øya Løkta deler fjorden seg i en gren som fortsetter sørvestover som Alstfjorden og en del som grener av nordover. Den sørligste grenen er både grunn og smal. Den nordlige grenen har sitt grunneste parti i området mellom Hugla og Løkta, hvor det sannsynligvis er et terskeldyp på ca. 100 meter. Den nordlige grenen har god forbindelse til kystvannet fra Løkta og vestover.

Selve hovedløpet i Ranafjorden er delt i to bassenger med et mellomliggende terskeldyp på ca. 280 meter ved Langnesodden. Det innerste bassenget, Nordrana har dyp ned til ca. 540 meter, mens det ytre bassenget har dyp ned til ca. 430 meter. Dybdeprofilen for Ranafjorden er tegnet i figur 1.

Til Ranas (ytre Ranafjords) innerste del knytter Sørfjorden/Elsfjorden seg med største dyp på vel 200 meter og et terskeldyp på 24 meter. Terskelen ligger i Skarpsundet som har en bredde på ca. 500 meter. Overflatearealet av Sørfjorden/Elsfjorden til og med Hemnes er ca. 50 km<sup>2</sup>. Detaljert informasjon om dybdeforholdene i Nordrana går frem av fig.2, som også omfatter Sørfjorden/Elsfjorden. De viktigste topografiske karakteristika er sammenstilt i tabell 1 og fig. 3.



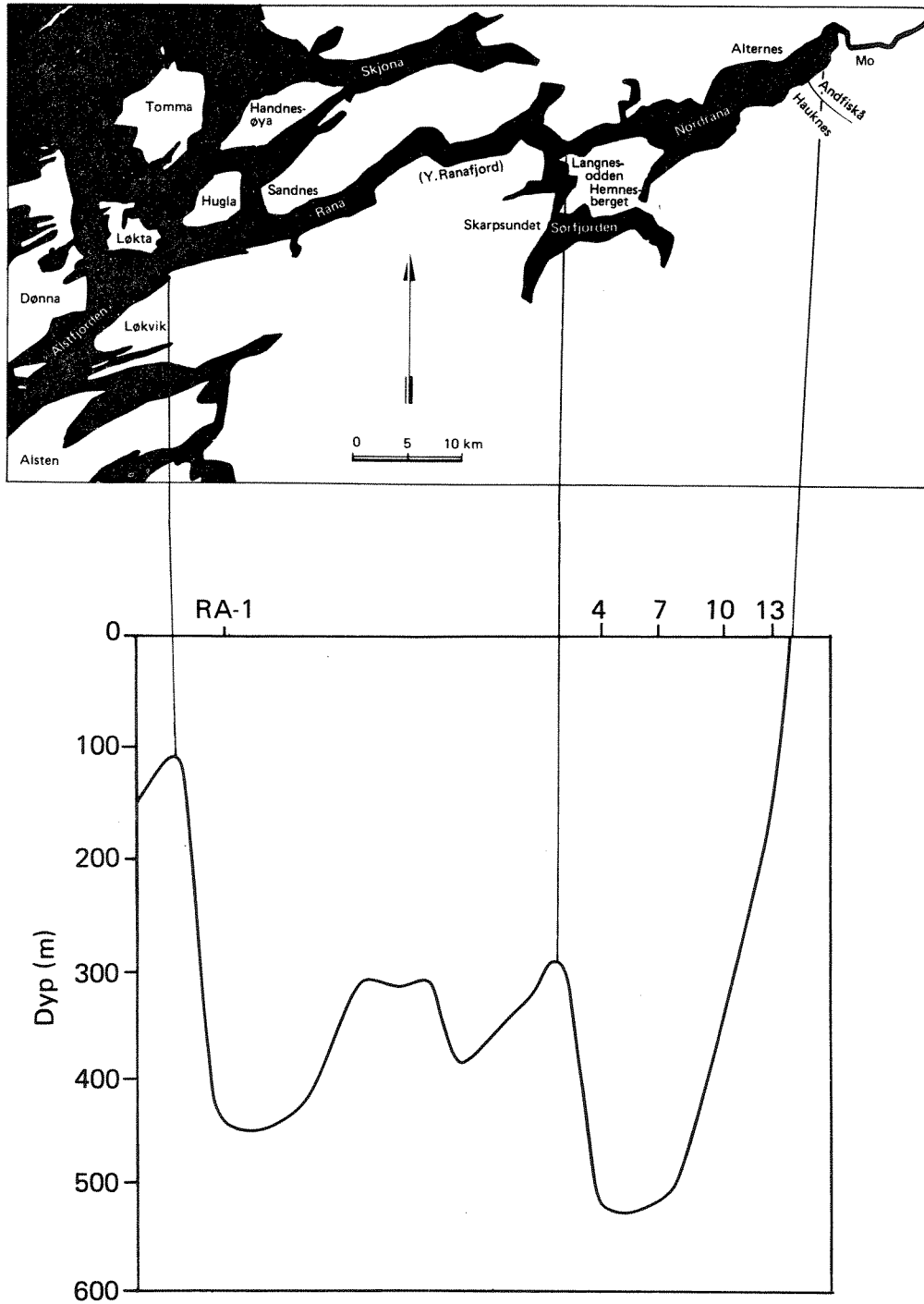
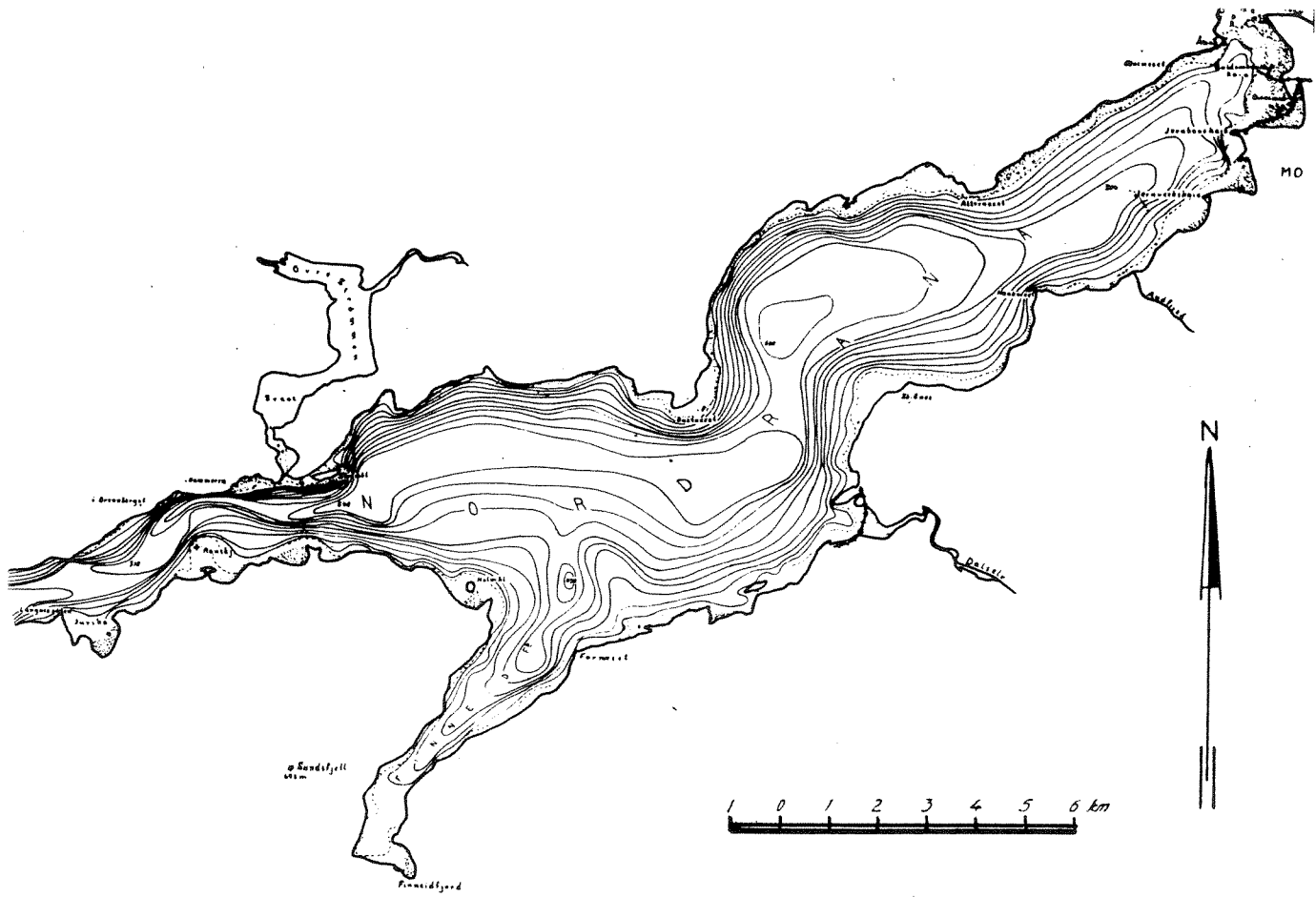


Fig. 1. Ranafjorden med integret dybdeprofil.



RANAFJORD  
indre del  
(etter N.G.O.'s spesialkart RANFJORDEN)  
Ekvidistanse 50 meter

Figur 2. Dybdeforholdene i Nordrana.

Tabell 1. Karakteristika for Nordrana (til Langnesodden) og hele Ranafjorden (til Sandnes)

	Nordrana	Ranafjorden
Lengde, km	25	55
Overflateareal, km <sup>2</sup>	90	210
Terskelnivå, m	280(100)	100
Største dyp, m	540	540
Volum, 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	21390	-
Volum under 5 m, 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	20960	-
Volum under 100 m, 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	14090	-
Volum under 280 m, 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	8690	-
Tidevannsforsk. mid., m	1,7	1,7
Tidevannsvolum, 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	153	357
Tverrsnitt ved utløp, 10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	0,28	0,60
Midlere tidevannshastighet, cm/s	2,5	2,8

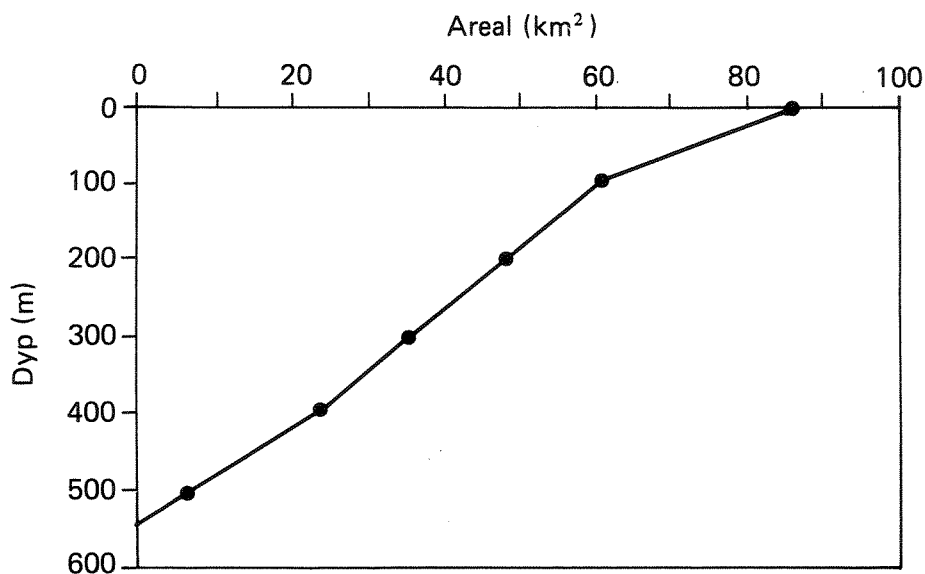


Fig. 3. Volumetriske forhold i Nordrana, basert på planimetri av optrukne koter i 0, -100, -200, -400 og -500 meter nivå.

### 3.2 Nedbørfelt og ferskvannsavrenning

Nedbørfeltet til Nordrana (Ranafjorden) innenfor Langnesodden/Notulodden er vist på fig. 4. Hovednedbørfeltet er delt i tre mindre delnedbørfelt (R1, R2 og R3) vist på samme figur. Delnedbørfelt R1 er det desidert største av de tre. Det omfatter alle områder som drenerer til tettstedet Mo. En stor del av dette feltet er regulert til kraftverksformål. Lengst sør er tildels store områder som naturlig ikke hørte med, regulert inn i feltet.

Spesiell interesse har Svartisen og breelvene Glomåa og Blakkåa som tilfører Nordrana uklart og kaldt vann i sommerperioden. Dette er det på tale å regulere over i en annen fjord. En oversikt over arealfordelingen i nedbørfeltet er gitt i tabell 2.

Tabell 2. Arealfordeling i nedbørfeltet (km<sup>2</sup>)

Nedbørfelt	Dyrket mark	Skog	Tettsted-areal	Myr, snaufjell, breer etc.	Total-areal
R1 Ranaelva + Mo	15	768	7,2	3217	4007
R2 Mo - Hemnes-berget	3,2	92		147	242
R3 Mo - Nothulodden	4,0	70		129	203
SUM Nordrana	22,2	930	7,2	3493	4452

Midlere ferskvannstilførsel til Nordrana er på ca. 325 m<sup>3</sup>/s med de nåværende reguleringsforhold.

Vannføringen i Ranaelva utgjør omlag 90% av ferskvannstilførslene til Nordrana, altså ca. 290 m<sup>3</sup>/s i gjennomsnitt.

- Grense mellom regulert og uregulert del av nedbørfelt
- Overføringstunnel
- ∩ Dam

- R1 Ranaelva + Mo, 4007km<sup>2</sup>
- R2 Mo - Hemnesberget, 242km<sup>2</sup>
- R3 Mo - Nothulodden, 203km<sup>2</sup>

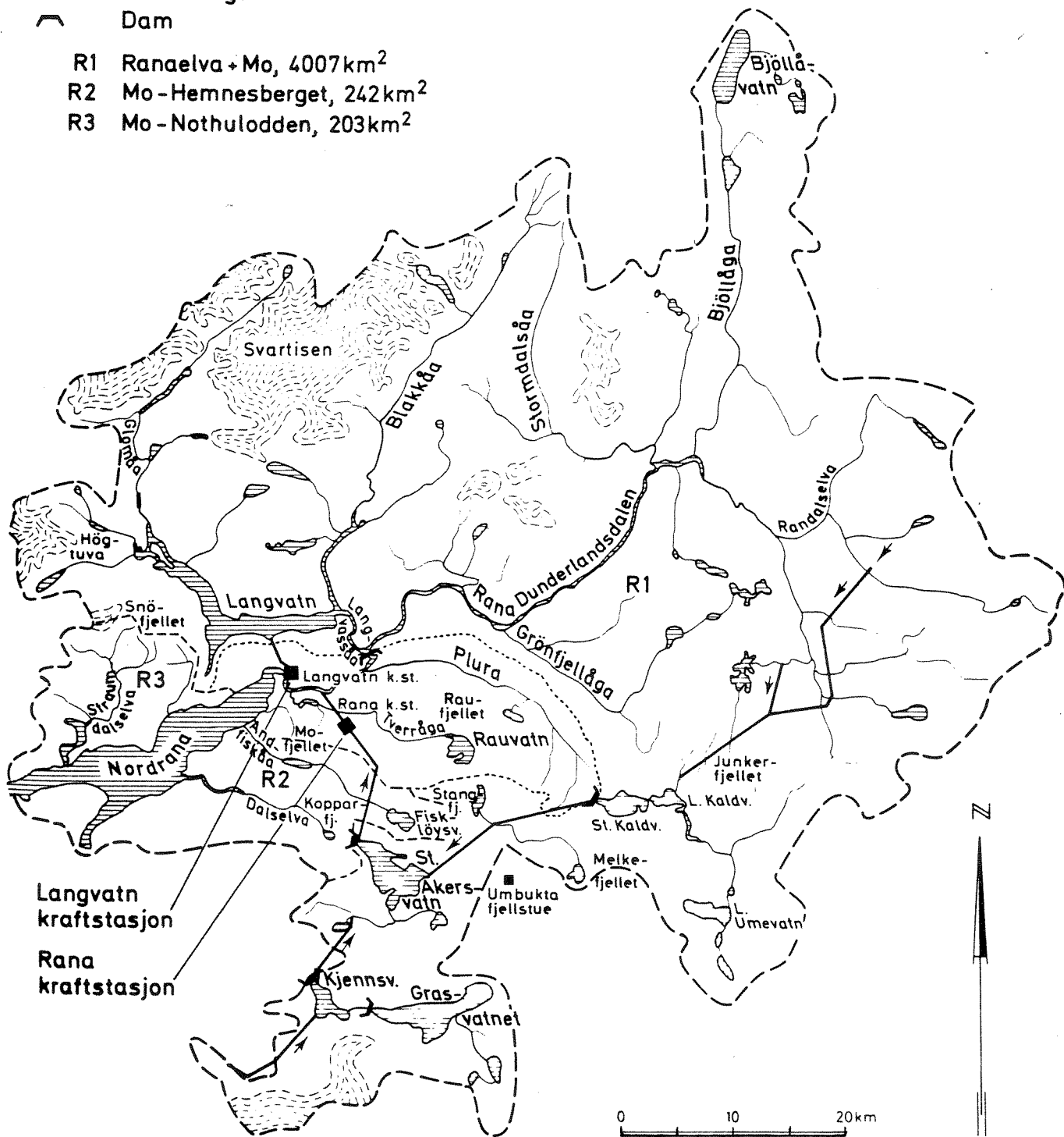


Fig. 4. Oversikt over nedbørfeltet til Nordrana (Ranafjorden) og reguleringer (fra Holmen & Tryland 1977).

Fig. 5 gir eksempel på hvordan tilførslene kan fordele seg over året.

Det fremgår at ferskvannstilførslene har sitt maksimum i perioden juni - september under snøsmeltingen i høyfjellet.

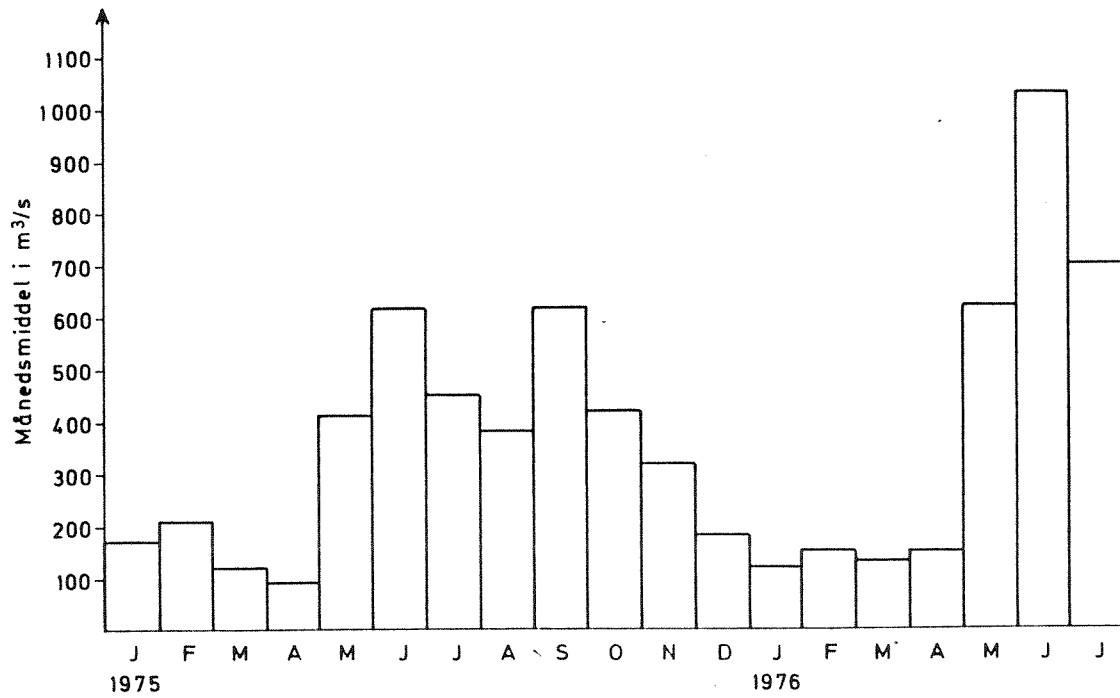


Fig. 5. Ferskvannstilførsler til Nordrana for de enkelte månedene fra januar 1975 til juli 1976 (Holmen & Tryland 1977).

### 3.3 Overflatestrøm og sjiktning i Nordrana

Overflatevannet i Nordrana er naturlig nok sterkt påvirket av ferskvannstilførslene fra Ranaelv. Det lettere ferskvannet strømmer ut i fjordens overflate under innblanding av underliggende saltvann. Denne innblanding skjer dels som en medrivningseffekt av det utstrømmende ferskvannet, men er også avhengig av vindens styrke og retning samt variasjoner i vindfeltet. Ved elveutløpet vil det også dannes bakevjer og det skjer en innblanding av sjøvann fra sidene (fig. 6).

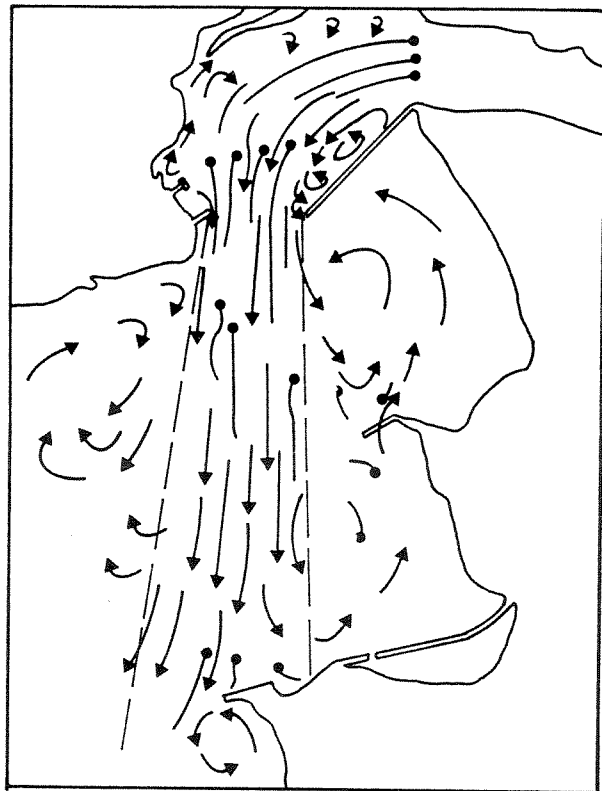


Fig. 6. Strømforhold innerst i Nordrana etter modelforsøk ved Norges hydrodynamiske laboratorier (Trøtteberg 1966).

Sjiktningen i vannmassene midt i Nordrana går frem av fig. 7. Det kan skilles mellom et overflatelag som kan ha saltholdighet helt ned i 2-3‰, og sterkt varierende temperatur, intermediært vann ned til ca. 100 m og dypvann under 100 m.

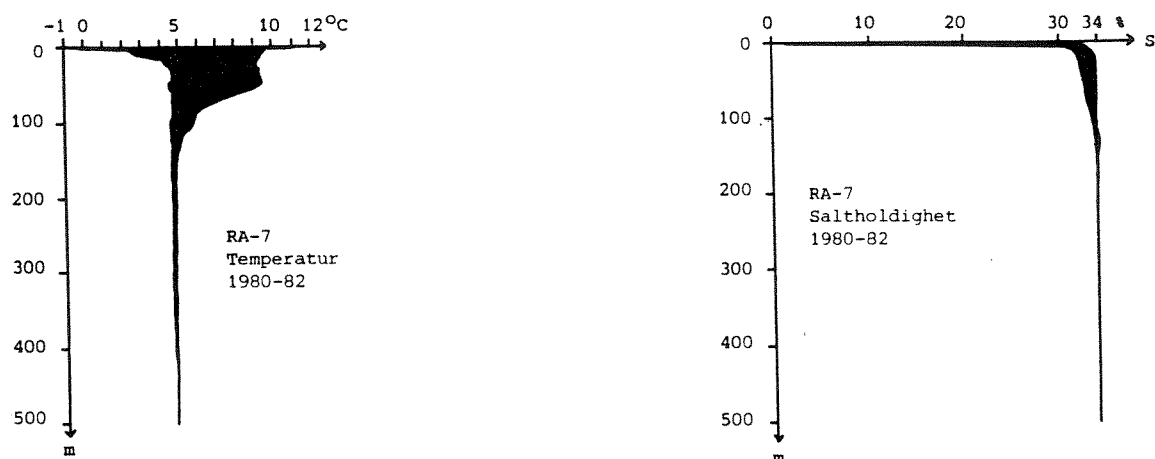


Fig. 7. Omhyllingskurver for temperatur og saltholdighet i Nordrana (st. RA7) som viser totalvariasjonen for alle tokt.

Variasjonene langs fjordens lengderetning er små sammenlignet med variasjonen vertikalt. Dette er illustrert i fig. 8.

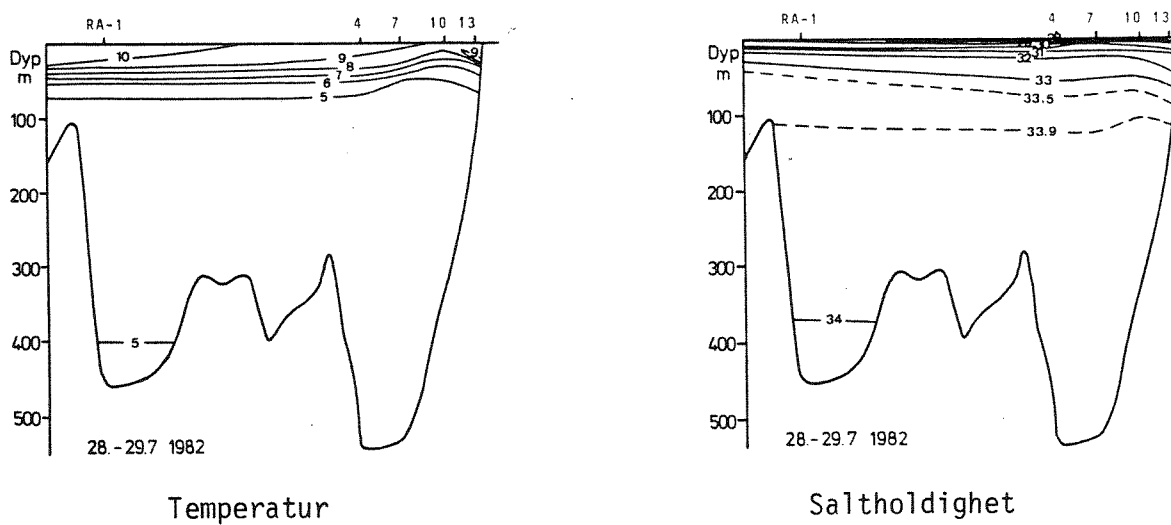
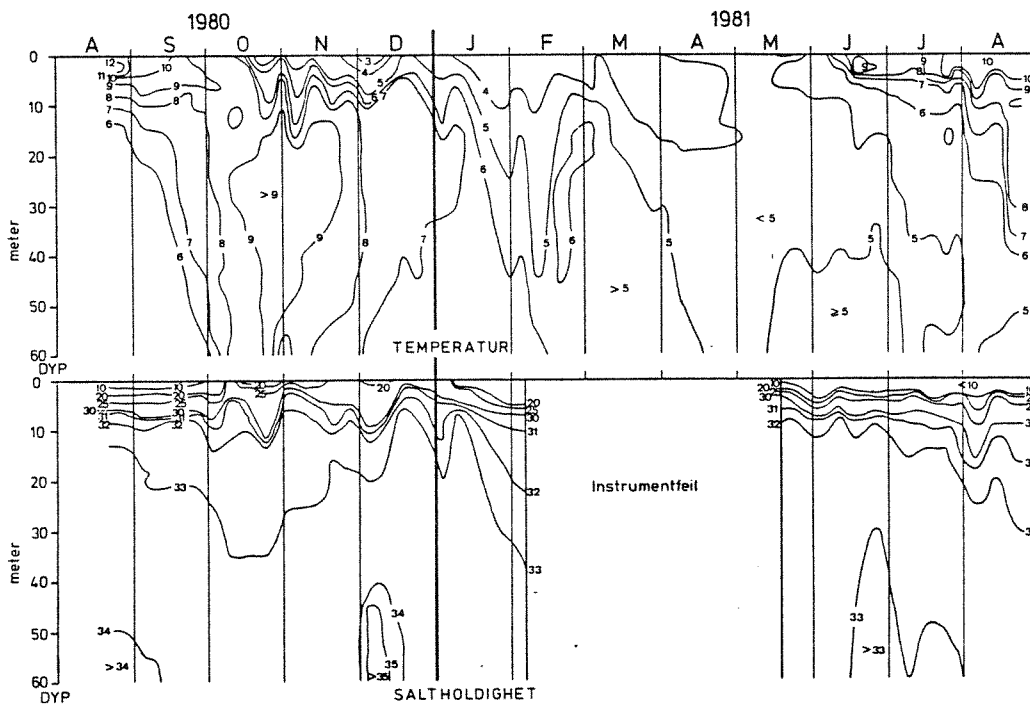


Fig. 8. Isolinjer for temperatur og saltholdighet i lengdesnitt av Ranafjorden.



Mer detaljert informasjon om sjiktningen i de øvre vannlag i Nordrana gis i fig. 9 som tidsisopleter for stasjon RA 21.



Figur 9. Isopleter for RA-21 etter salinoterm-måling.

### 3.4 Vannutskiftning

Tidevannsstrømmen er en felles utskiftningsmekanisme for vannlagene over terskelnivå (0- ca. 100 m). Men i en slik lang, smal fjord vil denne først og fremst føre vannet frem og tilbake med liten reell utskiftning. Hovedmekanismene for vannutveksling er forskjellige i overflatelaget, de intermediære vannmasser og dypvannet.

#### Overflatelaget

Blandingen av ferskvann og saltvann medfører at volumtransporten ut av fjorden er større enn den tilførte ferskvannsmengde. Volum- og salttransporten utover i overflatelaget kompenseres av en inngående strøm straks under sprangsjiktet. Denne to-lags transportmekanismen kalles estuarin sirkulasjon.

Vind øker innblandingen av sjøvann og øker dermed volumtransporten. Vindretningen påvirker overflatelagets tykkelse (oppstuvningseffekt). Vannutskiftningen som disse prosesser medfører kan beregnes for enkelte tidspunkt når saltholdighet over og under sprangsjiktet og ferskvannstilførselen er kjent. I tabell 3 er gjennomsnittstransporten for sommer- og vinterperioden 1975 - 1976 gjengitt.

Tabell 3. Gjennomsnittlig vannutskiftning i overflatelaget sommer (mai-juli 1975) og vinter (nov. 1975 - mai 1976). Fra Kirkerud et al. (1977b).

	Ferskvannstilførsel m <sup>3</sup> /s	Salt- holdighet o/oo	Tykkelse m	Oppholds- tid døgn	Brakkvannstransport, m <sup>3</sup> /s
Sommer	750	8,9	3,6	4,0	1000
Vinter	140	33	4,7	6,6	820

Til tross for at ferskvannstilførselen er liten om vinteren, er sjøvannsinnblandingen såvidt god at brakkvannstransporten er nesten like stor.

#### Intermediære vannmasser

De intermediære vannmassenes bevegelser er først og fremst en reaksjon på forandringer i kystvannet, men også influert av prosesser i overflatelaget og dypvannet. Den delen av utskiftningen som er initiert av prosesser i overflatelaget vil foregå mer eller mindre kontinuerlig og er beregnet å gi 50 % utskiftning i løpet av sommeren og 100 % i løpet av vinteren. Virkningene av endringene i kystvannet vil være mer eller mindre uregelmessige. Det er imidlertid en hurtig og omfattende utskiftning i intermediære vannmasser hver høst/vinter (se fig. 10). Dette er forøvrig et generelt trekk ved sirkulasjonsmønsteret i de fleste fjordene.

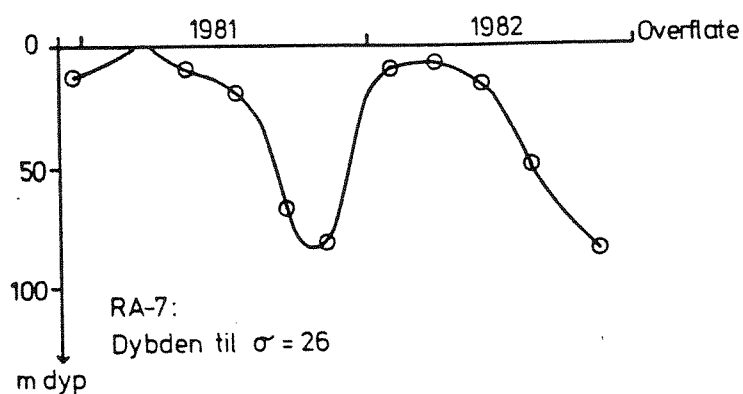


Fig. 10. Variasjonen i dypet av vann med tetthet  $1,026 \text{ g/cm}^3$ .

En kan regne med at denne mekanismen i alle fall vil gi full utskiftning 2 ganger pr. år. Tilsammen skulle dette gi en utskiftning som kan angis som ca. 3,5 ganger pr. år, eller en midlere vannstrøm i vannsøylen 5-100 m på ca.  $24 \cdot 10^9 \text{ m}^3 \text{ år}$ .

### Dypvannet

Dette må deles i to vannlag, idet vann under ca. 100 m nivå er dypvann i hele Ranafjorden, mens det under det interne terskeldyp på 280 m også er et spesifikt dypvann for Nordrana.

På bakgrunn av forandringer i saltholdighet og temperatur i en 2-årsperiode (1980-1982) er det beregnet at dypvannet i ytre basseng under 100 m ble fornyet årlig. Dette bør også kunne gjelde for dypvannet i Nordrana mellom 100-280 m dyp. Under 280 m dyp i Nordrana var det årlig 52-65% utskiftning, altså i overkant av 50%. Basert på dette kan vanntransporten i Nordrana beregnes til ca.  $5,4 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{år}$  i 100-280 m dyp og ca.  $4,5 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{år}$  under 280 m.

Disse beregninger representerer bare 2 år og må derfor tas med forbehold. At utskiftningen i dypvannet er relativt god i forhold til den organiske belastningen støttes imidlertid av at det i denne og tidligere undersøkelser bare unntaksvis er funnet oksygenverdier lavere enn  $5 \text{ ml O}_2/\text{l}$ .

#### 4. MILJØKJEMI

##### 4.1 Vann

##### Næringsalter, klorofyll og suspendert stoff

Overflatelaget og intermediært vann ned til 30 m i Nordrana hadde stort overskudd av nitrogenforbindelser hele året i forhold til planteplanktonets næringsbehov. Fosfat viste derimot en nedgang i vekstsesongen (fig. 11) samtidig som vannets klorofyllinnhold økte. Dette peker ut fosfat som potensielt vekstbegrensende nærings salt.

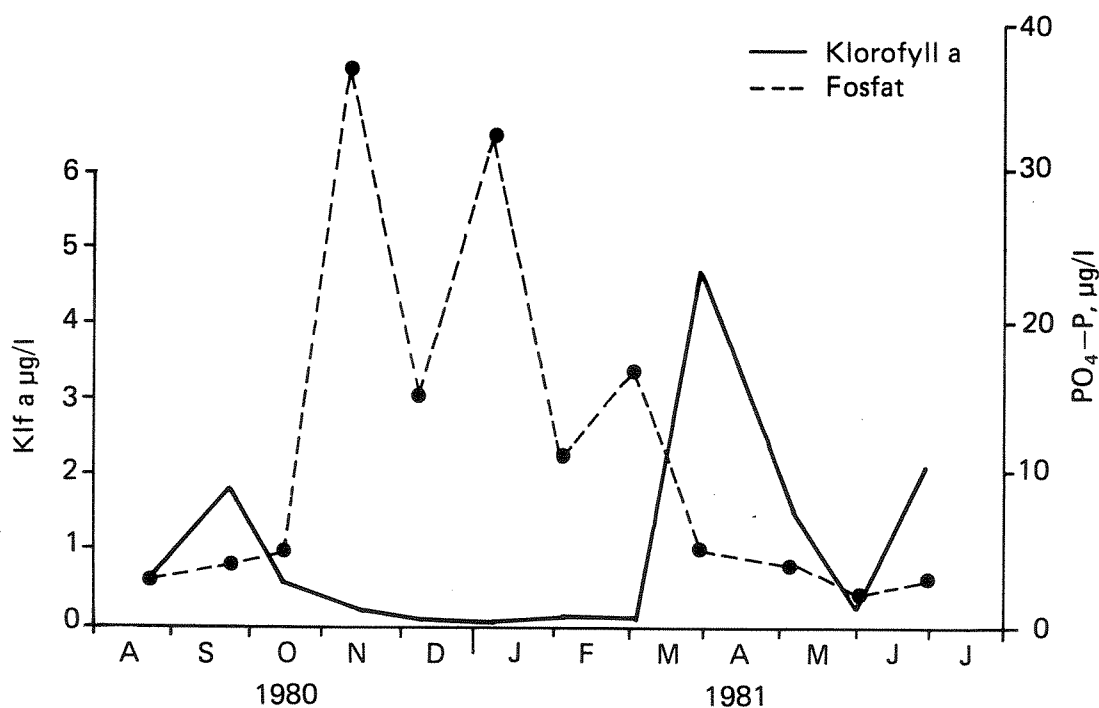


Fig. 11. Klorofyll og fosfat i Nordranas overflatevann.

Suspendert stoff viste en liknende årssyklus som klorofyll (fig. 12). Men forskyvningen av de to toppene og det høye nivået av suspendert tørrstoff viser at dette ikke skyldes planktonproduksjonen, men vårflommen i Ranaelva.

Den store belastningen med suspendert stoff fra industri og ellevann bidrar utvilsomt til å redusere planktonproduksjonen i Nordrana og dermed produksjonsgrunnlaget for fisk og skalldyr.

Giftstoffer i nærsonen med Mo

Spredningen av ammonium, cyanid, fenol og hydrogensulfid (undersøkt bare i 1981) innerst i Nordrana ble undersøkt ved 2 tokt 10. oktober 1980 og 18. juni 1981. De undersøkte komponentene spredde seg i et ganske tynt overflatesjikt (< 2 m). Ammonium og cyanid viste svært like spredningsbilder (fig. 13), noe som er naturlig, siden de hovedsakelig stammer fra samme kilde. Cyanidkonsentrasjonen avtok raskere enn ammonium med økende fortykning, noe som indikerer raskere nedbrytning av cyanid. Innenfor området Gullsmedvik - Movika er imidlertid cyanidkonsentrasjonene bestemt av tilførsel og fortykning i større grad enn nedbrytning.

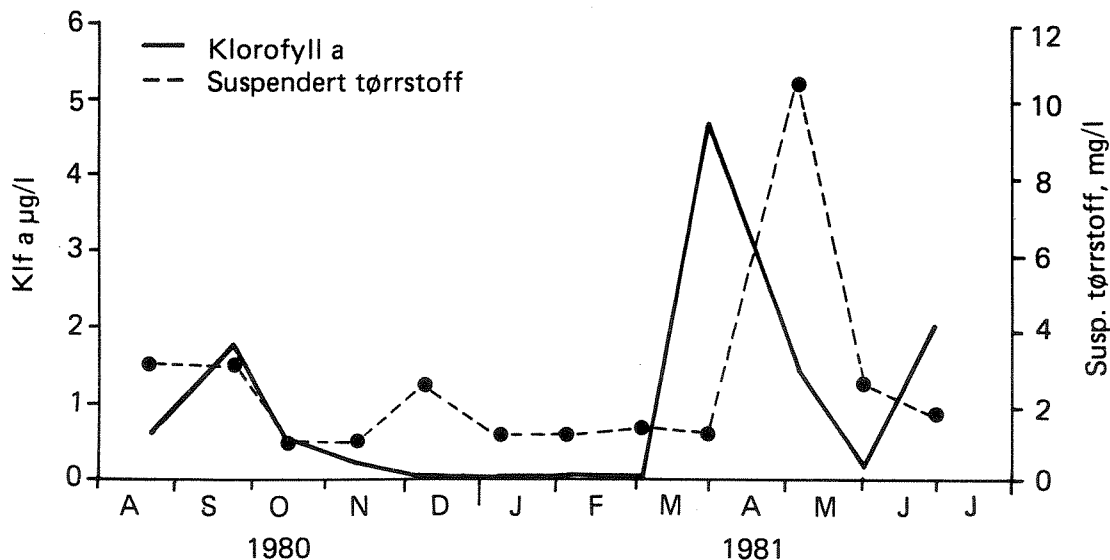


Fig. 12. Suspendert (partikkelbundet) tørrstoff i Nordranas overflatelag.

Selv en forbindelse som hydrogensulfid viste seg tilstrekkelig stabil til å kunne spres over et større område innerst i Nordrana. Det understrekes at det her samtidig var oksygen til stede.

Under begge tokt ble cyanid vurdert til å foreligge i toksiske konsentrasjoner i Gullsmedvik og delvis i Movika (fig. 13). Hydrogensulfid, som ble undersøkt bare på siste tokt, ble også vurdert å være toksisk i det nevnte området. Ammonium og fenol ble på begge tokt funnet i konsentrasjoner som ikke regnes som toksiske. For øvrig ble det under begge tokt registrert så skittent vann (ned i 10 cm siktedyp) at dette også må ha store konsekvenser for plante- og dyreliv i området.

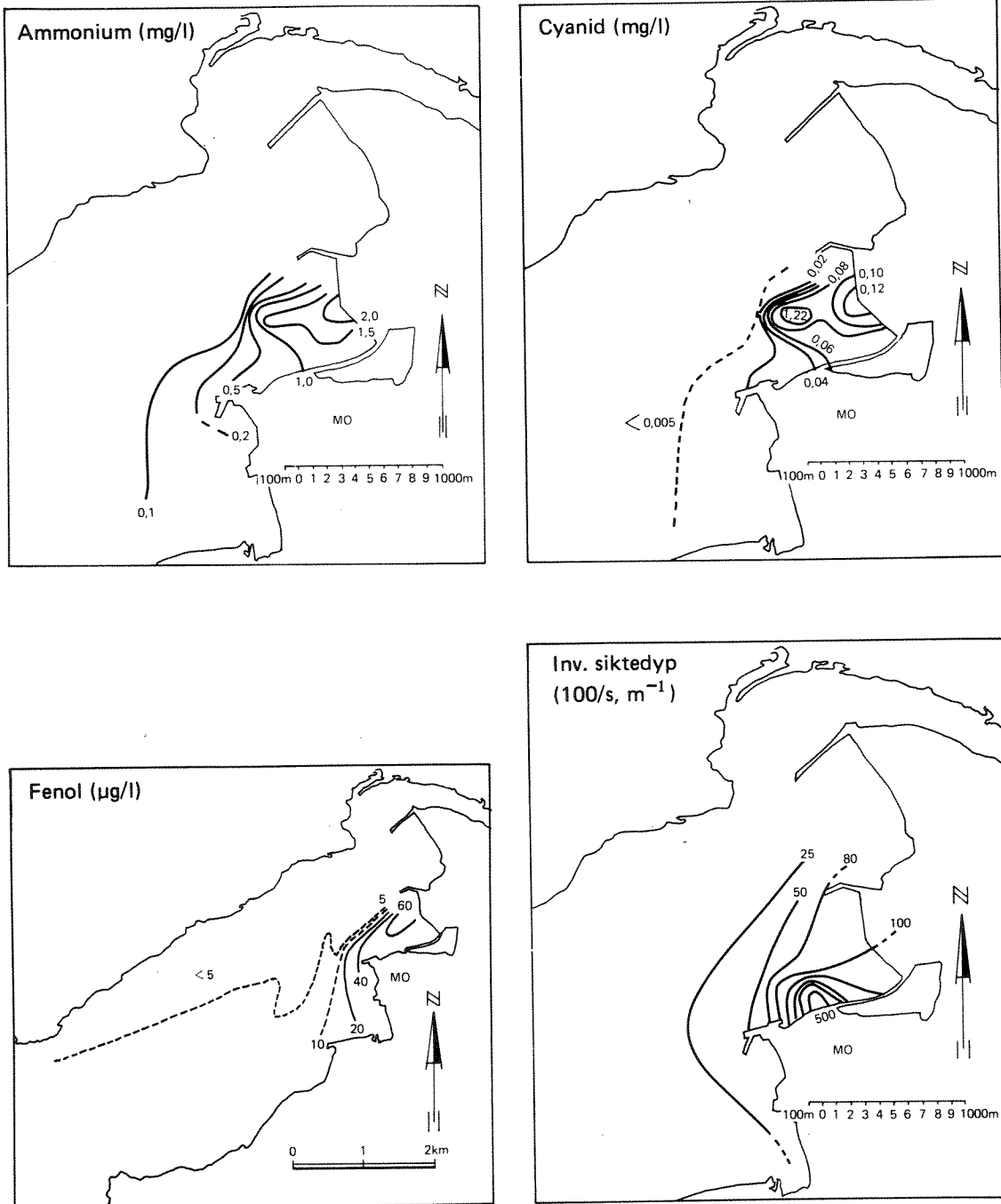


Fig. 13. Ammonium, cyanid, fenol og inverst siktedyp i nærsone ved Mo.

### Løste metaller og partikler i vannmassene

Den store bergverks- og smelteverksindustrien innerst i Ranafjorden motiverte til en undersøkelse av metaller og partikler i fjordens hovedvannmasser såvel som i nærsone ved utslippene. Den største tungmetallkilden er Bergverksselskapet Nord-Norge A/S, mens partikkelutslippene stammer i hovedsak fra Jernverket A/S inkl. Rana Grubers oppredningsverk i Gullsmedvik. De årlige utslipp av partikulære forurensninger til Ranafjorden (ca. 2,2 mill. tonn) representerer sammen med Titaniautslippet i Dyngadjupe de største utslippene til fjordområder i Norge.

Av metaller ble det hovedsakelig fokusert på sink, bly og kadmium. De målingene som er gjort viser at vannmassene i Ranafjorden er noe forurenset av bly, men at sink og kadmium bare viser svakt forhøyede konsentrasjoner. Unntaket er området like utenfor Bergverksselskapet Nord-Norge's oppredningsverk i Andfiskå, hvor vannmassene innenfor en radius på 1-2 km var betydelig forurenset av alle tre metaller. Når bly viser gjennomgående høye konsentrasjoner i hele indre del av Ranafjorden, antas det å skyldes at bly løses relativt lett fra avgangspartikler. Laboratorieforsøk som er gjort ved NIVA (Delrapport 1) bekrefter dette.

Løst jern ble registrert i forhøyede konsentrasjoner innenfor en radius på 13-14 km fra Mo i Rana, hovedsakelig i overflatevannet, men også ved midlere dyp i nærheten av Rana Grubers dypvannsutslipp.

Målinger av mengde og sammensetning av partikulært materiale ( $> 0,4 \mu\text{m}$ ) i vannmassene viste forhøyede konsentrasjoner av partikulære tungmetaller (sink og bly) i Andfiskå's nærområde. Det ble også her målt til dels høyt innhold av partikulært svovel, noe som indikerer at tungmetallene er til stede som metallsulfider. Ellers er det jern som viser unormalt høye konsentrasjoner i bestemte vannsjikt og områder. Små, kulerunde jernpartikler i overflatevannet ble identifisert som støvpartikler fra Jernverkets hovedkloakk. Disse ble funnet i hele Nordrana, og vil trolig holde seg flytende meget lenge.

Analyser av partikulært materiale nær Rana Grubers dypvannsutslipp viser en massiv påvirkning i midlere dyp. Dette er illustrert på fig. 14. Avgangspartiklene brer seg som en sky ut av utslippsrøret og fører til stor reduk-

sjon av sikten i vannet. Effekten er imidlertid nokså lokal. Allerede 2-3 km fra utslippet var konsentrasjone av suspensjonen redusert med 97 % ved 50 m dyp. Dette betyr at avgangen synker relativt raskt.

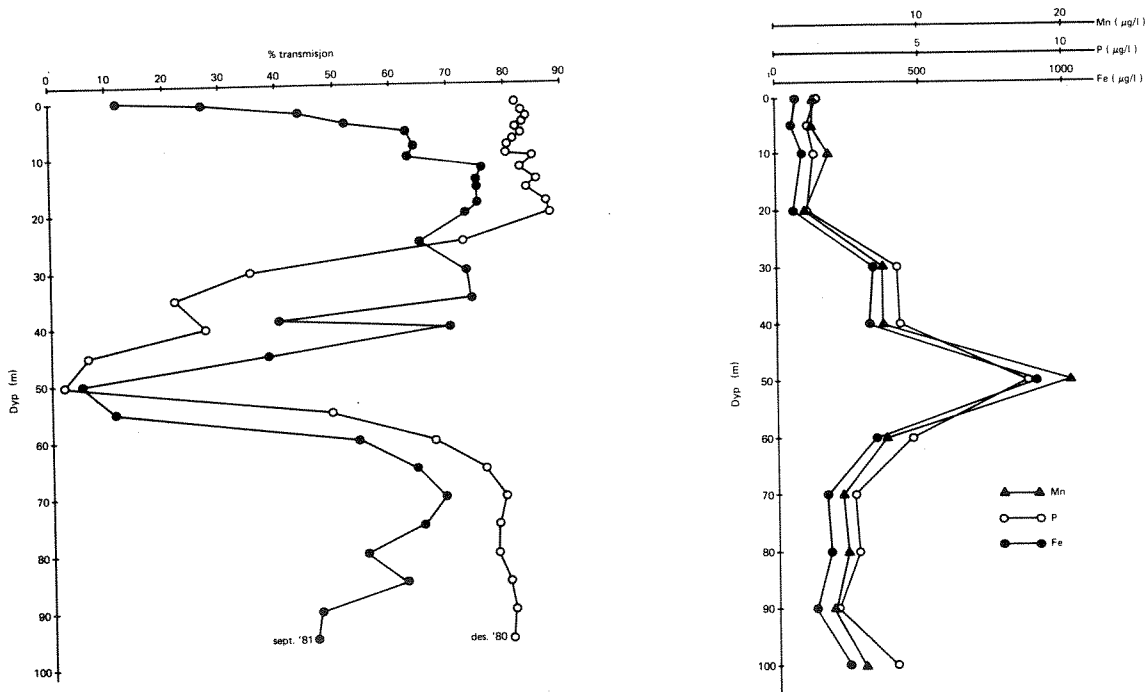


Fig. 14. Siktbarheten (transmisjon) og innholdet av partikulært mangan (Mn), fosfor (P) og jern (Fe) i vannet nær Rana Grubers dypvannsutslipp.

Det kan konkluderes med at:

- Vannmassene er betydelig forurenset av bly, sink og kadmium, innenfor et begrenset areal utenfor Bergverksselskapet Nord-Norge's oppredningsverk. Bly viste også noe forhøyet forekomst i øvrige deler av Nordrana.
- Indre del av Ranafjorden er forurenset av jern. Overflatevannet er påvirket av fint jernstøv i hele undersøkelsesområdet, mens dypvannet er påvirket lokalt av Rana Grubers dypvannsutslipp av avgang.



## 4.2 Bunnsedimenter

Partikulære utslipp sedimenterer hvis partiklene er store nok og strømhastighetene er relativt små. I Ranafjorden utgjøres de partikulære utslippene av avgang fra oppredningsvirksomhet. Mesteparten av avgangen er gråberg, mens en liten del er tungmetaller og andre forurensningskomponenter. Ved sedimentundersøkelsen i 1975-76 (Kirkerud et al. 1977) ble det lagt vekt på tungmetaller (kopper, bly, arsen, sink, krom, jern) og tjærestoffer (PAH). Fig. 15 viser en skjematisk fremstilling av forurensningen av bly, sink og kopper i overflatesedimentene i Ranafjorden. Det er tre konklusjoner som kan utledes av dette:

- Størst metallforurensning opptrer i nærområdet til bergverksselskapets oppredningsverk i Andfiskå.
- Grove sedimenter og lavt metallinnhold opptrer langs djupålen i Ranafjordens innerste deler. Dette skyldes at store mengder grove avgangspartikler (gråberg) avsettes i dette området. Til sine tider skjer det utrasninger som eroderer bunnen og finpartikulært materiale transporteres utover fjorden.
- Det oppvirvlede finpartikulære materialet har et høyere metallinnhold og avsettes i midtre deler av Ranafjorden og i Finneidfjorden.

En aldersdatering av en sedimentkjerne i Finneidfjorden viser at økningen av sink og bly startet like etter århundreskiftet (fig. 16). Dette sammenfaller i tid med oppstarting av gruvedrift i Ranafjordens nedbørfelt.

Foruten metaller opptrer tjærestoffer (PAH) i bunnsedimentene i Ranafjorden, som følge av utslipp både fra Koksverket og Jernverket. Nivåene av PAH er ikke spesielt høye, men viser likevel en klar kontaminering. De høyeste konsentrasjonene ble registrert i det grunne midtpartiet i Ranafjorden, hvor det også ble konstatert forhøyede metallkonsentrasjoner i sedimentene.

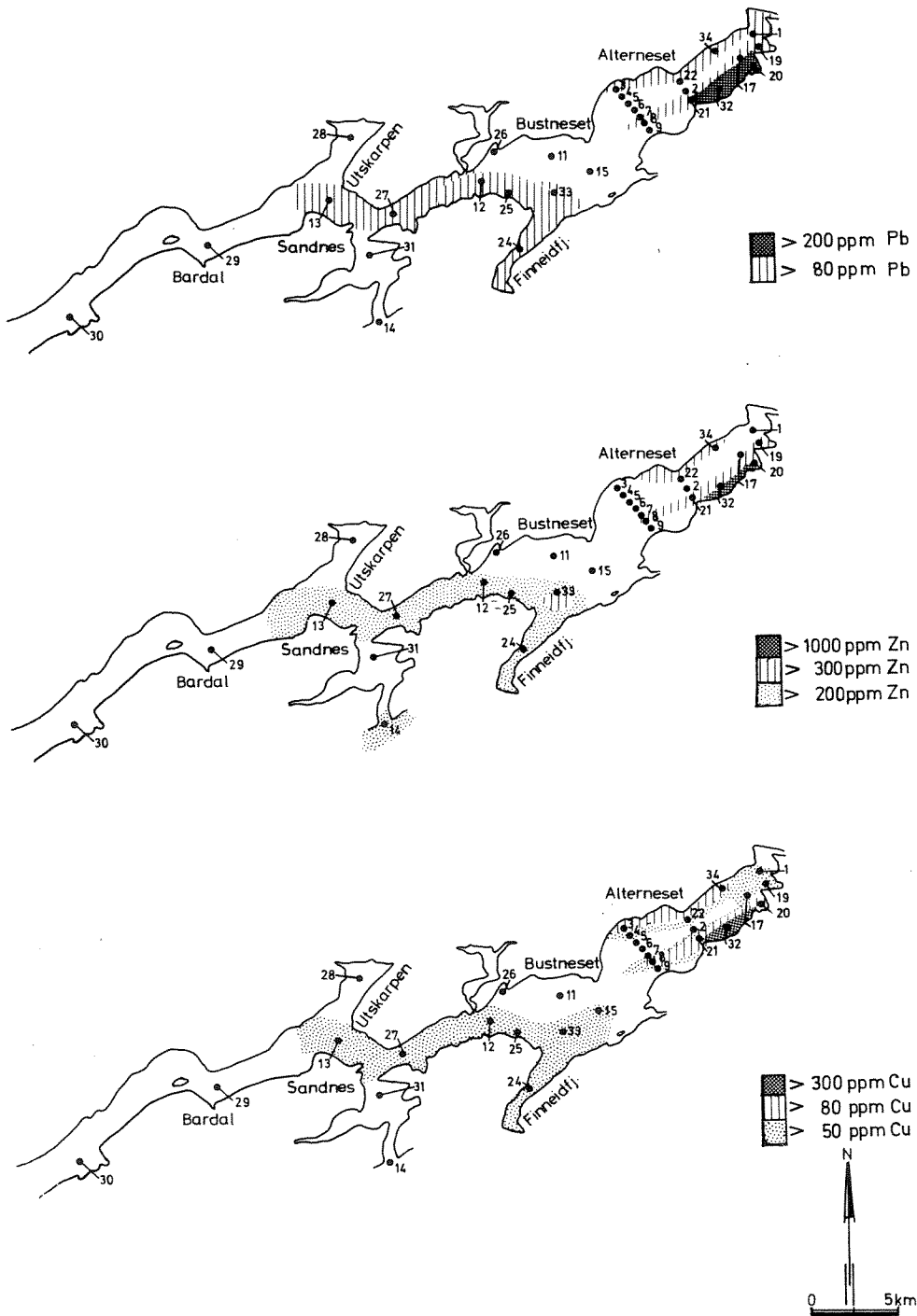


Fig. 15. Fordelingen av kopper (Cu), bly (Pb) og sink (Zn) i overflate-sedimentene i Ranafjorden (Kirkerud et al. 1977).

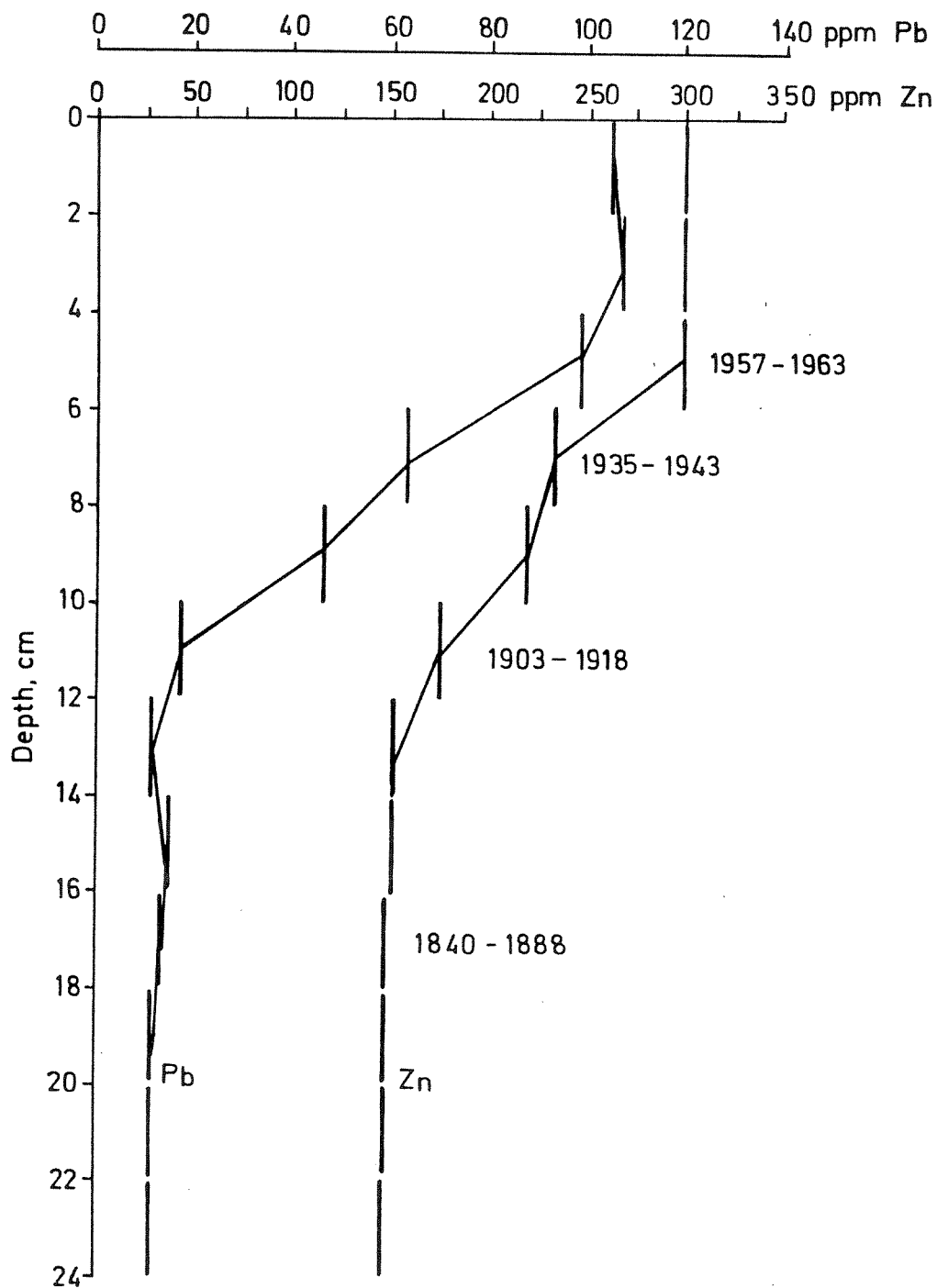


Fig. 16. Vertikalfordelingen av bly (Pb) og sink (Zn) i en sedimentprøve fra Finneidfjorden. Alderen er bestemt ved Pb-210 datering (Kirkerud et al. 1977).

Resultatene fra sedimentundersøkelsene i Ranafjorden kan derfor konkluderes med at:

- Metallforurensningen av bunnen er kraftig i nærheten av Bergverks-selskapet Nord-Norge's oppredningsverk, mens den er moderat ellers i fjorden.
- Forurensningen med PAH synes moderat, men det bør tilføyes at PAH-analyser ikke er gjort på prøver fra utslippsnære lokaliteter.

#### 4.3 Miljøgifter i organismer

Ved denne behandlingen deles fjorden i 4 deler (kfr. fig. 1):

Indre Nordrana: Området innenfor Alterneset-Haukneset (st. B2-B8).

Nordrana: Fra Alterneset-Haukneset til Langnesodden (st. B9-B12, B15, B16).

Sørfjorden: Fjordområdene sør for Hemnesberget (st. B13, B18)

Ytre Ranafjord: Fjorden fra Langnesodden til Sandnes (st. B14).

I tillegg refereres en prøve av PAH i blåskjell fra kysten (st. 17 ved Løkvik).

#### Arsen

Resultatene av arsenanalyser utført i 1975 (Kirkerud et al. 1977) og en rekeprøve fra 1984 er gjengitt i tabell 4.

Tabell 4. Arsen i organismer, mg/kg tørrvekt.

	Indre Nordrana	Nordrana	Sørfjorden
Grisetang	60	30 - 33	
Blæretang	60	32 - 37	16
Oskjell		2 - 3,5	
Blåskjell		5	
Reker (mars -84)		2,4	
Sei		1,5	
Torsk		1	
Ørret		2	

Innholdet i de to tangartene var svakt forhøyet i Nord-Rana, men lå ellers innenfor normalintervallet (Knutzen, 1985). Innholdet i blåskjell og oskjell ligger i samme område som i andre muslinger fra kysten av Skottland og Canada med gjennomsnitt/medianverdier på 4,5 - 7 mg/kg tørrvekt (omregnet etter Shepherd & Topping 1977, Le Blanc & Jackson 1973). Innholdet i reker er heller ikke høyere enn det som oppgis for reker og andre krepsdyr i de ovennevnte artikler. Arsen gir dermed ingen grunn til bekymring i Nordrana.

### Bly

Bly (Pb) ble analysert både i 1975 og 1980-81. Verdiene er nedenfor oppgitt som intervaller.

Tabell 5. Bly i organismer, mg/kg tørrvekt.

Art/år	Indre Nordrana	Midtre-Ytre Nordrana	Sørfjorden	Ytre Ranafjord	Øvre normalnivå
Grisetang 1975	154	<3	-	-	
1980-81	0,3 - 12	0,5 - 4,8	-	1,3 - 2,2	
Blæretang 1975	207	7 - 13	<3	-	10
1980-81	1,9 - 34	5,5 - 20	-	2,5	
Blåskjell 1975	-	45	-	-	10
1980-81	23 - 51	12	7	26	
Oskjell 1975	-	130 - 190	-	-	20
1980-81	-	47 - 79	-	16	

Sei, torsk og ørret fra Nordrana i 1975 inneholdt fra 0,4 - 0,7 mg Pb/kg tørrvekt.

Det går fram at Ranafjorden er påvirket av blyforurensning med konsentrasjoner i tang og skjell som i 1980-81 var opptil 2 - 5 ganger høyere enn høyt normalnivå. I 1975 ble det observert enda høyere konsentrasjoner. Fisk ser derimot ikke ut til å være påvirket. Konsentrasjonene i blåskjell

ligger opp imot det som kan representere en helserisiko ved konsum. Konstrasjonene kan synes betenkelig, men her er forholdet at hovedandelen av metaller (60-90 %) sannsynligvis befinner seg i tarmkanalen (Julshamn 1981). (tarmkanalen hos oskjell er det naturlig å fjerne før inntak spises, mot-satt blåskjell).

Kadmium, kobber, krom, kvikksølv og nikkel

Disse metallene viste ingen betydelig anrikning innerst i fjorden sammen-lignet med ytterst. Data fra alle stasjonene er derfor trukket sammen og oppgitt som median og variasjonsbredde.

Tabell 6. Kadmium, kobber, krom, kvikksølv og nikkel i organismer, mg/kg tørrvekt.

Art/år	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni
Grisetang 1975	<3	24	-	0,025	-
		20-81		0,017-0,033	
1980-81	0,4	14	1,3	0,02	2,8
	0,03-0,8	4-39	0,1-2,5	0,01-0,04	1,3-10,4
Blæretang 1975	6	16	-	0,021	-
	5-7	14-32		0,010-0,026	
1980-81	1,0	12	2,3	0,01	8,8
	0,1-1,8	0,4-18	1,0-5,8	<0,01-0,06	5,8-13
Blåskjell 1975	2	15	-	0,7	-
	0,8	12	0,5	0,05	2,3
1980-81	0,3-1,7	8-35	<0,2-2,6	0,01-0,09	1,3-3,9
Oskjell 1975	8	38	-	1,3	-
	6-10	33-42		1,1-1,4	
1980-81	10	34	0,5	0,09	3,9
	6,3-15	18-45	<0,2-1,2	0,06-0,20	1,5-4,2
Fisk (3 arter) 1975	<0,5	1,3	-	1,0 <sup>*)</sup>	-
		0,6-2		0,9-1,2	

<sup>\*)</sup> Merk at dette gjelder tørrvekt. Våtvektbaserte verdier vil ligge på ca 0,2 mg/kg.

Konsentrasjonene av disse metallene i organismer ligger innenfor det som må betraktes som normalt, selv om enkelte prøver fra 1975 faller utenfor. Det synes ikke å være grunn til bekymring for disse metallene i Ranafjorden når det gjelder konsum av sjøprodukter.

### Sink

Resultatene av sink-analysene i 1975, 1980 og 1981 er fremstilt i tabellen nedenfor.

Tabell 7. Sink i organismer, mg/kg tørrvekt.

Art/år	Indre Nordrana	Nordrana	Sørfjorden	Ytre Ranafjord
Grisetang				
1975	1140	380-500	-	-
1980-81	165-350	108-289	-	212
Blæretang				
1975	1100	435-500	280	
1980-81	145-480	250-290	235	100
Blåskjell				
1975	-	270	-	-
1980-81	296-432	217	249	140
Oskjell				
1975	-	460-1670	-	-
1980	-	727-1675	-	367
Fisk 1975		25-35		

Det ekstremt høye innholdet i tang ved Andfiskå fra 1975 ble ikke bekreftet i 1980 og 1981. Verdiene i Nordrana og Sørfjorden var allikevel høyere enn i Ytre Ranafjord og sammenlignet med ubelastede eller bare diffust belastede områder var de ca. 1,5-3 ganger over normalnivået. Sinkinnholdet i fisk var normalt.

### Tjærestoffer (PAH)

Hovedresultatene er vist i tabell 8 og figurene 17-18, samt i vedlegg 1 (PAH i fisk og reker fra Ranafjorden).

Tabell 8. PAH i fisk og reker fra Indre Nordrana, µg/kg våtvekt  
(Jfr. Vedlegg 1).

Art	Tidspunkt	Sum PAH	benzo(a)pyren
Torsk	sept. 1981	20-50	<1
Torsk	mars 1984	8	<1
Hyse	" "	8-17	ca. 0,2
Reker (urenset)	sept. 1981	80	1,8
Reker (renset)	mars 1984	143	9

#### Risiko ved konsum

Verdens Helseorganisasjon har anbefalt et maksimalnivå av PAH benzo(a)pyren i drikkevann på 0,01 µg/l (se WHO 1984). Norske helsemyndigheter følger i slike tilfeller som regel retningslinjene fra WHO.

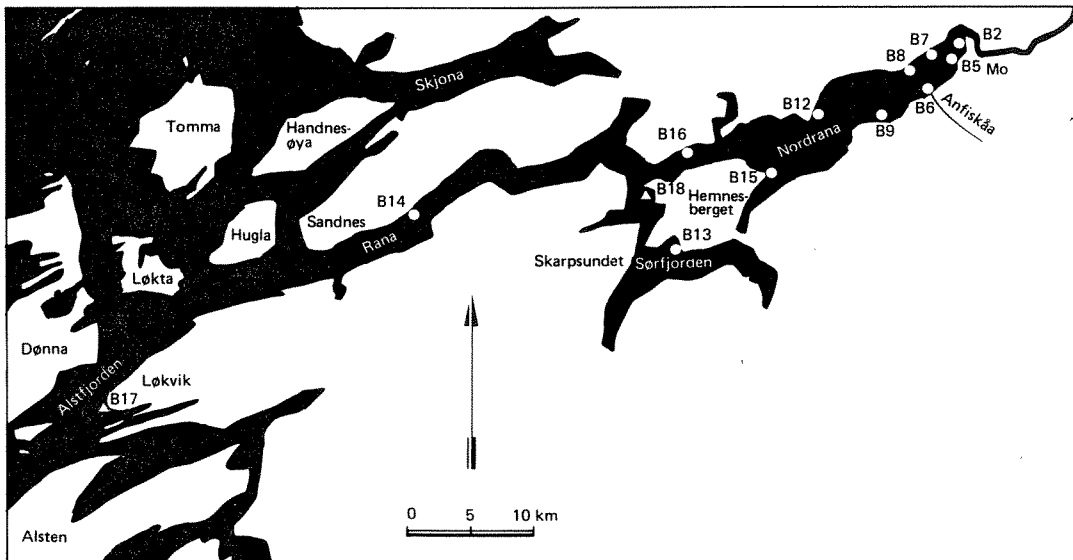
0,01 µg/l må antas å være et nivå som kan opptre i en del utsatte norske vannkilder, uten at det foreløpig foreligger publiserte data om dette.

Antas et menneske å drikke 2,5 l vann (væske) om dagen, vil et nivå på 0,01 µg/l tilsvare en årtdose på omkring 10 µg benzo(a)pyren - B(a)P.

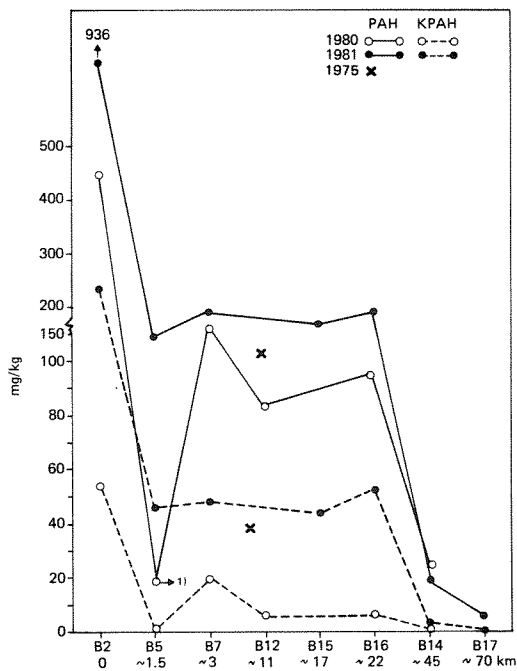
Vanlige næringsmidler inneholder ikke sjelden opp mot 1-2 µg B(a)P/kg tørrvekt (i mange vanlige former for mat betydelig mer (ref. i Lo & Sandi 1978). Antas videre et matkonsum pr. dag på 1/4- 1/2 kg tørrvekt, fås et anslagsvis årlig PAH-inntak B(a)P via mat på i størrelsesorden 200 µg. Det understrekes at dette er et usikkert regnestykke, især fordi en del av data-materialet stammer fra eldre undersøkelser av PAH i mat.

Spiser man en porsjon blåskjell (50 g tørrvekt) fra Nordrana, risikeres en B(a)P-dose på omkring 2-300 µg PAH, det vil si omtrent det samme som en vanlig årtdose. Enda verre blir situasjonen hvis man også inkluderer i betraktningen de øvrige PAH-forbindelser med potensielt kraftfremkallende egenskaper.

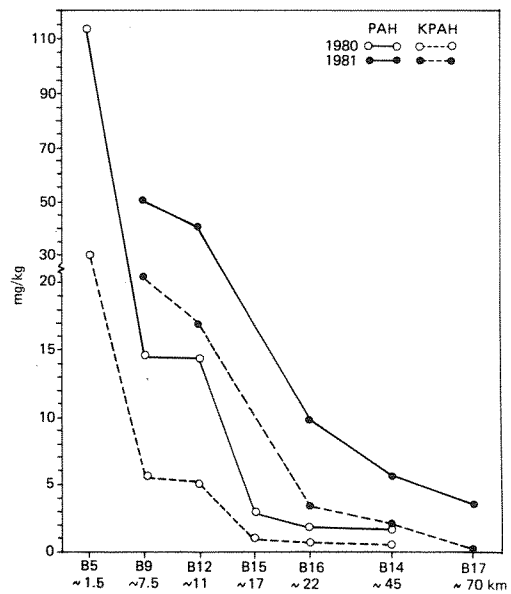




### Blåskjell



### Oskjell



1) Mulig feilanalyse eller ombytting av prøver.

Fig. 17. PAH i blåskjell og oskjell som funksjon av avstanden fra utslippsområdet, mg/kg tørrvekt. Kartet ovenfor viser hvor prøvene er tatt (KPAH er sum av potensielt kreftfremkallende PAH).

I Vest-Tyskland er det satt en grense for innholdet av benzo(a)pyren på 1 µg/kg våtvekt. Så vidt vites, har ikke Verdens Helseorganisasjon eller helsemyndigheter i andre land anbefalt bestemte maksimalgrenser for PAH i mat. Det er heller ikke hos mennesker konstatert noen sikker sammenheng mellom f.eks. hyppighet av mavekreft og bruk av mat med høyere PAH-innhold enn normalt.

Som høyt kan en regne innholdet i røkt fisk. Et større materiale fra England (Connell et al. 1981) viste maksimalverdier av benzo(a)pyren på 14,3 µg/kg våtvekt i røkt torsk og 30,3 µg/kg våtvekt i røkt sild. Blåskjell fra Nordrana hadde et innhold av benzo(a)pyren på ca. 1 mg/kg våtvekt, altså ca. 30 ganger disse maksimalverdier fra røkt fisk. Konsum av blåskjell fra Ranafjorden må derfor betraktes som risikofyllt (Kfr. Uttalelser fra Statens institutt for folkehelse vedrørende tilsvarende problemer ved Hommelvik og i Frierfjorden (Holme 1984)).

Foruten risiko for mennesket, skal det nevnes at blåskjell utgjør en hoveddel av næringen for ærfugl, og at Ranafjorden er en viktig overvintringsplass for denne fuglearten. Mulige skader på ærfugl er således aktuelt å undersøke.

Fisk og reker (tabell 8) hadde langt lavere innhold av PAH enn blåskjell og oskjell (fig. 17). Sammenlignet med engelske undersøkelser (Connell et al. 1981) var innholdet av benzo(a)pyren i fisken i underkant av området for røkt torsk, og lavere enn den Vest-tyske grensen på 1 µg/kg våtvekt. Innholdet i reker var høyere enn den sistnevnte grensen, men innenfor det som er funnet i røkt fisk. Resultatene tyder ikke på at det skulle innebære noen risiko å spise fisken eller rekene, men dette må vurderes nærmere av helsemyndighetene.

### Spredning

Om en ser bort fra ekstremverdiene på st. 2 som ligger ved koksverk-kaien, og en avvikende verdi, viser blåskjellprøvene nokså jevnt og sterkt forhøyet nivå i hele Nordrana, så langt ut som til Hemnes.

Sammenlignet med det man kan observere i skjell fra bare diffust belastede vannforekomster (Knutzen og Sortland 1982), representerer disse verdiene overkonsentrasjoner på ca. 200 ganger.

Fra Hemnes og utover synker PAH-innholdet i blåskjell raskt, men er allikevel ca 20-25 ganger "bakgrunnsnivået" ved st. 14, som ligger et stykke ut i Ytre Ranafjorden (5 mil fra Mo).

At PAH-utslipp kan ha langtrekkende innflytelse på vannkvaliteten, er en vanlig erfaring fra fjorder med stor belastning og tilsvarende fortynnings- og vannutskiftningsforhold som i Ranafjorden (se f.eks. Haugen og medarb. 1981, Knutzen 1982).

I motsetning til blåskjell, som representerer forholdene i brakkvannslaget, viser oskjell - som lever noe dypere - sterkt synkende konsentrasjoner fra Mo til Hemnes. Absoluttverdiene er også betydelig lavere enn i blåskjell.

En slik forskjell mellom PAH-innholdet i blåskjell og oskjell kan forklares ut fra sjiktning og vannbevegelse om en antar at:

- 1: Utslippene av PAH primærfortynnes og innlagres i brakkvannsjiktet som raskt beveger seg ut fjorden.
- 2: Belastningen av de underliggende vannlag skjer ved sedimentering som er raskest nær utslippet (større, sedimenterbare partikler), men langsommere videre utover fjorden.

I oskjell lå andelen av potensielt kreftfremkallende forbindelser begge år på ca 30-40%. Unntatt er igjen skjell fra stasjon B17 lengst unna, hvilket kan antyde enten en selektiv nedbrytning/sedimentering eller helst at kilden for PAH her i hovedsaken er en annen enn industrien i Mo.

Bortsett fra den forholdsmessig lave konsentrasjon av KPAH (kreftfremkallende PAH) i både blåskjell og oskjell på st. B17, var det ingen bestemt tendens til at andelen av kreftfremkallende PAH-forbindelser sank eller steg med økende avstand fra utslippene.

#### Indikatorarter for PAH

Av sammenligning mellom ulike arters PAH-innhold på samme lokalitet (fig. 18) ses at blåskjell med ett unntak inneholder høyere konsentrasjoner enn de andre artene. (Og dette unntaket beror som nevnt sannsynligvis på en feil).

Det markerte innholdet av PAH i blæretang langt utover i fjorden bekrefter at også tang kan benyttes som indikator på PAH-forurensning, hvis muslinger ikke skulle være tilgjengelig. Dette er tidligere vist ved undersøkelser i Vefsnfjorden (Haguen og medarb. 1981) og ved Lista (Knutzen 1983). Ulempene med å bruke alger er at det ikke er undersøkt i hvilken grad innholdet skyldes egentlig inntak, og ikke bare adsorpsjon til overflaten av PAH-holdige partikler, dessuten at det synes å bli en underrepresentasjon av bl.a. de kreftfremkallende forbindelsene. Det ses også av fig. 11 at svamp muligens er en brukbar indikatorgruppe; derimot ikke sjøstjerner.

De ulike indikatoregenskapene til forskjellige arter og grupper skyldes i hovedsaken ulik evne til å omsette og/eller utskille PAH. Hos muslinger er denne evne generelt sett lite eller ikke utviklet (Neff 1979). Heller ikke hos alger er det påvist evne til biokjemisk omsetning av PAH (Neff 1979).

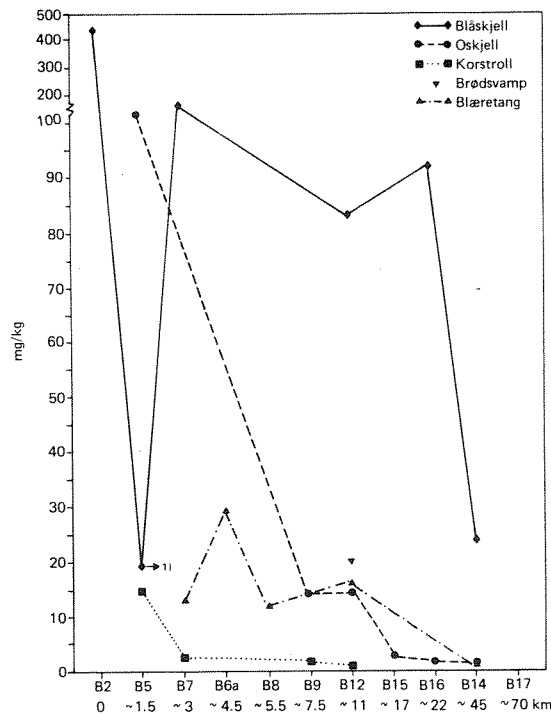


Fig. 18. Sammenligning av PAH-konsentrasjonene i blåskjell, oskjell, korstroll (sjøstjerne) og blæretang fra Ranafjorden 1980, mg/kg tørrvekt.

1) Mulig feilanalyse eller ombytting av prøver.

## 5. BIOLOGI

Sammen med observasjonene av bløtbunnfauna (delrapport V) har gruntvannsundersøkelsene (delrapport IV) tatt sikte på:

- å gi beskrivelse av hovedtrekkene i sammensetningen av plante- og dyresamfunn knyttet til bunnen
- og ved dette å bedømme i hvilken grad, og hvor langt ut det kunne spores forurensningseffekter på plante- og dyreliv.

### 5.1 Plante- og dyresamfunnet på grunt vann

Marine samfunn viser jevnt over en naturbettinget reduksjon i artsrikdom fra ytterst til innerst i fjorder. Bakgrunnen for dette er et kompleks av årsaker, hvorav de viktigste er ferskvannspåvirkning og ellevannspartikler, mindre lys og dårligere produksjonsforhold for fastsittende alger, samt nedslamming av både organismer og deres voksested. Det kan også nevnes isskurings innflytelse på fjærebeltets organismer, samt generelt mindre vannbevegelse og dermed forholdsmessig redusert tilførsel av næring. Eventuelle forurensningseffekter i form av arters endrede forekomst eller sunnhetstilstand (her bare bedømt etter størrelse og utseende) må mao. vurderes ut fra det man kan forvente å finne på observasjonsstedene, med sine naturgitte fysiske/kjemiske livsbetingelser.

I denne forbindelse kommer det også inn naturbettingede svingninger i de forskjellige planters og dyrs forekomst fra år til år.

Vår viten om alle disse naturlige faktorers rolle, og om organismenes reaksjon på forskjellige påkjenninger (utslipp o.a.), er foreløpig utilstrekkelig til å spore annet enn forholdsvis markerte utslag av forurensninger på bestands- og samfunnsnivå.

Undersøkelsene av gruntvannsamfunnet er på de fleste stasjoner gjennomført ved dykking og omfatter i prinsippet området fra øvre til nedre grense for vekst av fastsittende alger, i praksis ned til 10-30 meters dyp. Ved observasjonene er det gjort en skjønsmessig bedømmelse av mengdemessig forekomst. Imidlertid var målet mest å få med de makroskopiske livsformer som utgjorde hovedbestanddelen av organismesamfunnene. Små og/eller sparsomt

forekommende arter er derfor underrepresentert i registreringene. Ved bearbeidelse av materialet er konklusjonene dels basert på skjønnsmessig bedømmelse av samfunnenes sammensetning. For algenes vedkommende er det i tillegg benyttet forholdet mellom antallet av arter innen gruppene rødalger, brunalger, grønnalger (Bokn 1979) og en forurensningsindeks etter Iversen (1981):

$$F = \frac{a_1 r_1 + a_2 r_2 + \dots + a_n r_n}{n}$$

der a = subjektivt anslag for midlere forekomst (gradert fra 1 til 3)

r = reaksjonsindekser for vedkommende art (delrapport IV)

n = antall benyttede indikatorarter på den enkelte stasjon.

### Artsantall og utbredelse av alger

Artsantallet av rødalger, brunalger og grønnalger og den prosentvise fordelingen mellom de tre gruppene er vist i figur 19. Det kan konstateres at artsantallet (som vanlig er i fjorder) synker markert mot fjordbunnen. Mens det ble observert et 60-talls arter på de to ytterste stasjonene, var antallet omkring 40 midtfjords (st. B15 Holmgalten - st. B9 Bjørnbærvika), synkende til omkring 25 innenfor Raudberget (st. B7) - Andfiskåa (st. B6). Samtidig endres samfunnets sammensetning fra en %-vis fordeling rødalger : brunalger : grønnalger på ca 45-50 : 30-35 : 15-20 på stasjonene på strekningen B14-B9 til ca 10 : 30 : 60 på innerste stasjon.

I fig. 20 er fremstilt utbredelsen av en del algearter som enten har hatt hyppig eller forholdsmessig vanlig forekomst på i hvert fall noen av lokalitetene. Det ses at de fleste av de vanlig forekommende artene har en innergrense minst så langt inn som st. B9. Dette betyr bl.a. at økningen i antall arter fra det midtre til det ytre området i stor grad skyldes arter som opptrer bare sporadisk eller sjelden.

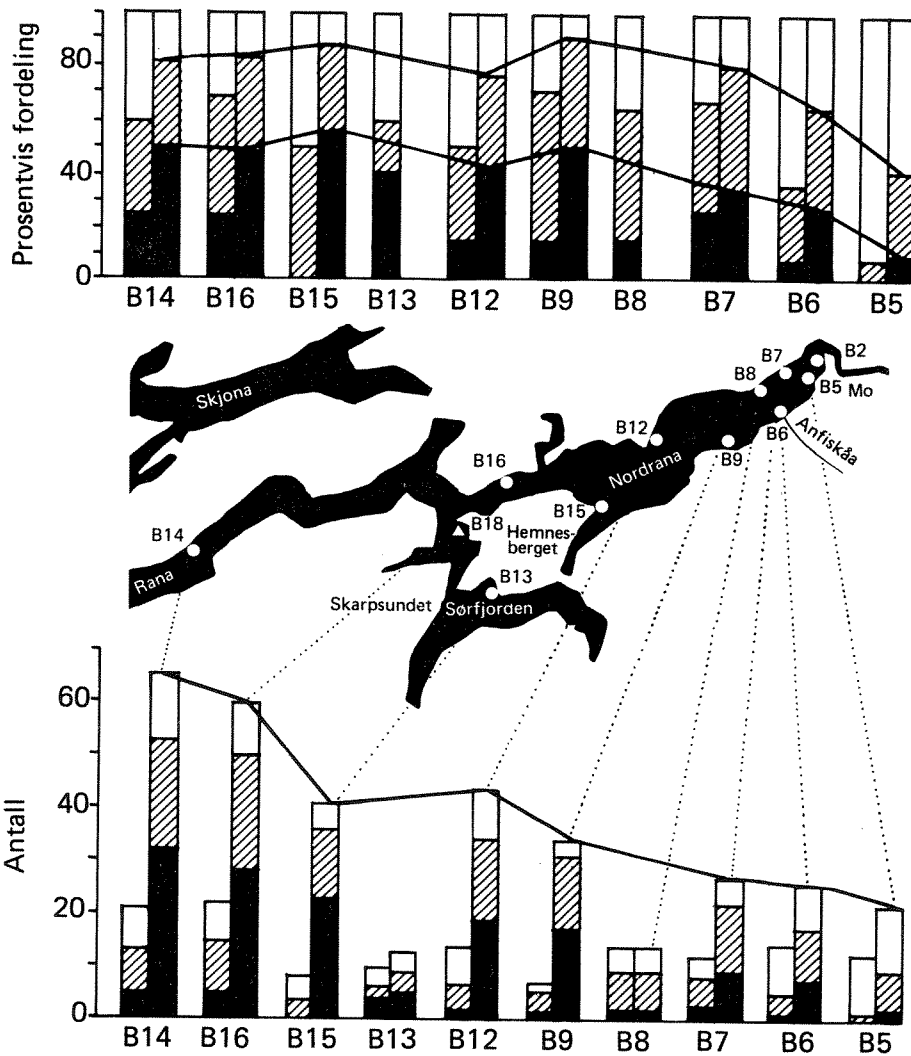
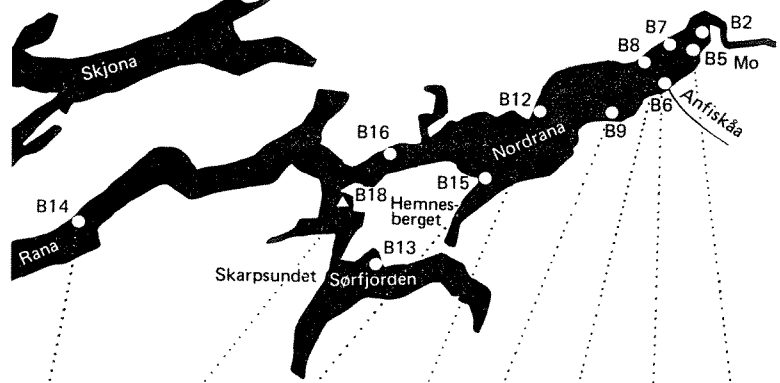


Fig. 19. Antall benthosalger registrert i forskjellige deler av Ranafjorden 1980-81 fordelt på rødalger ■, brunalger ▨ og grønalger □. (Fjærestasjoner: B13 (delvis dykking) og B8). Kolonnene til venstre representerer 0-2 m. De øvrige kolonner representerer alle observerte arter.



- Dumontia incrassata*
- Ascophyllum nodosum* (grisetang)
- Desmarestia aculeata* (kjerringhår)
- Fucus serratus* (sagtang)
- Laminaria digitata* (fingertare)
- Laminaria saccharina* (sukkertare)
- Pilayella littoralis* (perlesli)
- Stictyosiphon tortilis*
- Acrosiphonia centralis*
- Blidingia minima*
- Cladophora rupestris* (grønndusk)
- Enteromorpha intestinalis* gr.  
(tarmgrønske)
- Rhizoclonium riparium*
- Ulothrix* cf. *flacca*
- Ulvaria obscura* var. *blyttii*
- Antithamnion boreale*
- Furcellaria lumbricalis* (svartkluft)
- Phycodryis rubens* (eikeving)
- Phyllophora truncata*
- Polysiphonia urceolata*
- Elachista fucicola*
- Ectocarpus* cf. *siliculosus*
- Fucus vesiculosus* (blæretang)
- Laminaria hyperborea* (stortare)
- Delesseria sanguinea* (fagerving)
- Hildenbrandia rubra* (fjæreblod)
- Rhodomela confervoides*
- Bonnemaisonia hamifera*
- Ceramium rubrum* (rekeklo)
- Euthora cristata*
- Odonthalia dentata*
- Turnerella pennyii*
- Chorda filum* (vanlig martaum)
- Desmarestia viridis*
- Dilsea carnososa* (kjøttblad)
- Ptilota plumosa* (draugfjer)
- Polysiphonia nigrescens*
- Membranoptera alata*
- Palmaria palmata* (søl)
- Pelvetia canaliculata* (sautang)

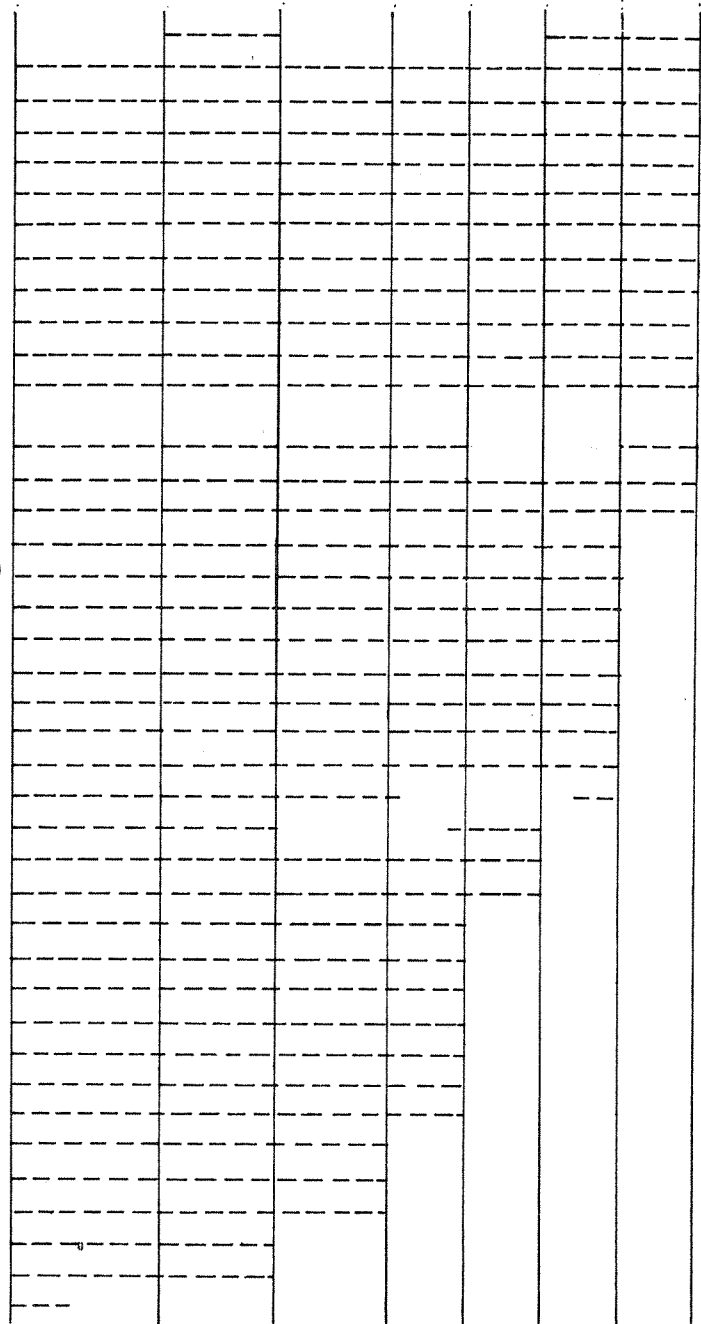


Fig. 20. Innergrense og omtrentlig utbredelse av utvalgte vanlige alger i Ranafjorden 1980-81.



### Antall og utbredelse av dyrearter

Også for dyrs vedkommende reduseres artsantallet sterkt innover fjorden (fig. 21 og 22). Det må understrekes at materialet ikke på noen måte er tilstrekkelig for å angi de egentlige utbredelsesgrenser. Fig. 22 tjener mest til å vise hvordan enkelte forurensnings- og/eller ferskvannstolerante arter forekommer selv under de ugunstige forholdene på st. B2, mens de fleste dyr ikke finnes lenger inn enn st. B5 og enkelte andre neppe opptrer annet enn sporadisk innenfor st. B12. Imidlertid ble både sjøstjernen Henricia sanguinolenta og sjøpungen Ciona intestinalis funnet lenger inn i 1975 enn i 1980-81. Forøvrig er flere arters innergrense flyttet innover jevnført med observasjonene forrige gang (sammenlign Kirkerud et al. 1977).

Man kan forøvrig merke seg det nesten fullstendige fravær av kråkeboller (sjøpinnsvin) på de observerte stasjoner. Dette har en viss generell interesse i relasjon til den sjøpinnsvininvasjon som forekommer i en del andre fjorder og kystområder.

### Forurensningseffekter

Forurensningenes utslag på algebestandene er dels forsøkt belyst ved den omtalte forurensningsindeks. Resultatet av beregningene fremgår av fig. 23. Det ses at man får et klart utslag på st. B5, med en betydelig høyere indeksverdi enn på noen av de andre stasjonene. Samfunnene på B6 og B7 gir også indeksverdier som antyder utslag av forurensningsvirkning, men disse er moderate og av mer tvilsom utsagnskraft. At resultatene vurderes slik for disse stasjoner, skyldes bl.a. at indeksen også gir utslag på st. B12, som ligger betydelig lenger fra forurensningskildene; dessuten at indeksen i det hele ikke reflekterer særlige forskjeller mellom stasjonene utenfor st. B9.

Bedømt etter artsantall og samfunnenes sammensetning ses av fig. 19 at særlig stasjonene, B5 og B6, delvis også B7, skiller seg ut. Alle tre stasjonene har lavt artsantall, B5 og B6 dessuten en høy prosentvis andel av grønnalger og tilsvarende reduksjon av rødalgenes andel.

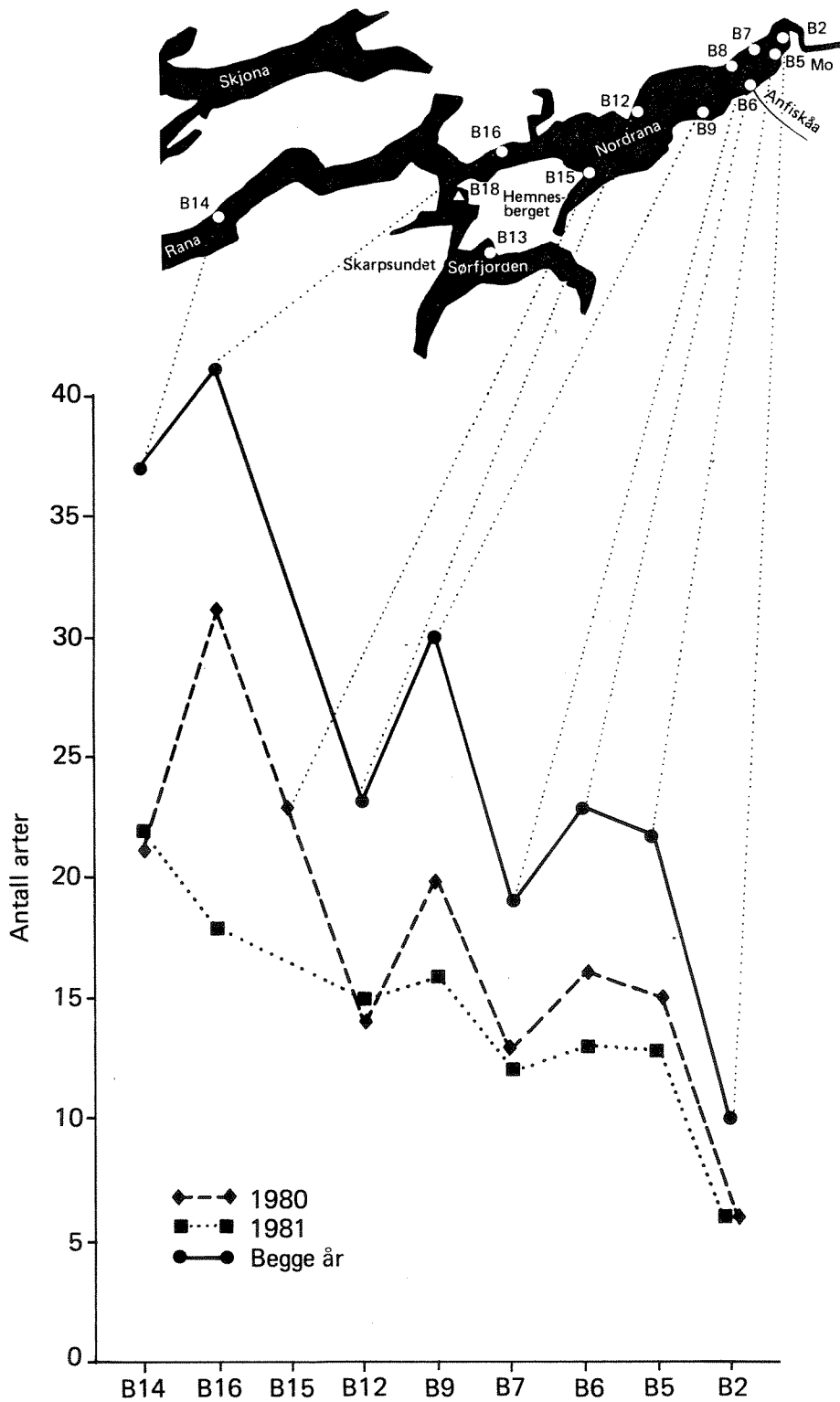


Fig. 21. Antall arter av dyr på stasjonene i Ranafjorden 1980, 1981 og begge år sammenlagt.

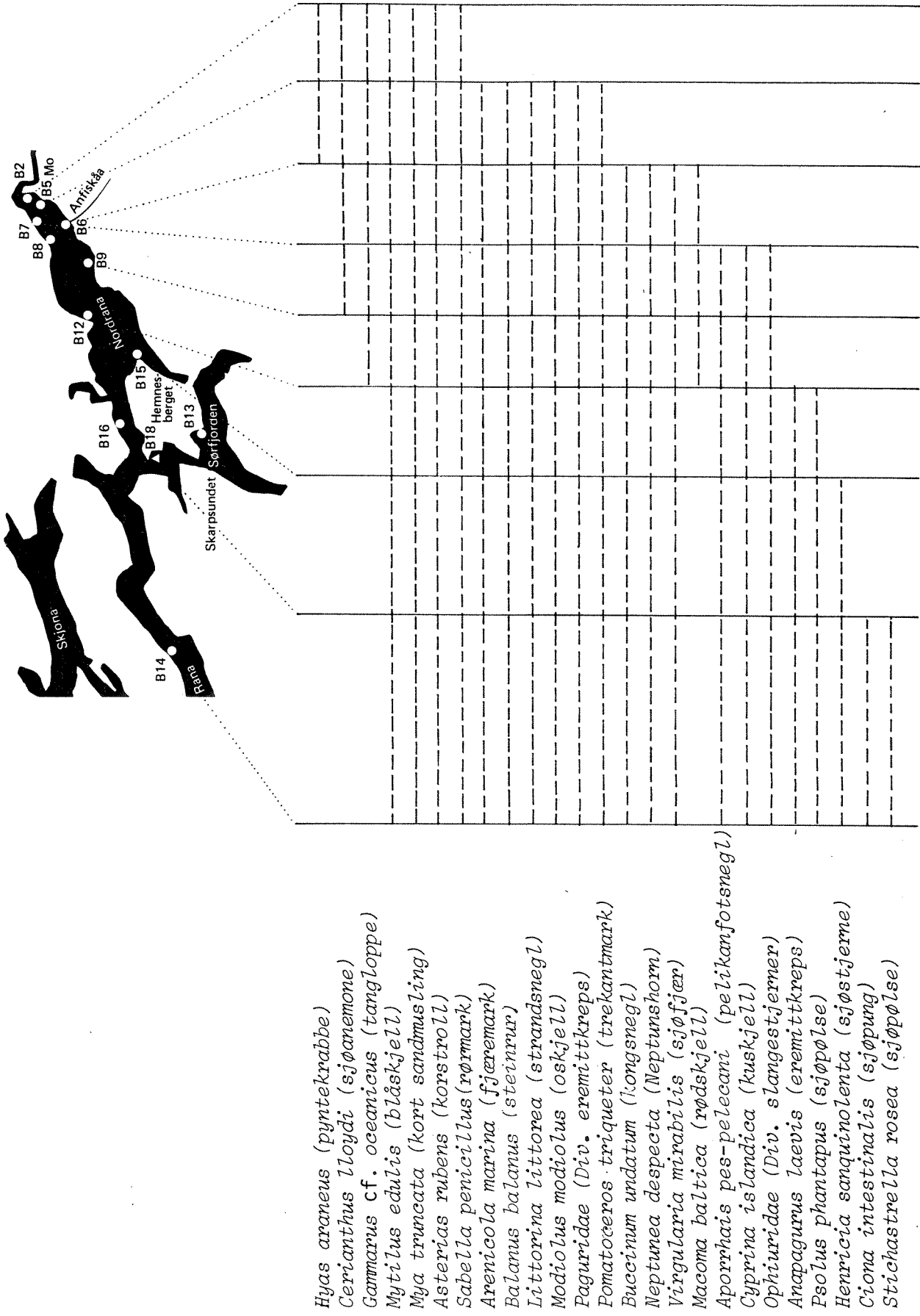


Fig. 22. Utbredelse av utvalgte vanlige arter av dyr i Ranafjorden 1980-81.

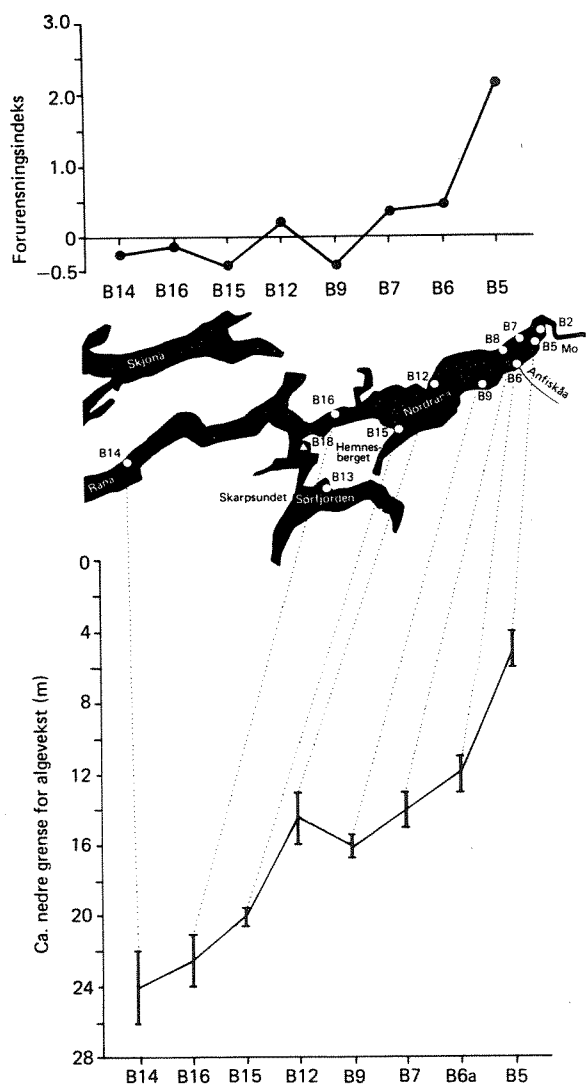


Fig. 23. Forurensningsindeks basert på alger (se tekst) og ca. nedre grense for vekst av fastsittende alger observert i Ranafjorden 1980 og 1981.

I følge Bokn (1979) er den vanlige prosentfordelingen mellom rødalger, brunalger og grønnalger på uforurensede steder, som ikke er alt for ferskvannspreget, ca  $45 \pm 10$  :  $35 \pm 10$  :  $15 \pm 5$ . Mens algesamfunnene utenfor Moholmen og ved Andfiskåa viste betydelig avvik fra dette, var fordelingen ved Rauberget innenfor de angitte variasjonsgrenser. Det gjelder også alle øvrige dykkerstasjoner. Det kan tilføyes at forholdene ved Moholmen, med bl.a. fravær av blæretang og meget redusert forekomst av grisetang, bekrefter erfaringer fra flere andre overgjødslende områder i Norge og andre land. Under slike forhold vil ofte ettårige grønnalger utkonkurrere de større tangartene.

Også med hensyn til nedre grense for vekst av fastsittende alger (fig. 23) var det st. B5 som var markert forskjellig fra de øvrige, dernest stasjonene B6 og B7.

I tillegg til det som her er nevnt, kan masseforekomsten av trådformede grønnalger sammen med blågrønnalger i fjæra på st. B8 tyde på god tilgang av næringsalter.

På tross av en del usikkerhet er det rimelig god overensstemmelse mellom konklusjonene man kommer til ved noe forskjellige synsvinkler. Som en oppsummering kan derfor følgende sies om forurensningssituasjonen med hensyn til virkning på marine organismsamfunn:

- Området nord for Toraneskaia var sterkt forurensningspreget, med sannsynlige direkte giftvirkninger av utlipp, samt betydelige effekter av høyt partikkelinnhold i vannet og nedslamming.
- Organismesamfunnene utenfor Mo (representert av Moholmen) var dels redusert som følge av nedslamming. Fjærebeltets algesamfunn var også tydelig influert av gjødsling fra kommunale utslipp, i tillegg til den rikelige tilførsel av nitrogen i form av ammonium i avløpsvann fra Koksverket.
- I de øvrige deler av Indre Nordrana ble det funnet usikre indikasjoner på overgjødsling (st. B8, B7) og påkjenning fra det deponerte opprenningsavfall ved st. B6.

- Ellers ble det ikke registrert sikre skader på marint dyre- og planteliv. Fravær av påviste skader utelukker likevel ikke at en forringelse av marine samfunn også kan ha skjedd i de øvrige deler av Nordrana, men mangelen på opplysninger om førtilstanden og generelle kunnskapsbegrensninger gjør at vurderinger av disse forhold bare kan bli spekulative.

## 5.2 Bløtbunnfauna

På og i bløtbunnen lever det en mengde smådyr som ernærer seg av det organiske materialet som tilføres fra de overliggende vannmassene. Denne faunaen kan indikere hvordan miljøforholdene er på bunnen. Hvilke arter som fins, artenes innbyrdes mengde og individtettheten bestemmes i stor grad av faktorer som: næringstilgang, sedimentets beskaffenhet, type av sedimenterende organisk materiale, oksygeninnholdet over og under sedimentoverflaten, temperatur, miljøgifter, nedslamming og andre forstyrrelser.

Normale, balanserte samfunn opptrer når stabile, naturgitte betingelser rå, og fysiske og kjemiske faktorer (f.eks. oksygenkonsentrasjon, saltholdighet, grumsing) ikke er ekstreme. Forurensningspåvirkninger og andre forstyrrelser med kort tidsskala kan føre til avvikende arts- og individ sammensetning i faunasamfunnet. Fordi marine bløtbunnsamfunn normalt er artsrike og likeartede over store områder, er det lett å oppdage uregelmessigheter i dem. Derfor er de velegnet som indikatorsamfunn ved bedømmelse av forurensningstype og -grad.

### Likhet i faunaen fra stasjon til stasjon

Tydelige forskjeller i faunaen innenfor et fjordområde kan tyde på ulike miljøforhold eller lokal forurensning. Omvendt tyder en ensartet fauna på jevne forhold i hele området.

Det er beregnet likhetsindekser for alle par av stasjoner (a, b). Indeksen (PS) er lik summen av artenes (1 til S) prosentandel ( $P_i$ ) av stasjonens totale individantall på den av de to stasjonene der  $P_i$  er minst.

$$PS = \sum_{i=1}^S \min (P_{ai}, P_{bi}) \quad (\text{Renkonen 1938})$$

Ved total likhet er indeksen lik 100. Ved total ulikhet er den lik 0.

Ved beregningen av indeksen er det bare tatt hensyn til de 21 vanligste artene i materialet. Vanlig er her definert som arter som hadde minst 10 individer på minst en av stasjonene (tabell 9, s. 54).

I Nordrana fantes tre grupper av stasjoner med høy innbyrdes likhet ( $PS > 55$ ) i faunaen. Stasjonene som ikke hørte til samme gruppe hadde lavere innbyrdes likhet enn stasjonene innenfor gruppene. Et forenklet kart med utbredelsen av de tre gruppene er vist på fig. 24. Det var en viss overlapping av gruppene, men av hensyn til klarheten i figuren er overlappingene ikke vist. Full regelmessighet var det ikke. I gruppe I hadde stasjonene 1 og 3 lav likhet. Stasjon 10 lot seg ikke gruppere, men hadde mest likhet med stasjonene 6, 8 og 11.

Til tross for at de tre gruppene ellers var tydelige, var forskjellen mellom dem ikke store. Det var således en viss ensartethet i faunaen over hele Nordrana.

#### Faunaens artssammensetning

Hvilke arter som er de vanligste på en lokalitet er blant annet avhengig av miljøforholdene. Tabell 9 viser de vanligste artenes individantall i prøvene. Rangering av de vanligste artene innenfor hver stasjon med hensyn til individantall er gjort i tabell 10.

På stasjonene i gruppe I (1, 2, 3 og 13) dominerte børstemarken Chaetozone setosa og muslingen Thyasira sarsi. Disse artene er kjent for å kunne oppetre tallrikt i moderat forurensete områder. Chaetozone setosa kan imidlertid være vanlig i uforurensete områder også. Muslingen Thyasira equalis manglet nesten helt på stasjonene i gruppe I, men var, sammen med Chaetozone setosa, den dominerende art ellers i Nordrana. Karakteristisk for stasjon 1 var de høye antallene av anthozoen Edwardsia andresi og børstemarkene Heteromastus filiformis og Cossura longocirrata.

På stasjonene i gruppe II dominerte Thyasira equalis (stasjonene 6, 7 og 8) og Chaetozone setosa (6 og 8). Andre karakteristiske arter i denne gruppen av stasjoner var anthozoene Edwardsia andresi (6, 7 og 8) og Paraedwardsia arenaria (8), muslingen Thyasira sarsi, og børstemarkene Paramphinome jeffreysii og Cossura longocirrata.

Stasjonene i gruppe III var dominert av Thyasira equalis og Chaetozone setosa, mens Thyasira sarsi nesten helt manglet. Børstemarken Prionospio cirrifera var tredje eller fjerde vanligste arte på de fleste av stasjonene i denne gruppen. På stasjonene 4, 5 og 9 var børstemarken Myriochele sp. nest vanligste art.

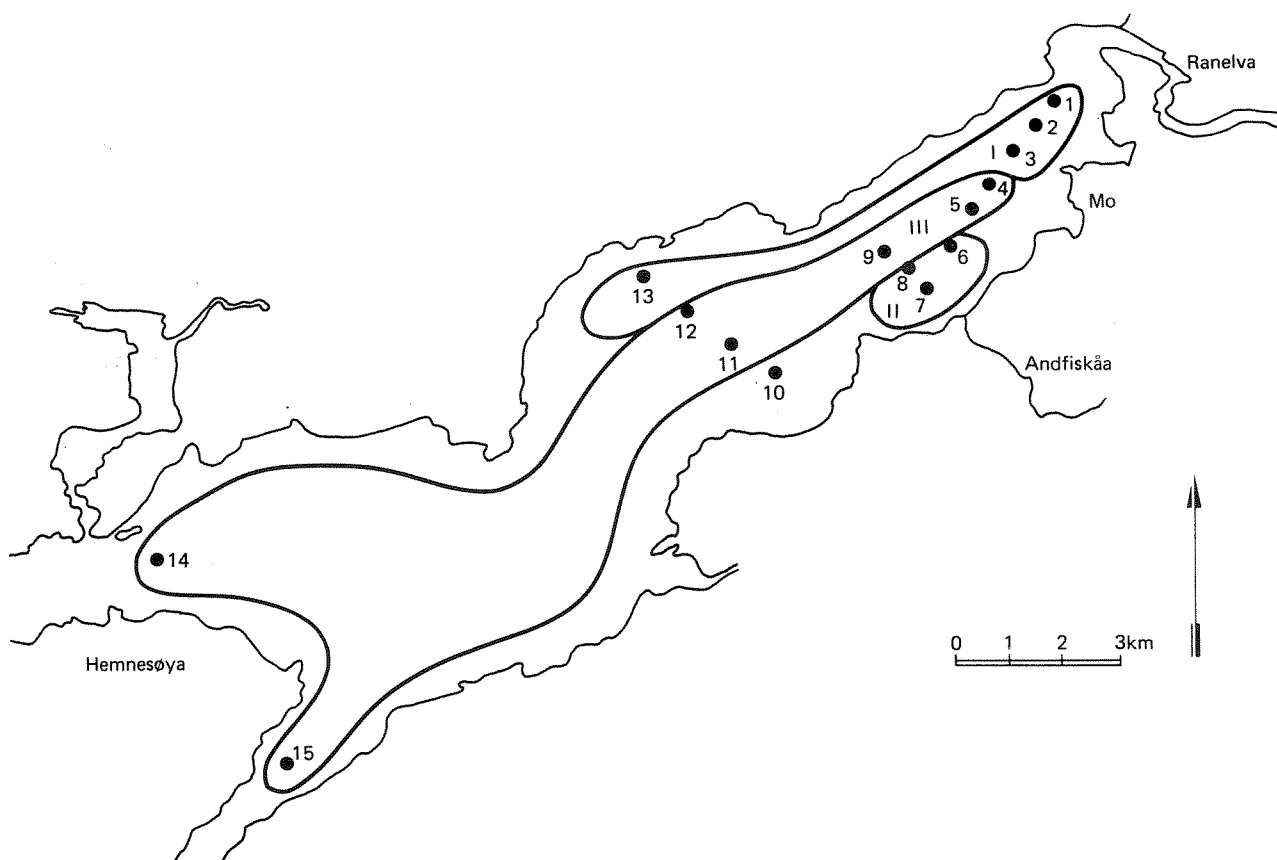


Fig. 24. Kart over Nordrana, med plassering av bløtbunnfaunastasjonene og gruppering (I, II, III) av stasjonene med høy innbyrdes likhet i faunaens artssammensetning.





## Diversitet

Diversiteten er et mål for variasjonen (mangfoldet) i organismesamfunnet. Diversiteten beregnes på grunnlag av forholdet mellom individantallet og artsantallet, og de innbyrdes forhold mellom artenes individantall (jevnheten). Det fins flere forskjellige måter å uttrykke diversitet på. I figur 25 presenteres resultatene av diversitetsberegninger etter en metode av Hurlbert (1971). Diversiteten er definert som artsantall som funksjon av individantall, og fremstår som en kurve. Høyt artsantall i forhold til individantall betyr høy diversitet. Dette gir brattere kurve enn lav diversitet.

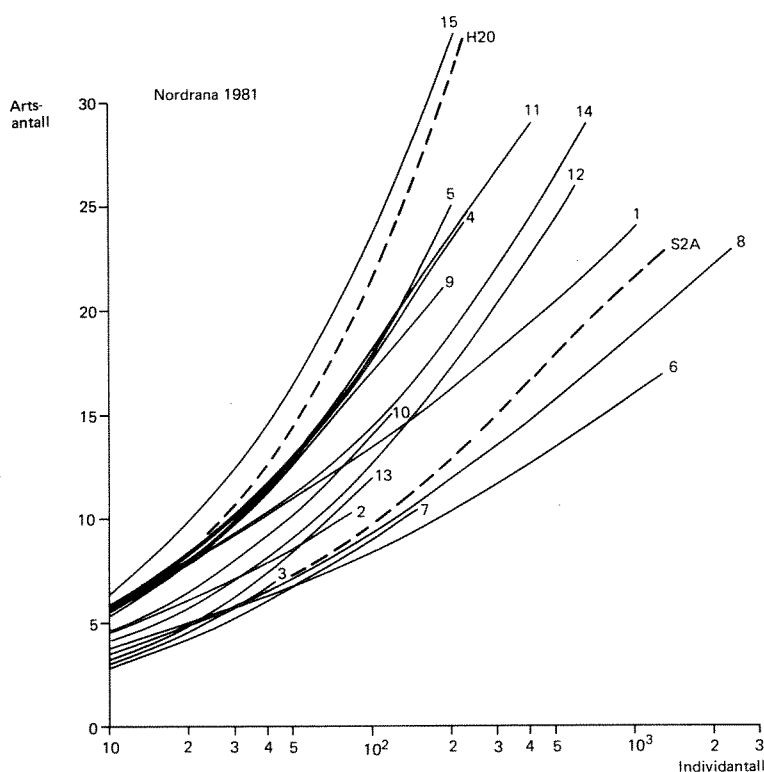


Fig. 25. Diversitetskurver for stasjonene i Nordrana. Den stiplete kurven H20 viser diversiteten på en stasjon i Singlefjorden, og er representativ for lite til moderat påvirkete fjordområder. Den stiplete kurven SA2 viser diversiteten på en stasjon i indre Sørfjorden, Hardanger. Diversiteten der er lav og er representativ for områder med sterk industriforurensning.

Med unntak for stasjon 15 i Finneidfjord, var diversiteten lav eller moderat i fjorddypet i hele Nordrana (figur 25). Lavest diversitet hadde stasjonene innerst ved Mo og omtrent 10 km utover langs fjordsidene (stasjonsgruppene I og II, figur 24). Tilsvarende lav diversitet er tidligere funnet i områder med betydelig industriforurensning, f.eks. aller innerst i Vefsnfjorden, i Orkdalsfjorden, og i indre del av Sørfjorden i Hardanger. I Vefsnfjorden for øvrig, og i en annen nordnorsk fjord, Glomfjord, var bløtbunnfaunaens diversitet høyere enn i Nordrana (Rygg, 1984a).

På figur 26 er det plottet artsantall mot individantall (diversitetskurvenes endepunkter) for Ranafjordstasjonene og satt inn i et generelt klassifiseringssystem for bunnfaunadiversitet i norske fjorder (Rygg 1984b).

### Forurensningspåvirkning

Utbredelsen av arter i Nordrana og resultatene fra den statistiske behandlingen av dataene viste at den mest påvirkete og utarmete faunaen fantes innerst i fjorden og et stykke utover langs fjordens sider. Det skraverte partiet på figur 27 angir det området der faunaen var mer utarmet enn i fjorden for øvrig. Angivelsen er omtrentlig og bygger på en samlet vurdering av datamaterialet. Det skraverte partiet omfatter faunagruppene I og II, representert ved stasjonene 1, 2, 3, 13 og 6, 7, 8 (figur 24). En noe rikere fauna fantes ellers i fjorden (faunagruppe III). Forskjellene var imidlertid ikke store, og faunaen i hele Nordrana må betegnes som fattig.

I områdene der faunaen var fattigst (figur 27) var sedimenter og rørbyggende dyr farget brunrøde av partikler fra industriavgang, og metallkonsentrasjonene i sedimentet var høyere enn ellers i fjorden. Det kan derfor konkluderes med at industriforurensningene bidrar til utarming av bløtbunnfaunaen i Nordrana. Mest sannsynlig er det fysiske forandringer i substratet og giftvirkninger som påvirker faunaen. Det var ingen indikasjoner på organisk belastning eller oksygenmangel.

Etter som diversiteten i både indre, sentrale og ytre Nordrana var lavere enn i sammenlignbare områder som f.eks. Vefsnfjord og Glomfjord, er det sannsynlig at hele Nordrana er forurensningspåvirket. Forskjellene mellom

indre og ytre Nordrana kan representere en gradient i forurensningsvirkningene innenfor et større influensområde. Dette kan avklares ved å undersøke faunaen også lenger ute i fjordsystemet, mellom Nordrana og kysten og i Elsfjorden/Sørfjorden. En slik undersøkelse vil også kunne avklare betydningen av industriforurensningene i forhold til naturlige faktorer.

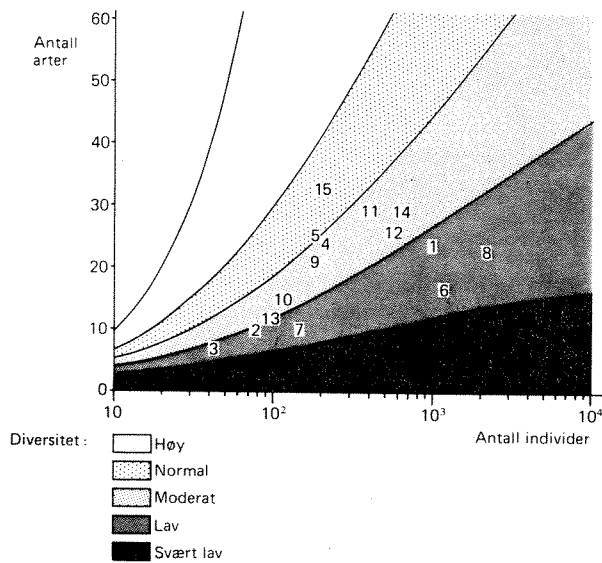
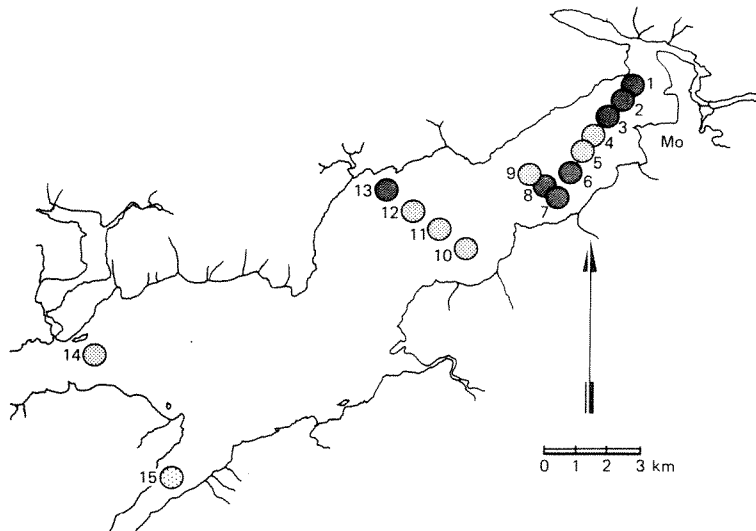


Fig. 26. Artsantall plottet mot individantall for Ranafjordstasjonene, satt inn i et generelt klassifiseringssystem for bunnfaunadiversitet i norske fjorder. Moderat, lav og svært lav diversitet tyder på forurensningspåvirkning eller andre ugunstige miljøforhold (Rygg 1984b).

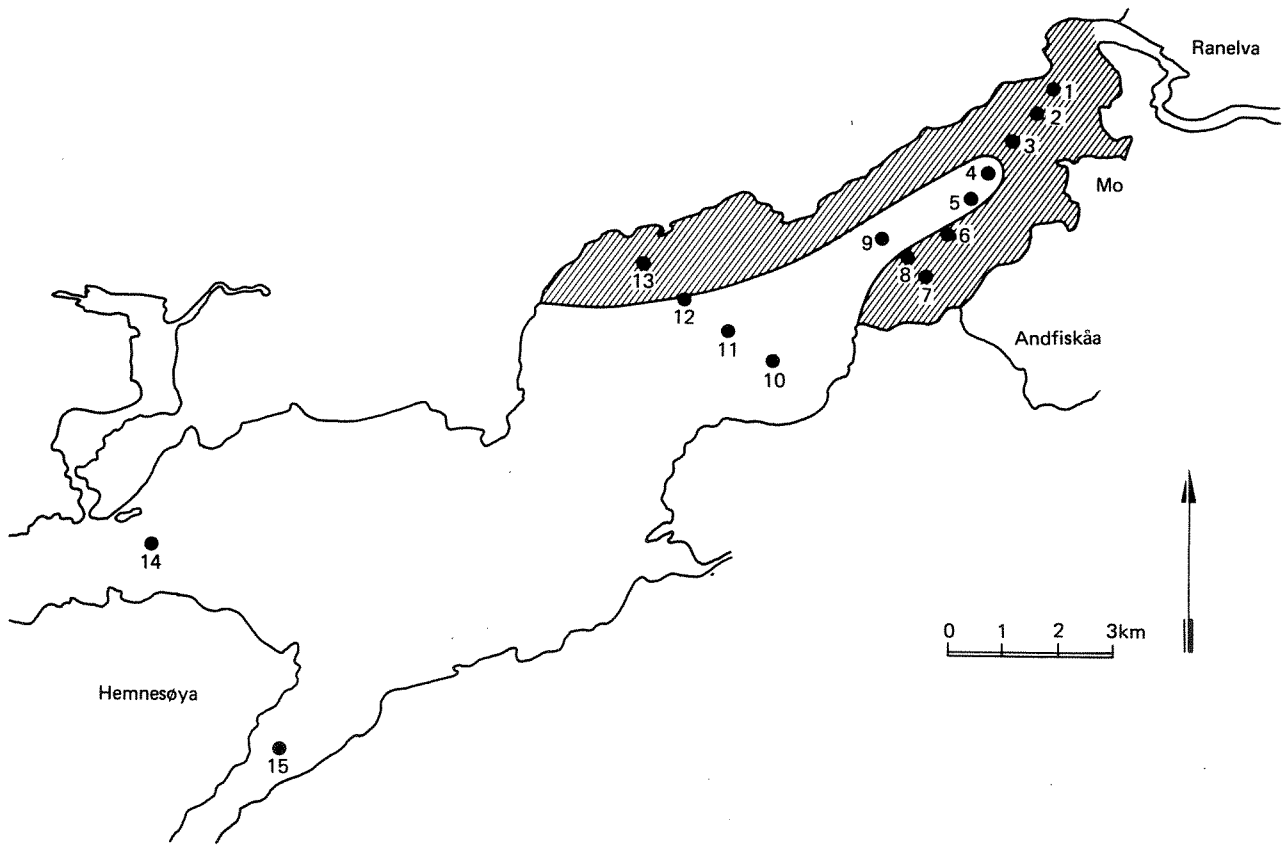


Fig. 27. Helhetsvurdering av bløtbunnfaunaen i Nordrana. Det skraverte partiet angir omtrentlig det området der faunaen var mer utarmet enn i fjorden forøvrig.

## 6. FORURENSNINGSTILFØRSLER OG BEHOV FOR TILTAK

En oversikt over de viktigste industriavløp er vist i fig. 28. Kommunalt kloakkvann, sigevann fra søppelfyllinger og avløp fra meieriet og Nord-Norges Salgslag er da ikke tatt i betraktning.

MOG – Mofjellet gruve, Bergverkselskapet Nord-Norge A/S  
BNN – Bergverkselskapet Nord-Norge A/S, Oppredningsverket  
KV – Norsk Koksverk A/S  
JV – A/S Norsk Jernverk (jernverket)  
RGO – Rana Gruber, Oppredningsverket

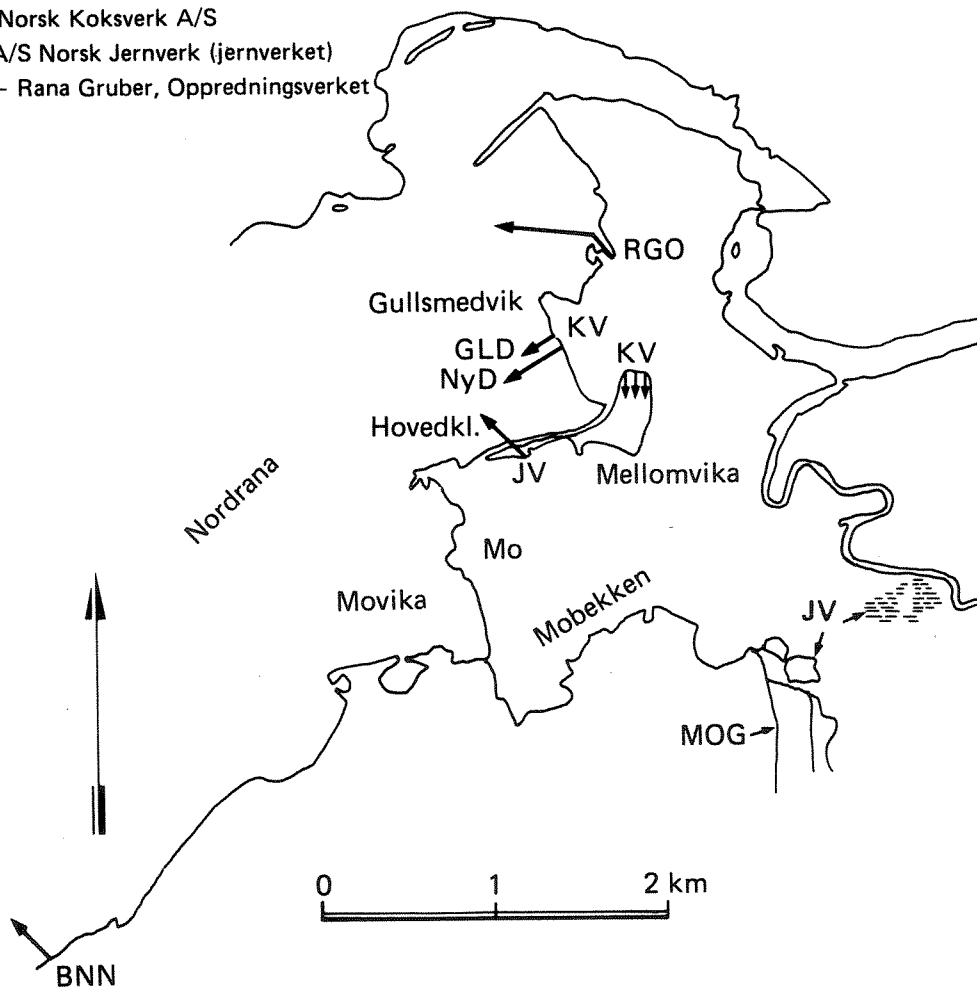


Fig. 28. Utslippsteder for de viktigste industriavløp.

### 6.1 Samlede tilførsler til Nordrana

Basert på analyser foretatt i 1980 og 1981 er de samlede hovedutslipp fra Jernverket, Koksverket og Bergverkselskapet beregnet og sammenstilt med tilførsler fra Ranaelv i samme periode (tabell 11).

Tabell 11. Samlede hovedtilførsler til Nordrana, tonn/år (ca. tall)

Parameter	Jernverket, + Rana gruber	Koks- verket	Bergv.selsk., + Mofjellet Gruve	Sum	Ranaelv
Gruveavgang, tørrstoff	2100000	-	110000	2210000	-
Suspendert tørrstoff i avløpsvann	26400	323	1,4	26724	5812 (26600)**
Kjem. oksygenforbr.	5855	1410	31	7295	
Løst organisk karbon	401	439	5	845	
Total organisk karbon	763	470	-	1233	5400
Cyanid total	13	122	-	135	-
Fenoler	0,9	113	-	114	-
Hydrogensulfid *)	-	391	-	391	-
PAH, total	54	14	-	68	-
Ammonium (som N)	91	1575	-	1666	-
Total nitrogen	259	1598	26	1883	928
Total fosfor (eks.avg.) *)	0,6	0,9	0,02	1,5	17
Arsen *)	-	2	-	2	-
Jern, løst	12	3	0,1	15	251
Mangan, løst	28	1	0,1	29	29
Kobber, løst	1,1	1,5	0,04	2,7	44
Sink, løst	1,7	1,8	10	14	54
Bly, løst	0,3	0,1	0,8	1,2	5
Kadmium, løst	0,03	0,01	0,09	0,13	1,1

\*) Data fra 1970-71.

\*\*\*) Basert på prøver like innenfor moloen (1980-81)

Prøvene fra Ranaelv er tatt ovenfor utløpet av brevann fra Langvatn kraftstasjon. Dette påvirker først og fremst resultatene for suspendert stoff. Tilførsel basert på månedlige prøver fra en stasjon nedenfor samløpet med vannet fra Langvatn kraftstasjon er derfor også oppført (i parentes).

## 6.2 Fortynningsberegninger

For å få holdepunkter for fortynningskapasiteten i de ulike vannlag, er det beregnet teoretiske konsentrasjoner basert på tilførselene som fremgår av tabell 11 og vannutskiftningen fra kap. 3. I tabell 12 er det gjort en sammenlikning av teoretiske og målte konsentrasjoner for overflatelaget. Det er rimelig overensstemmelse unntatt for tot. organisk karbon, noe som delvis kan skyldes planktonproduksjon i fjorden, delvis at 2 prøver er langt under det nødvendige antall for å bestemme gjennomsnittstilførselen fra Ranaelva. Med denne begrensning i minne, synes metoden allikevel berettiget, der hvor industritilførselene dominerer.

Tabell 12. Sammenstilling av teoretisk beregnede og målte konsentrasjoner i Nordranas overflatelag.

Parameter	Teoretisk	Målt	Bakgrunnsnivå
Suspendert tørrstoff mg/l	2,1	2,1	-
Tot. organisk karbon "	0,3	2,2	-
Ammonium µg/l	94	56	-
Jern, løst µg/l	11	3,3	-
Mangan, løst µg/l	2,3	4,9	1
Sink, løst µg/l	2,7	6,0	3
Kadmium, løst µg/l	0,05	0,05	0,05



I tabell 13 er konsentrasjonsbidraget fra industritilførslene beregnet for overflatelaget, og sammenlignet med en tenkt innblanding i de intermediære vannmasser (5-100 m dyp), og med en mulig dypinnlagring i 20-40 m dyp. Det fremgår av tabellen at det sannsynligvis ikke vil oppnås lavere konsentrasjoner ved dypinnlagring i 20-40 m dyp, men i stedet risikeres enda større påvirkning i dette sjikt enn den en nå har i overflatelaget.

Tabell 13. Teoretisk konsentrasjonsbidrag fra industritilførslene ved fortykning i overflatelaget (som nå), totale intermediære vannmasser og ved tenkt dypinnlagring i 20-40 m-sjiktet.

	Overflate- laget, 0-5 m	Intermed. vann, 5-100 m	Intermed. vann, 20-40 m	Bakgr.nivå i havvann
Vannutskiftning, $10^9 \text{ m}^3/\text{år}$	25	24	5,5	
Susp. tørrstoff, mg/l	1,1	1,1	4,9	
Kjem. oksygenforbruk mg/l	0,3	0,3	1,3	
Tot. organisk karbon mg/l	0,05	0,05	0,2	
Ammonium, $\mu\text{g N/l}$	67	69	303	
Tot. nitrogen $\mu\text{g N/l}$	75	78	342	
PAH, total $\mu\text{g/l}$	2,7	2,8	12	0,1-0,3
Arsen, Total $\mu\text{g/l}$	0,1	0,1	0,4	3
Jern, løst $\mu\text{g/l}$	0,6	0,6	2,7	-
Mangan, løst $\mu\text{g/l}$	1,2	1,2	5,3	1
Kobber, $\mu\text{g/l}$	0,1	0,1	0,5	1
Sink, løst $\mu\text{g/l}$	0,6	0,6	2,5	3
Bly, løst $\mu\text{g/l}$	0,05	0,05	0,2	0,05
Kadmium, løst $\mu\text{g/l}$	<0,01	<0,01	0,02	0,03

### 6.3 De viktigste avløpsvann

#### Jernverkets hovedkloakk

I hovedkloakken går prosessavløpsvann, gassvaskevann fra råjernverket, mindre mengder kjølevann, sanitært avløpsvann, overflatevann og avløp fra pukkverket. Vannmengden i hovedkloakken varierer stort sett fra 1900 l/s til 3000 l/s (snitt 2500 l/s), men ved sterke regnskyll og ekstrem snøsmelting kan vannmengden over kortere perioder overstige 5000 l/s. Hovedkloakken går ut i Nordrana ca. 180 m fra land på ca. 5 meters dyp (se figur 28). En del kloakker fra byen er også ført inn på hovedkloakken. Avløpsvannet har i gjennomsnitt: pH 9,5-9,6, konduktivitet 264 µS/cm og turbiditet 81 JTU. Hovedkomponentene er listet i tabell 14 (usikre tall på grunn av få analyser).

Tabell 14. Hovedkomponenter i Jernverkets hovedkloakk.

Parameter	Konsentrasjon	Strøm tonn/år	Strøm, % av total industritilf.
Suspendert tørrstoff	324 mg/l	26.400	99
Kjemisk oksygenforbruk	69 "	5.680	78
Løst organisk karbon	3,6 "	284	34
Total organisk karbon	8,8 "	690	56
PAH total	672 µg/l	54	79
Jern, løst	88 "	8,3	55
Mangan, "	342 "	27	93
Kobber, "	11 "	1,0	37
Sink, "	19 "	1,6	11
Bly, "	2,1 "	0,2	17
Kadmium, "	0,4 "	0,03	23

I Nordranas overflatelag, der dette avløpsvannet fortynnes og spres, er det både hovedkilden til suspendert stoff (omtrent like meget som Ranaelva), og til mangan, jern, kjemisk oksygenforbruk og PAH. I tillegg til løst jern, går det ut betydelige mengder partikulert jern.

Tilførselene av PAH gir høy akkumulering spesielt i blåskjell og oskjell, men også reker er påvirket. I fisk holder innholdet av benzo(a)pyren seg under den Vesttyske grenseverdien på 1 µg/kg for røkte matvarer. Dersom utnyttelse av blåskjell fra Nordrana savnes gode holdepunkter for risiko ved konsum. For å bringe konsentrasjonen av benzo(a)pyren ned i området for røkt fisk (engelske undersøkelser), bør PAH-tilførselene antakelig reduseres til under 3% av dagens nivå. Om fisk og krepsdyr skal legges til grunn, bør PAH-innholdet i disse undersøkes nærmere. Siden disse lever i intermediære og dypere vannmasser, vil de kunne bli skadelidende ved et evt. dyputslipp.

Suspendert stoff gir lokal nedslamming og sterkt redusert sikt i vannet. Begge deler bidrar til å redusere produksjonsgrunnlaget for fisk ved siden av det uestetiske inntrykk dette gir. En reduksjon til omlag 10% av dagens utslipp vil innebære at påvirkningen på fjorden som helhet blir liten sammenlignet med påvirkningen fra Ranaelv. I nærsone vil det likevel fortsatt være en tydelig påvirkning av vannkvaliteten (anslagsvis 1-2 m siktedyp). Ytterligere reduksjon i partikkelutslippet bør derfor ses i sammenheng med bruken av lokalområdet.

#### Jernverkets utslipp til Mobekken (Svortdalen)

Fra råjernverket pumpes vann og granulat, som er finkornet slagg, via tre separate avløpsledninger til Mobekken i Svortdalen. Målinger i juli 1974 viste at vannmengden fra råjernverket til Svortdalen var 400-450 l/s. Når vannet kommer til Svortdalen, sedimenterer granulaten, mens vannet renner til bekken. Mobekken mottar dessuten overflatevann fra en del av Mofjellet, og overflate-vannmengden kan variere fra 0 til 2000 l/s. Det er antatt en midlere vannføring på 500 l/s ved utløp fra sedimenteringsdammen.

Når Mobekken forlater Jernverkets område, inneholder den vann fra granulatpumpingen, tilsig fra Mofjellet og vann som har trengt gjennom fyllinger og tipper langs bekken. Prøver tatt i 1980 og 1981 viste gjennomsnittlig: pH 11,5, konduktivitet 305 µS/cm, turbiditet 18 JTU og suspendert tørrstoff 52 mg/l.

Med unntak av næringsalter inneholdt dette avløpsvannet lavere konsentrasjoner av de ulike komponenter enn Jernverkets hovedkloakk. For de sammenlagte utslipp til Nordrana betyr dette utslippet relativt lite. For selve Mobekken, og lokalt i Movika, har utslippene selvsagt betydning, og behovet for tiltak må ses i sammenheng med bruken av dette lokalområdet.

#### Koksverkets utslipp i Gullsmedvik

Til Gullsmedvik går utslippene gammel D og ny D (fig. 28). Det siste er Koksverkets største enkeltutslipp av giftige stoffer. Dette utslippet er ført et stykke ut i bukta.

Utslippenes gjennomsnittlige vannstrømmer og karakter var

	Vannstrøm l/s	pH	Konduktivitet µS/cm	Turbiditet JTU	Susp. tørrstoff mg/l
gl. D	104	7,4	94	14	78
ny D	13,8	9,5	9050	16	54

Gl. D fører den største strømmen av suspendert stoff av de to utslippene (235 tonn/år eller ca. 1% av totaltilførslene til Nordrana). Det kjemiske oksygenforbruk er også betydelig (361 tonn/pr). Ellers er tilførslene her av underordnet betydning. Hovedtilførslene fra utslipp ny D fremgår av tabell 15.

Det går frem av tabellen at utslipp ny D fra Koksverket svarer for praktisk talt all tilførsel av fenoler til Nordrana og de største tilførsler av ammoniakk, cyanid og sannsynligvis hydrogensulfid (se kap. 4.1). Dette utslippet fører også hovedstrømmen av PAH fra Koksverket.

Som i Jernverkets hovedkloakk er det også her PAH som representerer det største problemet. Også dette må reduseres sterkt dersom blåskjell skal kunne spises uten mulig helserisiko.

Tabell 15. Hovedkomponenter i Koksverkets utslipp ny D.

Parameter	Konsentrasjon	Strøm tonn/år	Strøm, % av total industritilf.
Suspendert tørrstoff	2000 mg/l	876	12
Løst organisk karbon	730 "	320	38
Tot. organisk karbon	750 "	329	27
Cyanid	154 "	68	50
Hydrogensulfid *)	920 "	402	
Fenoler	258 "	113	99
Benzen	8 "	3,5	
Ammonium	2274 "	996	60
Tot. nitrogen	2279 "	998	53
PAH total	20413 µg/l	12	17

\*) Tall for utslipp fra tidligere oppgaver (Holmen & Tryland 1977). Konsentrasjonen beregnet ut fra tidligere tilførsler og oppgitt vannstrøm.

Andre problemstoffer er cyanid og hydrogensulfid som er påvist i så høye konsentrasjoner i Gullsmedvik at de må betraktes som akutt toksiske for fisk. Utslippene bør reduseres sterkt for å beskytte marine organismer i indre del av Nordrana. En målsetting for vannkvaliteten kan bestemmes nærmere ved biotester med aktuelle arter. Fenol kan også bidra til vannets giftighet, og reduksjon av utslippet er derfor ønskelig.

Ammonium kan vise seg å bety et eutrofi-problem, særlig ved en evt. omregulering av tilførslene av brevann. Det bør derfor tas forbehold om fremtidig reduksjon.

#### Koksverkets utslipp i Mellomvika

Til Mellomvika går utslippene A, B og C (fig. 28). Vannmengder basert på målinger i 1970 var: A 350 l/s, B 600 l/s og C 115 l/s, tilsammen 1065 l/s. Disse utslippene viste for prøvene i 1980 og 1981 følgende gjennomsnittlige karakter:

	pH	Konduktivitet µg/cm	Turbiditet JTU
Utslipp A	5,2	47	1,1
Utslipp B	9,5	155	1,1
Utslipp C	7,4	54	1,1

Sammenlignet med utslipp ny D, er det bare utslipp B som har noen betydning for tilførselene til Nordrana. Konsentrasjoner og materialstrømmer er spesifisert i tabell 16 (usikre tall på grunn av få analyser).

Tabell 16. Hovedkomponenter i Koksverkets utslipp B.

Parameter	Konsentrasjon	Strøm tonn/år	Strøm, % av tot. industritilf.
Suspendert tørrstoff	1,4 mg/l	35	0,1
Kjem. oksygenforbruk	8 "	142	2
Løst organisk karbon	4 "	75	9
Total organisk karbon	4,6 "	86	7
Cyanid	2,9 "	54	40
Ammonium (som N)	30 "	568	34
Total nitrogen	31 "	577	31
Fenoler	6 µg/l	0,1	0,1
PAH total	123 "	2,4	3,5

Det går frem at det først og fremst er cyanid og ammonium som betyr noe i dette utslippet.

For å hindre skadevirkning bør cyanidutslippet reduseres til under 10% av dagens nivå, og det bør tas forbehold om fremtidig reduksjon av ammoniumutslippet.

#### Mofjellet gruve, gruvevann

Fra Mofjellet gruve slippes det drensvann fra graven ut i Mobekken. Utslippstedet er ca. 2 km ovenfor bekkens utløp i Nordrana og ca. 0,5 km ovenfor det punkt der avløpsvann fra Jernverket tilføres bekken. Vannmengden som slippes ut i Mobekken er ca. 5 l/s eller ca. 412 m<sup>3</sup>/døgn.

Prøver tatt i oktober 1980 og juni 1981 viste gjennomsnittlig: pH 6,3 og konduktivitet 875  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hovedkomponentene går frem av tabell 17.

Dette avløpsvannet fører den største strøm av oppløst sink via Mobekken til Nordrana. Bidraget av løst kadmium er også betydelig. Etter fortynning i Mobekken er konsentrasjonen av sink fortsatt så høy som 400-500  $\mu\text{g}/\text{l}$  i gjennomsnitt, hvilket betyr at vannet i Mobekken må være direkte giftig for bl.a. fisk.

Tabell 17. Hovedkomponenter i gruvevannet fra Mofjellet gruve, 1980-1981

Parameter	Konsentrasjon	Strøm tonn/år	Strøm, % av total industriutf.
Jern, løst	473 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,07	< 1
Mangan, løst	880 "	0,14	< 1
Kobber, løst	180 "	0,03	1
Sink, løst	66700 "	10	71
Bly, løst	93 "	0,01	1
Kadmium, løst	143 "	0,02	29

#### Utslipp fra Rana Grubers oppredningsverk

Avfallet fra prosessene av jernmalm (hematitt, magnetitt) pumpes gjennom to gummierte stålrør ut til marbakken og videre ut i sjøen gjennom to flytende plastledninger som holdes i stilling av flottører og lodd. Total lengde på ledningene er 620 m. Utslippspunktet er ca. 240 m ute i Nordrana (fig. 28) ca. 30 m under overflaten og ca. 35 m over bunnen.

I den ene ledningen pumpes hovedavfall (avgang) fra prosessen og i den andre går spillvann fra fortykkere.

Vannmengden som pumpes ut med avgangen er anslått til ca. 250 l/s, og spillvann fra fortykkere 47 l/s.

Utslipp av partikulært materiale ble av bedriften oppgitt til ca. 2,1 mill tonn pr. år (okt. 1980).

Analyseresultatene for de filtrerte prøvene (delrapp. 1) viste at innholdet av kobber, sink, bly, kadmium og organisk stoff var på et lavt nivå. Fosfatinnholdet var også lavt. Filtratene inneholdt en del aluminium og løst og eventuelt svært finfordelte jernholdige partikler som passerte gjennom filteret ved filtreringen. Utlutningsforsøk viste ingen tydelig frigjøring av fosfat.

I prosessen benyttes flotasjonskjemikalier, og det er av bedriften antatt at mesteparten av disse reagensene følger med avfallet. Forbuket av organiske kjemikalier var i 1974 ca. 0,01 % av avgangen.

Påviste skader på bløtbunnfaunaen begrenser seg hittil til indre del av Nordrana. Men det må være et tidsspørsmål om det også opptrer større forstyrrelser i Nordranas hovedbasseng. Dette vil kunne komme til å redusere produksjonsgrunnlaget for bunnfisk og reker betydelig.

#### Bergverkselskapets flotasjonsavgang

Avløpsvannet fra flotasjonsverket inneholder ca. 20 prosent partikulært stoff som er avfallsstoffer (avgang) fra oppredningsprosessen. Vannmengden er ca.  $96 \text{ m}^3/\text{h}$ , dvs.  $2.300 \text{ m}^3/\text{døgn}$  og  $840.000 \text{ m}^3/\text{år}$ . Utslipet av avgang utgjorde ved prøvetakingen i 1980 ca. 110.000 tonn/år.

Det ble foretatt analyser av det faste stoff i avgangen, og middelverdiene var (%):

		<u>1975</u>	<u>1980</u>
Jern,	Fe	7,31	-
Svovel,	S	2,06	-
Kobber,	Cu	0,06	0,02
Sink,	Zn	0,16	0,06
Bly,	Pb	0,10	0,02

Forsøk med utluting av avgangen i sjøvann viste noe frigjøring av bly, mindre av sink og kobber.

Det er sannsynliggjort at denne metallholdige gruveavgangen har resultert i fattig bunnfauna langs sidene av indre Nordrana. Effektene på nordsiden kan evt. også skyldes påvirkning fra den tidligere gruvevirksomheten på Båsmoen.



Videre er det sannsynlig at den påviste frigivelse av bly fra avgangen har resultert i forhøyet blyinnhold i blåskjell og oskjell. De siste kan være betenkelig å spise uten at fordøyelseskanalen først er fjernet (bør eventuelt vurderes av helsemyndighetene).

Skader på torsk er registrert innerst i Nordrana og er satt i forbindelse med avgangsdeponiene fra den tidligere virksomheten på Båsmoen. Analyser av sigevann har vist at disse deponiene fortsatt er aktive.

De nevnte forhold gjør det betenkelig å slippe slik metallholdig gruveavgang ut i gruntvannsområder.

## 7. LITTERATUR

- Bokn, T. 1979. Use of benthic algae classes as indicators of estuarine and marine waters. S. 138-146 i The use of ecological variables in environmental monitoring. Rapport PM 1151 (1979) fra Sveriges Naturvårdsverk.
- Connell, J.J., Gibson, D., Hardy, R., Mackie, P.R., McGill, A.S. & McLeod, D. 1981. Possible toxic components in smoked fish products. S. 221-228 i Noelle, H. (red.) Nahrung aus dem Meer. Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York. 260 s.
- Ernst, W. 1981. Schadstoffe in Meerestieren - aktuelle Belastungen und hygienisch-toxikologische Aspekte. S. 229-241 i Noelle, H. (red.) Nahrung aus dem Meer. Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York. 260 s.
- Haugen, I., Kirkerud, L., Knutzen, J., Kvalvågnes, K., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. 0-76141, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 175 s.
- Holme, J.A. 1984. Humantoksikologisk vurdering av polyaromatiske hydrokarboner i blåskjell med spesiell referanse til kreosotforurensningen i Trøndelag. Notat fra Toksikologisk avd. ved Statens institutt for folkehelse, sept. 1984. 13 s.
- Holmen, S.A. & Tryland, Ø. 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 1. Forurensningstilførsler. Foreløpig rapport. 0-31/75, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 71 s.
- Hurlbert, S.N. 1971. The non-concept of species diversity. Ecology 53, 577-586.
- Iversen, P.E. 1981. Benthosalgevegetasjon i Sandefjordsfjorden og Mefjorden, Søndre Vestfold. Del I Generell Del, 157 s. og Del II Systematisk og floristisk del, 173 s. Hovedfagsarbeide i marin botanikk. Vårsemesteret 1981. Univ. i Oslo.

- Julshamn, K. 1981. Studies on major and minor elements in molluses in western Norway. IV The distribution of 17 elements in different tissues of oyster (Ostrea edulis), common mussel (Mytilus edulis) and horse mussel (Modiolus modiolus) taken from unpolluted waters. Fish. Dir. Skr. Ser. Ernæring, 1(5): 215-234.
- Kirkerud, L., Bokn, T., Knutzen, J., Kvalvågnes, K., Magnusson, J., Skei, J. 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. 0-31/75, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 141 s.
- Knutzen, J. 1982. Overvåking i Saudafjorden 1981. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 50/82, SFT/NIVA, Oslo. 87 s.
- Knutzen, J. 1983. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1981-1982. 0-68019, Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 23 s.
- Knutzen, J. 1985. Bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. 0-83091, Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 121 s.
- Knutzen, J. og Sortland, D. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Res. 16(4): 421-428.
- LeBlanc, P.J. & Jackson, A.L. 1973. Arsenic in marine fish and invertebrates. Mar. Pollut. Bull. 4, 88-90.
- Lo, M.-T. & Sandi, E. 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in food. Residue Reviews 69, 35-86.
- Neff, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Appl. Sci. Publ., London. 262 s.
- Palmork, K.H. 1974. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. S. 99-125 i Nionde nordiska symposiet om vattenforskning. Fjorder og kystvann som resipienter. Trondheim 27-29/6 1973. Publ. 1974:4, NORDFORSK, Miljövärdsssekretariatet, Helsinki.

- Renkonen, O. 1938. Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. An Zool. Soc. Zool. -Bot. Fenn. Vanamo 6, 1-231.
- Rygg, B. 1984a. Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. OF-80612, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 39 s.
- Rygg, B. 1984b. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. OF-80612, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 16 s.
- Shepherd, R.J. & Topping, G. 1977. Arsenic in fish and shellfish from Scottish waters. CM 1977/E:38. Fisheries Improvement Committee. ICES.
- Skreslett, S. 1982. Fiskefauna i forurenset fjord. NDH-rapp. 1982:5. Nordland Distriktshøgskole, Bodø, 27 s.
- Trøtteberg, A. 1966. Utløpet av Ranaelva. Rapport fra undersøkelser utført i tidsrommet september 1963 - desember 1965. Vassdrags- og havnelaboratoriet, Trondheim. 25 s. + fig.
- WHO (World Health Organisation), 1984. Guidelines for drinking water quality. Vol. 1. Recommendations. Geneve 1984, 130 s.

V E D L E G G 1

PAH-innhold i fisk og reker fra Ranafjorden  
1981

ANALYSE AV PAH I FISK OG REKER

x Torsk fra Ranosen 11/9-81.  
Utført på skinn- og benfri filét.

µg/kg våtvekt xx Hele reker er undersøkt

PAH	Stasjon	Torsk <sup>x</sup>	Torsk <sup>x</sup>	Reker <sup>xx</sup>				
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyl		2,7						
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran								
Fluoren		2,2		1				
9-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen								
Fenantren		5,9	2,4	7,8				
Antracen		4,0	<1	1,8				
Carbazole								
3-Metylfenantren								
2-Metylfenantren								
2-Metylantracen								
4,5-Metylfenantren								
4- og/eller 9-Metylfenantren								
1-Metylfenantren								
Fluoranten		18,9	9	29,9				
Pyren		8,8	3,4	18,6				
Benzo(a)fluoren								
Benzo(b)fluoren								
4-Metylpyren								
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranten								
1-Metylpyren								
Benzo(ghi)fluoranten								
Benzo(c)fenantren ***								
Benzo(a)antracen *		1,2	1,3	2,0				
Trifenyl/Chrysen *		4,4	2,6	9,0				
Benzo(b)fluoranten **		1,7	1,6	6,4				
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)								
Benzo(e)pyren *		<1	<1	maskert				
Benzo(a)pyren ***		<1	<1	1,8				
Perylen								
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		<1	<1	2,1				
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)								
Picen								
Benzo(g,h,i)perylene		<1	<1					
Anthanthrene								
Coronen								
Sum		49,8	20,3	80,4				
Derav KPAH		<2	<3	~8				
% KPAH		<4	<15	~10				
% Torrstoff		20,7	21,3	28,2				

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)-antracen, idet bare B(j)F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH.

ANALYSE AV PAH I FISK OG REKER

µg/kg.våtvekt

x Hyse I : 38 cm  
Hyse II: 35 cm  
Torsk : 40 cm

PAH	Stasjon	Hyse I <sup>x</sup>	Hyse II <sup>x</sup>	Torsk <sup>x</sup>	Reker renset				
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyl									
Acenaftalen									
Acenaften									
4-Metylbifenyl									
Dibenzofuran									
Fluoren									
9-Metylfluoren									
9,10-Dihydroantracen									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiophen									
Fenantren		2,7	1		6				
Antracen			<1		2				
Carbazole									
3-Metylfenantren									
2-Metylfenantren									
2-Metylantracen									
4,5-Metylfenantren									
4- og/eller 9-Metylfenantren									
1-Metylfenantren									
Fluoranten		3,1	3	2,8	13				
Pyren		1,9	3	<1	10				
Benzo(a)fluoren									
Benzo(b)fluoren									
4-Metylpyren									
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranten									
1-Metylpyren									
Benzo(ghi)fluoranten									
Benzo(c)fenantren ***									
Benzo(a)antracen *		ca 0,5	<1	ca 1	7				
Trifenylen/Chrysen *		ca 2	<1	ca 2	26				
Benzo(b)fluoranten **		3,0	2	2,6	25				
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)					16				
Benzo(e)pyren *		ca 0,5	<1	<1	Maskert				
Benzo(a)pyren ***		ca 0,2	<1	<1	9				
Perylen									
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		1,3	<1	<1	12				
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)					2				
Picen									
Benzo(g,h,i)perylene		1,4	<1	<1	15				
Anthanthrene									
Coronen									
Sum		16,6	9	8,4	143				
Derav KPAH		~3,2	<3	<3	~35				
% KPAH		~20	<30	<30	~25				
% Tørrstoff		23	20	20	27				

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)-antracen, idet bare B(j)F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH.

# Basisundersøkelse i Ranafjorden en marin industriresipient

**Delrapport I**

Undersøkelse av utslipp fra Jernverket, Koksverket.  
Rana Gruber og Bergverkselskapet Nord-Norge i  
oktober 1980 og juni 1981,

Overvåkingsrapport nr. 63/82

**Delrapport II**

Miljøtoksikologisk vurdering av ammoniakk,  
cyanid, fenol og hydrogensulfid i indre del av  
Nordrana.

Overvåkingsrapport nr. 58/82

**Delrapport III**

Løste metaller og partikler i vannmassen.

Overvåkingsrapport nr. 67/83

**Delrapport IV**

Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann  
og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang  
1980 – 1981

Overvåkingsrapport nr. 120/84

**Delrapport V**

Bløtbunnfauna

Overvåkingsrapport nr. 121/84

**Delrapport VI**

Hydrografiske undersøkelser  
1980 – 1982

Overvåkingsrapport nr. 130/84