

Økologiske skadevirkninger av kopperforurensning i det marine miljø

Av Brage Rygg

Brage Rygg er cand.real. og ansatt som forsker på NIVA.

For et områdes forurensningstilstand er forurensningskomponentenes virkninger vesentlig. Tilstanden er derfor ikke tilfredsstillende beskrevet før også forurensningens virkninger er beskrevet. Ved siden av den helsemessige risiko for mennesker og dyr er det virkningene på de naturlige organismer samfunnene som er den viktigste målestokken på forurensningsgraden. I bruksmålsettingen for mange vannforekomster heter det at naturmiljø og biologiske forhold skal bevares. Beskrivelser av organismer samfunnene vil således være en viktig del av grunnlaget for beslutninger om tiltak for å beskytte miljøet.

Bløtbunnfauna

Bløtbunnfauna kalles de dyresamfunn som lever på og i bunn sedimenter (sand, leire, mudder). Individantallet er ofte mellom 1000 og 2000, og artsantallet mellom 60 og 90 pr. kvadratmeter i fjorder og kystfarvann. Bunnfaunaen har stor betydning for omsetningen av sedimenterende organisk materiale som er produsert av alger i overliggende vannmasser eller tilført sjøen fra land. Dyra tar til seg det organiske materialet og omdanner det til ny biomasse, som blir tilgjengelig for bl.a. fisk.

Denne faunaen kan indikere hvordan miljøforholdene er på bunnen. Normale, balanserte samfunn opptrer når stabile, normale naturgitte betingelser rå, og fysiske og kjemiske faktorer (f.eks. oksygen-

konsentrasjoner, saltholdighet, grusning, tungmetallkonsentrasjoner) ikke er ekstreme. Strukturen i faunasamfunnet er da i stor grad biologisk styrt, fordi populasjonene av de forskjellige artene har tilpasset seg hverandre. Forurensningspåvirkninger og andre forstyrrelser kan føre til avvikende arts- og individsammensetning i faunasamfunnet. Fordi marine bløtbunn samfunn normalt er artsrike og likeartede over store områder, er det lett å oppdage uregelmessigheter i dem. Derfor er de vel egnet som indikatorsamfunn ved bedømmelse av forurensningstype og -grad.

Bløtbunnfaunastudier har i den senere tid inngått i en rekke resipientundersøkelser, og har vist seg å gi gode beskrivelser av forurensningens virkninger og influensområde (Gray & Mirza 1979; Pearson & al. 1983; Pearson & Rosenberg 1978; Rygg 1984 a, b; Rygg & Skei 1984):

Innenfor det statlige programmet for forurensningsovervåking er det gjort undersøkelser av bløtbunnfauna i en rekke norske fjorder med forskjellig forurensningsgrad. Det er funnet en tydelig sammenheng mellom artsmangfold og forurensningsbelastning (Rygg 1984 a, b).

Artsmangfold

Artsmangfold (diversitet) er definert ved artsantall som funksjon av individantall. Artsmangfoldet reknes ut etter en metode av Hurlbert (1971):

$$E(S_n) = \sum_i \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

N = det samlede individantall i prøven (= prøvestørrelse)

N_i = individantall av i -te art

n = det samlede individantall i en prøve n/N så stor som hovedprøven

$E(S_n)$ = det forventede antall arter i en delprøve på n individer fra en prøve som inneholder N individer, S arter og N_i individer av i -te art.

$E(S_n)$ kan beregnes for alle prøvestørrelser hvor $n < N$. Diversiteten vil da framstå som en kurve. Kurven beskriver artsantallet som funksjon av individantallet.

Fig. 1 viser artsmangfoldet i prøver fra to fjorder. Den høyeste kurven representerer høyt artsmangfold, mens den laveste, som er fra en forurenset fjord, representerer lavt artsmangfold.

For å få ett enkelt tall for artsmangfoldet, kan prøvenes individantall reduseres

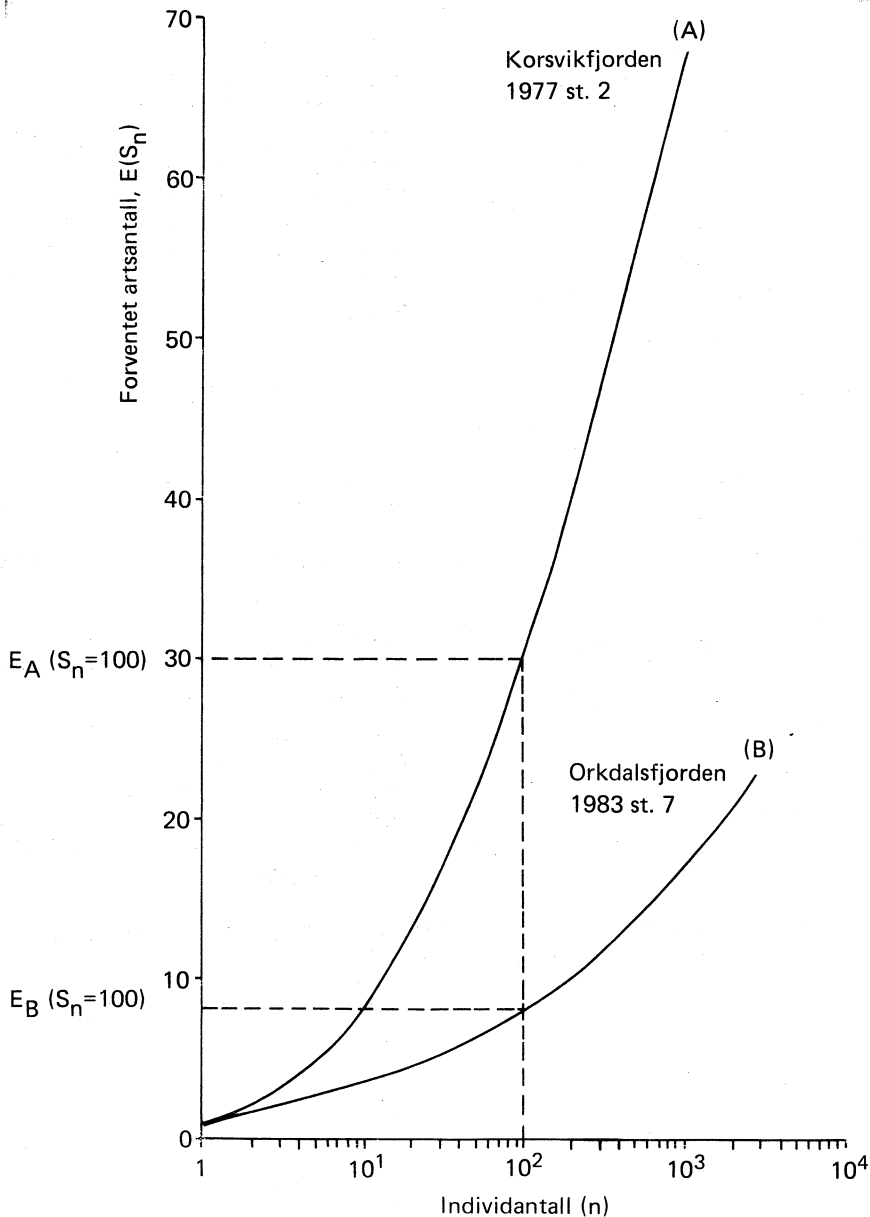
til en felles størrelse, f.eks. 100. Materialet fra en rekke områder har vist at artsmangfoldet uttrykt som antall arter pr. 100 individer vanligvis ligger på 20—30 på lokaliteter uten betydelig forurensningsbelastning eller andre spesielle forhold (Rygg 1984 a). I enkelte forurensningsbelastede fjorder er artsmangfoldet til dels betydelig lavere.

Sammenheng mellom artsmangfold og tungmetallforurensning

Rygg & Skei (1984) testet om nedsatt artsmangfold var korrelert med høye konsentrasjoner av forurensningskomponenter i sedimentet. Fra en rekke felles eller nærliggende stasjoner forelå det data både for artsmangfold og sedimentkjemi. Vi undersøkte sammenhenger mellom artsmangfoldet $E(S_n)$ ved $n = 100$ og konsentrasjonen av tungmetallene kopper (Cu), sink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg) i sedimentet. Tab. 1 viser hvilke fjorder materialet er tatt fra. Faunaprøvene er samlet med grabb. Sedimentprøvene er samlet med kjerneprøvetaker, og det er data fra de øverste centimetre av sedimentet som er brukt.

Tabell 1 Antall stasjoner hvor artsmangfold og metaller i sedimentet er analysert og benyttet i korrelasjons- og regresjonsanalysene.

	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg
Glomfjorden	5	5	5	5	5
Vefsnfjorden	3	3	3	3	3
Nordrana	9	9	9	—	—
Orkdalsfjorden—Gaulosen	7	7	7	7	7
Stjørdalsfjorden	1	1	1	1	1
Sørfjorden i Hardanger	7	7	7	6	5
Kristiansandsfjorden	13	13	13	11	1
Frierfjorden	1	1	1	1	1
Hvaler-Singlefjorden	13	13	13	—	13
Sum antall stasjoner	59	59	59	34	36



Figur 1. *Artsmangfold (artsantall som funksjon av individantall) i prøver fra to fjorder. Prøve A er fra en uforurenset lokalitet. Prøve B er fra en fjord som er forurenset med tungmetaller. $E(S_n = 100)$ er forventet artsantall pr. 100 individer (angitt med stiplede linjer).*

Alle rådata er log-transformert før korrelasjons- og regresjonsanalysene. Det er brukt lineær regresjonsligning: $y = ax + b$, hvor $y = \log(E(S_n))$, $x = \log(\text{metallkonsentrasjon})$, a og b er konstanter.

Artsmangfold, $E(S_n)$, er plottet mot kopperkonsentrasjon i sedimentet i Fig. 2.

Korrelasjonskoeffisienter (R) mellom artsmangfold og hvert enkelt metall og mellom konsentrasjonene av de enkelte metallene, er vist i Tab. 2.

Tabell 2. Korrelasjonskoeffisienter

	$E(S_n)$	Cu	Zn	Pb	Cd
Cu	—0,79				
Zn	—0,35	0,56			
Pb	—0,50	0,67	0,87		
Cd	—0,35	0,45	0,79	0,66	
Hg	—0,46	0,50	0,79	0,78	0,81

$E(S_n)$ og konsentrasjonen av kopper viste sterk negativ korrelasjon. Korrelasjonen mellom $E(S_n)$ og andre metaller enn kopper var moderat eller svak.

Den sterke negative korrelasjonen mellom $E(S_n)$ og kopper viser at det er en årsak-virkning sammenheng. Forhøyete kopperkonsentrasjoner virker giftig på noen arter og medfører nedsatt artsmangfold. Hvis det nedsatte artsmangfoldet var forårsaket av generell forurensningsbelastning eller andre faktorer som kopper opptrer sammen med, og ikke spesifikt av kopper, skulle en ikke vente at $E(S_n)$ var mye tydeligere korrelert med kopper enn med de andre metallene.

Av Fig. 2 framgår det at den mest sannsynlige helningskoeffisienten for regresjonslinjen for $E(S_n)$ mot Cu er —0,32. Det vil si at artsantallet grovt sett halveres for hver tidobling av kopperkonsentrasjonen. Ut fra de foreliggende data er det usikkert å angi noen terskelverdi for konsentrasjo-

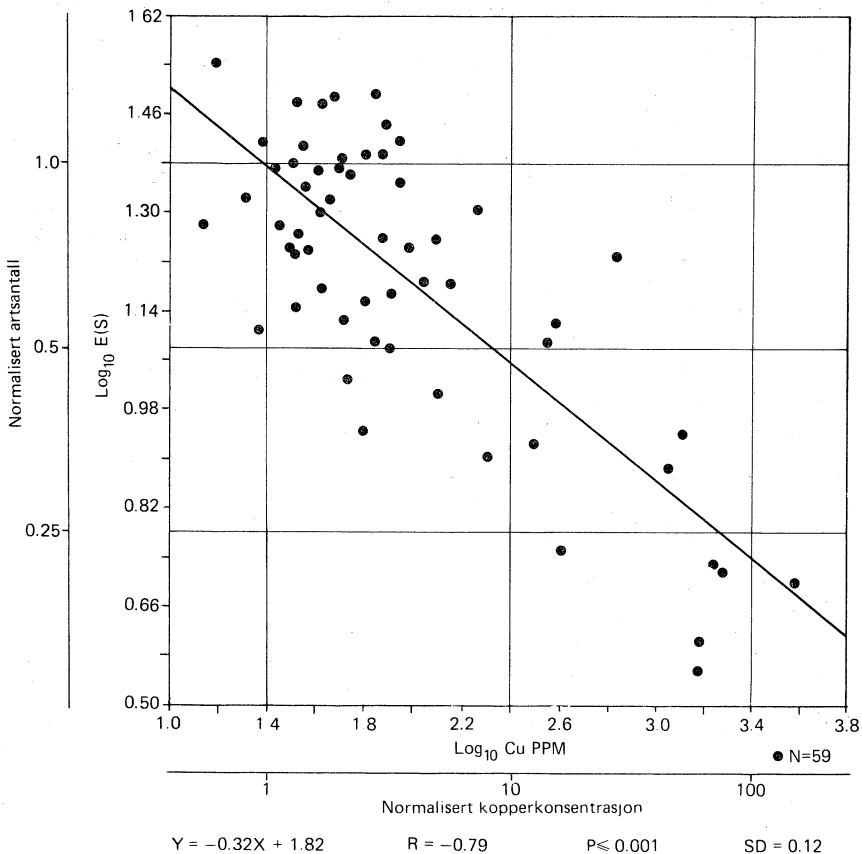
ner som fører til giftvirkninger. Det kan imidlertid se ut som at konsentrasjoner helt ned mot tre-fire ganger bakgrunnsnivået på 20—30 ppm (altså 60—120 ppm) har en viss giftvirkning.

Bryan (1976) hevdet at en økning i konsentrasjonene av enkelte av de mest giftige metallene i sjøvann med en faktor på 10 må forventes å gi nokså klare økologiske effekter. Kopper er det metall som er mest giftig for marine organismer, med unntak av sølv og kvikksølv. Bryan (1976) var opptatt av vanskeligheten med å oppdage mindre klare økologiske effekter og gradvise forandringer, og mente at effekter som følge av metallforurensning har gått upåaktet, så fremt de ikke var spesielt iøyenfallende. Studier av bløtbunnfaunasamfunn, kombinert med data om forurensningsbelastning, har minsket denne vanskeligheten.

Kopperforurensete fjorder

Resultater fra undersøkelser i fire kopperforurensete fjorder er vist på Fig. 3—6. På kartene øverst på hver figur er stasjonene angitt med symboler (gråskala) som viser artsmangfold basert på en skala inndelt i fem klasser: svært lavt (svart), lavt, moderat, normalt og høyt (hvitt) (Rygg 1984 b). Resultatene er plottet i diagrammer tilsvarende Fig. 2. Regresjonslinjen fra plottet i Fig. 2 er beholdt i Fig. 3—6.

Nordrana (Fig. 3) er påvirket av utslipp fra Jernverket, Koksverket og av avgang fra oppredningsverk for bergverksindustrien. Det skjer også utlekking fra eldre, undersjøiske metallholdige deponier. Artsmangfoldet var lavest innerst i fjorden og utover langs fjordens sider. I de samme områdene er metallkonsentrasjonene i sedimentet høyere enn ellers i fjorden (Kirkerud & al., 1977).



Figur 2. Sammenheng mellom arts mangfold, uttrykt ved forventet artsantall pr. 100 individer ($E(S_n)$), og koppperkonsentrasjon (Cu ppm) i sedimentet på 59 stasjoner i ni fjorder. Log₁₀: logaritmen med grunntall 10. Skala med normaliserte verdier er angitt med 24 (logaritmeverdi 1,38) som enbet for artsantallet og 25 ppm (logaritmeverdi 1,4) som enbet for koppperkonsentrasjonen. Regresjonslinjen er regnet inn på plottet. Nederst er ligningen for regresjonslinjen (Y), korrelasjonskoeffisienten (R), sannsynligheten for at det ikke er noen sammenheng (P), og det maksimale avviket for belningskoeffisienten for regresjonslinjen (SD) ved konfidensnivå 1-P angitt.

Orkdalsfjorden (Fig. 4) er betydelig metallforurenset. Utslipet av løste tungmetaller ved Thamshavn innerst i fjorden, som opphørte i oktober 1983, var blant de største i landet. Metallene var oppløst i surt gruvevann som ble ledet i en ledning fra Løkken. De årlige utslipp var på 2970 tonn jern, 780 tonn sink, 451 tonn kobber og 2,4 tonn kadmium (Arnesen 1976). Sedimentene i fjorden er betydelig metallforurenset.

Gaulosen er nabo til Orkdalsfjorden og har lignende naturgitte forhold, men mottar betydelig mindre metallforurensning og sedimentene viser lavere metallkonsentrasjoner enn i Orkdalsfjorden (Skei 1983). Faunaen i Gaulosen hadde mye høyere arts mangfold enn faunaen i Orkdalsfjorden.

Sørfjorden i Hardanger (Fig. 5) er sterkt forurenset av metaller som er tilført fjorden fra sink-smelteverket i Odda siden 1908. I 1972 var de årlige utslipp på 1648 tonn bly, 2200 tonn sink, 110 tonn kobber og 11 tonn kadmium (Skei & al. 1972). Konsentrasjonene av tungmetaller i sedimentene er svært høye. Artstallet var lavt.

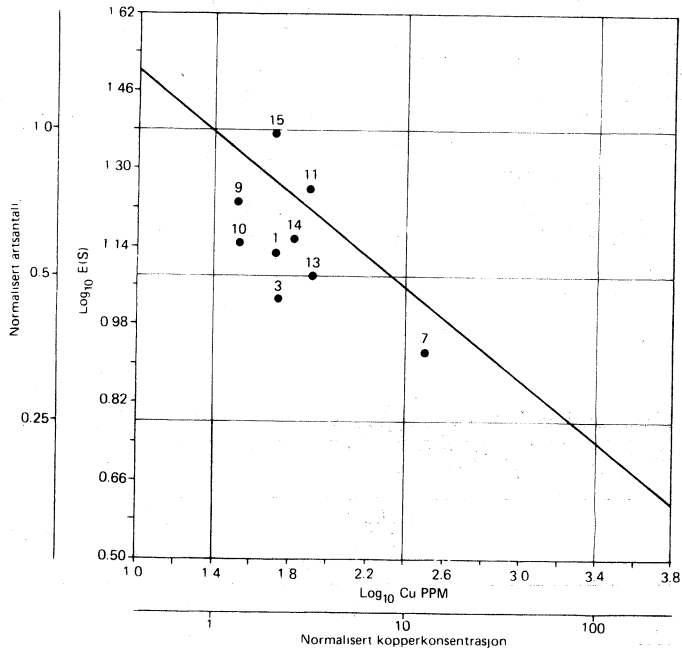
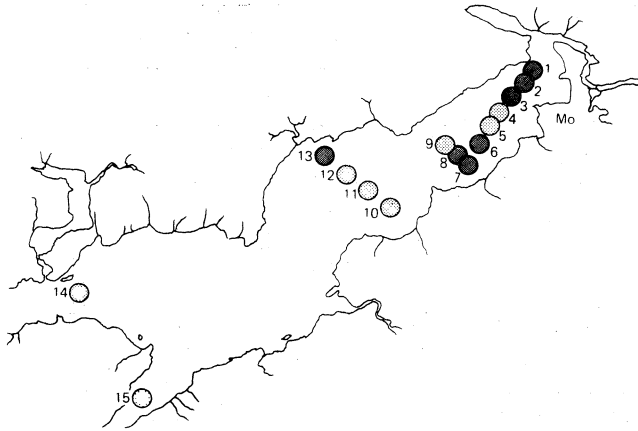
Kristiansandsfjorden (Fig. 6) mottar betydelige forurensningstilførsler i den nordvestlige, indre delen. Falconbridge Nikkelverk har store utslipp av miljøgifter. Årlig utslipp av kobber er oppgitt til 60 tonn (Molvær 1981). Det var en tydelig gradient fra en artsfattig fauna i det indre området til en normal fauna i hovedfjorden.

Skadevirkningenes omfang

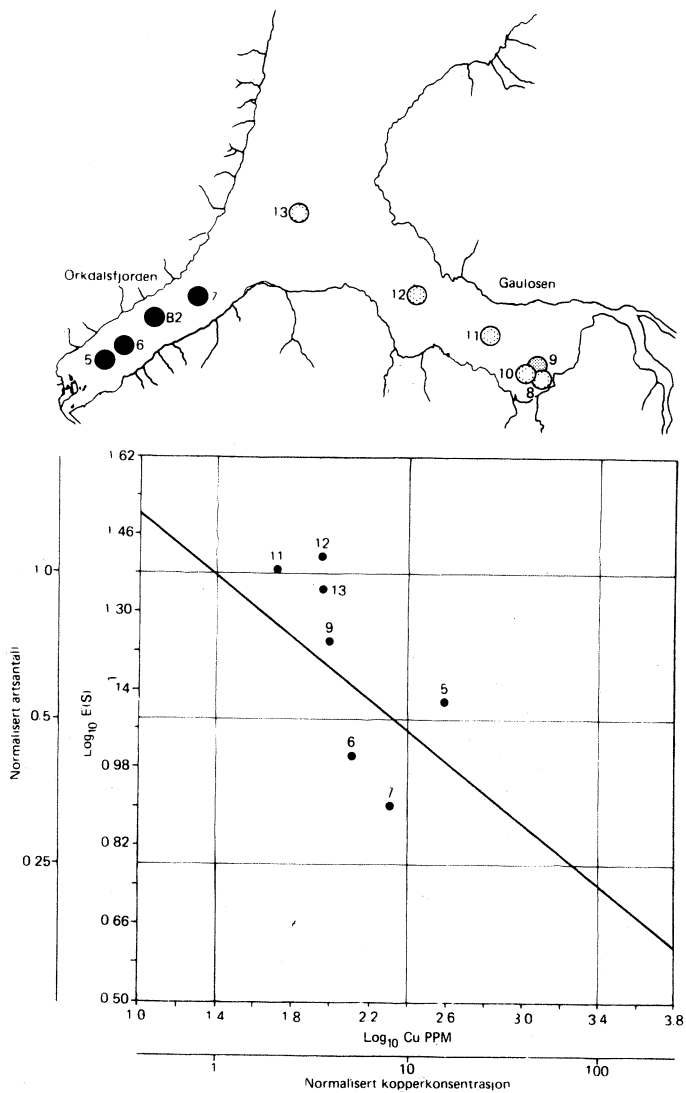
Artstallet i de forurensete delene av de fire fjordene lå på gjennomsnittlig halvparten av det normale. Det totale artsantallet i bløtbunnfaunasamfunnet i en normal fjord er antagelig flere hundre. Ved en omfattende undersøkelse i Fensfjorden med grabb og sleperedskaper fant Brattegard & Høisæter (1973) over 400 bløtbunnfaunaarter, og det vil alltid finnes mange arter som ikke er kommet med i prøvene. Antas 500 som et normalt artsantall i bløtbunnfaunasamfunnet i en vanlig fjord med gunstige miljøforhold, kan tapet av arter reknes ut (Tab. 3).

Tabell 3. *Areal med nedsatt arts mangfold og tapte artsantall i bløtbunnfaunaen i fire kobberforurensete fjorder, med antagelse av at artsantallet i en tilsvarende ikke-forurenset fjord er 500.*

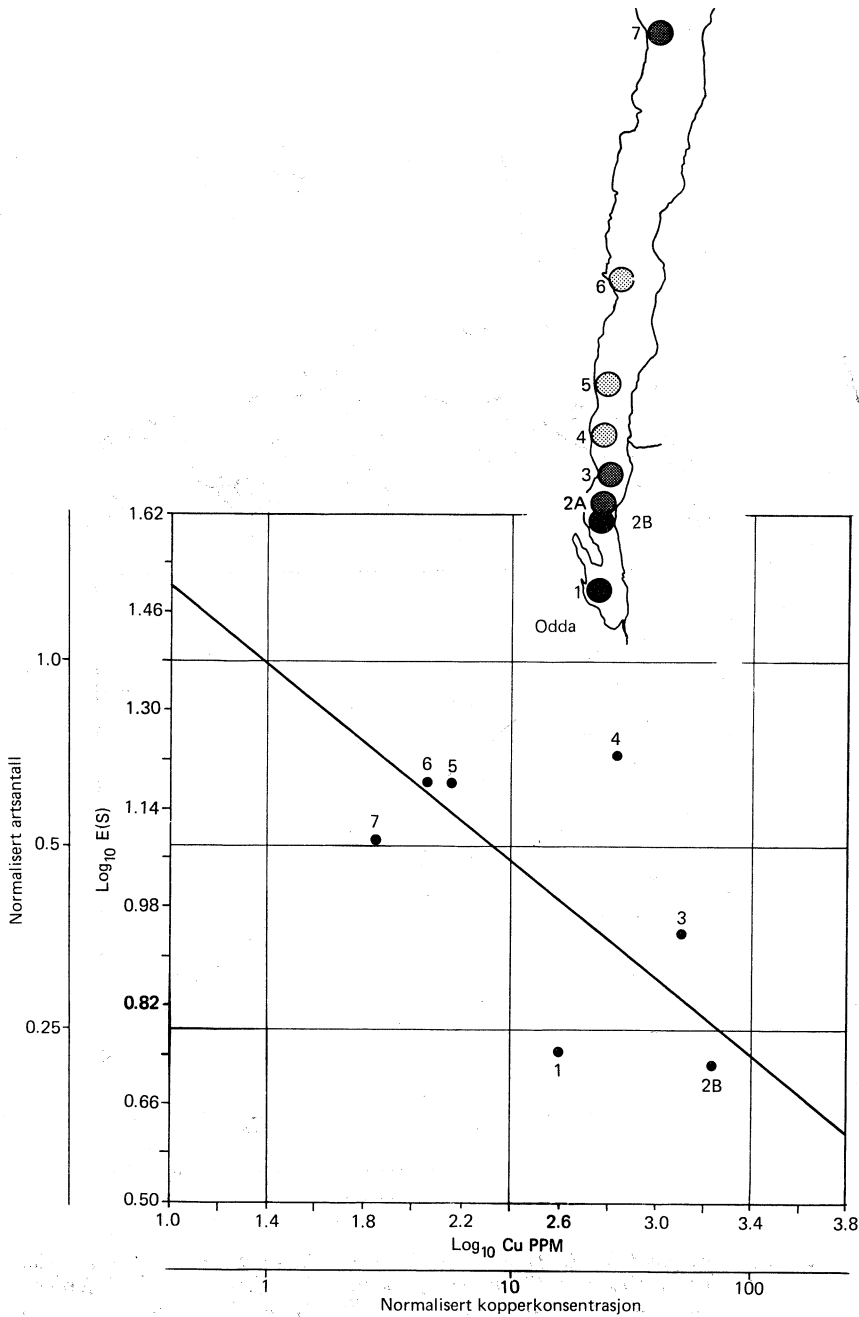
	<i>Areal med nedsatt arts mangfold (km²)</i>	<i>Relativt arts mangfold</i>	<i>Tapte arts antall</i>
Nordrana	70	0,6	200
Orkdalsfjorden	15	0,4	300
Sørfjorden	40	0,45	275
Kristiansandsfjorden	5	0,25	375



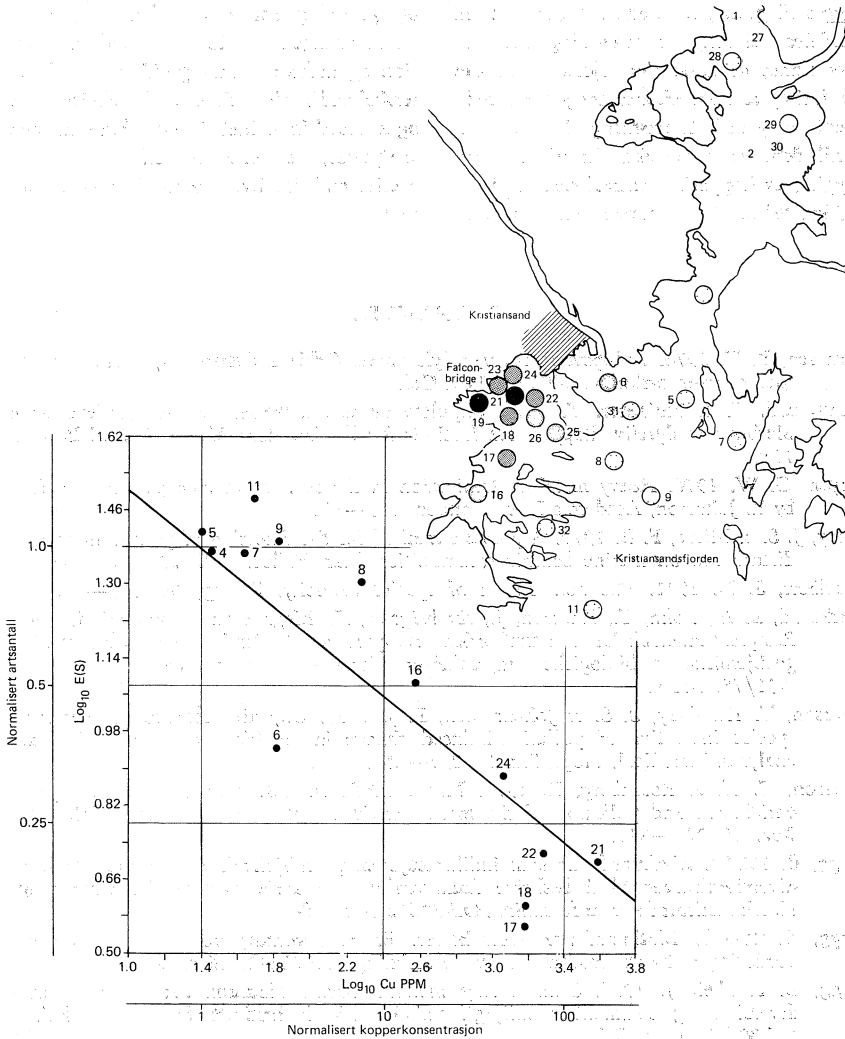
Figur 3. Artsmangfold og kopperkonsentrasjoner i sedimentet på stasjoner i Nordrana. Artsantallet i det meste av fjorden lå på mellom 0,4 og 0,8 av det normale, som var representert ved stasjon 15 på grunnere vann ytterst i fjorden. Regresjonslinjen fra Fig. 2 er tegnet inn.



Figur 4. Artsmangfold og koppekonsentrasjoner i sedimentet på stasjoner i Orkdalsfjorden og Gaulosen (Trondheimsfjorden). På stasjonene i Orkdalsfjorden (5, 6, 7, B2) var artsantallet redusert til mellom 0,3 og 0,5 av artsantallet i Gaulosen. På stasjon B2 og 10 ble det ikke målt koppekonsentrasjon i sedimentet. $\text{Log}_{10} E(S_n)$ var der henholdsvis 0,94 og 1,39. Regresjonslinjen fra Fig. 2 er tegnet inn.



Figur 5. *Artsmangfold og kopperkonsentrasjoner i Sørfjorden i Hardanger. Artsantallet på stasjon 1—7, som dekker den indre halvdel av Sørfjorden, lå på mellom 0,2 og 0,7 av det normale. Regresjonslinjen fra Fig. 2 er tegnet inn.*



Figur 6. Artsmangfold og kobberkonsentrasjoner i sedimentet på stasjoner i Kristiansandsfjorden. I området utenfor Falconbridge Nikkelverk og i nærheten av Kristiansand lå artsantallet på mellom 0,15 og 0,5 av det normale. Regresjonslinjen fra Fig. 2 er tegnet inn.

Det er betydelige tap av arter over betydelige arealer. Hvis naturvernkrakter legges til grunn, må dette betegnes som en særdeles alvorlig forurensningssituasjon. Det finnes dessuten flere fjorder som kan ha forhøyete kopperkonsentrasjoner i sedimentene og nedsatt artsmangfold, men som hittil ikke er undersøkt. En videre kartlegging av kopperkonsentrasjonene i fjord- og kystsedimenter, sammen med bløtbunn-

faunaundersøkelser, vil gi mer opplysning om forurensningens geografiske omfang, og grunnlag for nøyere beregninger av sammenhengen mellom kopperkonsentrasjon og nedsatt artsmangfold, eventuelt en terskelverdi. Ved slike undersøkelser bør også metallinnholdet i selve bunnfaunaen analyseres, da dette antagelig gir et mer presist mål for hvor sterkt dyra er eksponert.

HENVISNINGER

- Arnesen, R. T. 1976. Avløpsvann fra vannfylt gruve. Orkla Industrier A/S. Norsk institutt for vannforskning. 0-73031, 11 s. Oslo.
- Brattegard, T. & Høisæter, T. 1973. Supplerende undersøkelser av Fensfjordens dype bløtbunners dyreliv. Rapport fra Institutt for Marinbiologi, Universitetet i Bergen, 71 s.
- Bryan, G. W. 1976. Heavy metal contamination in the sea. In, Marine pollution, edited by R. Johnston, Academic Press, London, 185—302.
- Gray, J. S. & Mirza, F. B. 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 20, 142—146.
- Hurlbert, S. N. 1971. The non-concept of species diversity. Ecology 53, 577—586.
- Kirkerud, L. A., Bokn, T., Knutzen, J., Kvalvågnes, K., Magnusson, J. og Skei, J. 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. Norsk institutt for vannforskning. 0-31/75, 141 s.
- Pearson, T. H., Gray, J. S. & Johannessen, P. J. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analyses. Mar. Ecol. Progr. Ser. 12, 237—255.
- Pearson, T. H. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16, 229—311.
- Rygg, B. 1984 a. Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. Norsk institutt for vannforskning. OF-80612 39 s. Oslo.
- Rygg, B. 1984 b. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Norsk institutt for vannforskning. OF-80612, 16 s. Oslo.
- Rygg, B. & Skei, J. 1984. Sammenheng mellom marine bløtbunnfaunasamfunns artsdiversitet og sedimentets miljøgiftinnhold. Norsk institutt for vannforskning. OF-80612, 14 s. Oslo.
- Skei, J. M. 1983. Trondheimsfjorden 1981, Delrapport III. Sedimentundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 102/83. 26 s. SFT/NIVA, Oslo.
- Skei, J. M., Price, N. B., Calvert, S. E. & Høltedahl, H. 1972. The distribution of heavy metals in sediments of Sørfjord, West Norway. Water, Air & Soil Pollution. 1, 452—461.