

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O-75038

BIOLOGISKE METODER AKTUELLE VED OVERVÅKING AV VANN-
RESSURSER.

Vedlegg: Forslag til noen grunnlagsstudier og meto-
deforskningsprosjekter.

Rapporten avsluttet: 3.4.1979

Saksbehandler: *Jon Knutzen*

Instituttetsjef: *Kjell Baalsrud*

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80
Gautstadalleen 46 69 60
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	75038
Undernummer:	IX
Løpenummer:	1112
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Biologiske metoder aktuelle ved overvåking av vannressurser. <u>Vedlegg:</u> Forslag til noen grunnlagsstudier og metodeforskningsprosjekter.	Dato: 3.4.1979
	Prosjektnummer: 75038
Forfatter(e): Jon Knutzen m/medarb. (se forord)	Faggruppe: Hydrobiologi
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 172

Oppdragsgiver: Statens Forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
-----------------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Sammenstilling av overvåkingsrelevante metoder innen ferskvannsbiologi og marinbiologi. (Felt- og laboriemetoder).

4 emneord, norske:
1. <u>Overvåking</u>
2. <u>Biologiske metoder</u>
3.
4.

4 emneord, engelske:
1. <u>Monitoring</u>
2. <u>Biological methods</u>
3.
4.

.....
Prosjektleders sign.:

.....
Seksjonsleders sign.:

.....
Instituttetsjefs sign.:

Stf.

ISBN 82-577-0154-8

F O R O R D

Denne rapport er skrevet på oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn (brev av 15.11.1978) som ledd i arbeidet med å etablere et nasjonalt overvåkingsprogram for vannressursene.

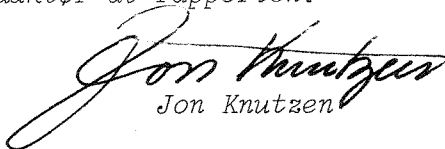
Hensikten har vært å gi en relativt bred, og så vidt mulig populær orientering om biologiske metoder som kan være aktuelle i forbindelse med overvåking. Herunder skulle det legges vekt på å vise hvilke informasjoner som fås ved de enkelte metoder og hvilke typer av forurensningsproblemer de dekker. Videre er det tatt med opplysninger om analysepriser og anslag over arbeidsutgifter, når dette har vært mulig.

Utredningstemaet er omfattende og til dels uoversiktlig fordi oppfatningene av begrepene "overvåking" og "biologiske metoder" er noe forskjellig. Det er lagt mer vekt på å få frem stoffet innen rimelig tid enn på å gjøre utredningen fullstendig og fremstillingen i de enkelte kapitlene enhetlig. Man vil f.eks. finne at det noen steder er funnet formålstjenlig med litteraturreferanser, andre steder ikke. Etter avtale med SFT er det formulert en del forslag til metodikkprosjekter, som er samlet i vedlegg. Arbeidet med denne delen har måttet bli begrenset, og forskningsbehovet innen metodikk er betydelig større enn det antallet prosjektforslag gjenspeiler.

Ved instituttet har et stort antall medarbeidere vært engasjert som utredere for de enkelte kapitler:

K. Aanes (kap. 22, 23, A8), T. Bokn (kap. 10.1, 26.1, 26.2, 28), P. Brettum (kap. 18, 19, A5, A7), H. Efraimsen (kap. 7), B. Faafeng (kap. 17, A6), M. Grande (kap. 14, 24), N. Green (kap. 27, A10), I. Haugen (kap. 26.3, 30, 31, A12), T. Källqvist (kap. 8, 11, 12, A1, A7), G. Kjellberg (kap. 21), L. Kirkerud (kap. 9.2), J. Kotai (kap. 4), E.-A. Lindstrøm (kap. 19, A5, A6), L. Lingsten (kap. 9.3), K. Ormerod (kap. 2), R. Romstad (kap. A7), B. Rørslett (kap. 20, 30, A6, A9), B. Rygg (kap. 10.4, 27, 29, A10, A11), O. Skulberg (kap. 4, 11, 12, 15, 32, A7), K. Sørensen (kap. 5, 6, 7), T. Traaen (kap. 3, 7, 14, 16). Kap. 25 om forsureningsindikatorer skyldes I. Muniz og B.O. Rosseland fra prosjektet Sur Nedbørs virkning på Skog og Fisk. Det understrekes at ansvaret for detaljutformingen av de enkelte kapitler ofte hviler på undertegnede som redaktør av rapporten.

Oslo, 1. mars 1979


Jon Knutzen

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E		Side:
FORORD		1
1. INNLEDNING		5
2. HYGIENISKE PARAMETERE		7
3. BESTEMMELSE AV TOTALANTALL BAKTERIER VED DIREKT-TELLING		12
4. SESTONMETODIKK		13
5. BESTEMMELSE AV KLOROFYLL		19
6. BESTEMMELSE AV TØRRSTOFF OG GLØDEREST		22
7. ATP SOM MÅL FOR BIOMASSE		24
8. BIOKJEMISKE INDIKATORER, PLANTEPLANKTON		26
9. METALLINDIKATORER		29
9.1 Marine benthosalger		31
9.2 Marine muslinger		34
9.3 Alger og moser i ferskvann		42
10. MARINE INDIKATORER PÅ ORGANISKE MILJØGIFTER		44
10.1 Petroleumshydrokarboner		44
10.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner		51
10.3 Halogenerte hydrokarboner		54
11. ALGETESTER - VEKSTPOTENSIAL OG BEGRENSENDE NÆRINGSSTOFFER		55
12. ALGETESTER - TOKSISITET		57
13. TEST PÅ MUTAGENE STOFFER		60
14. BIOLOGISK OVERVÅKING AV AVLØPSVANN		61
15. FORSØKSOPPSTILLINGER I FELT - RENNER		65
16. NEDBRYTNING AV ALLOKTONT MATERIALE - MULIG FORSURNINGSINDIKATOR		71

	Side:
17. PLANTEPLANKTONETS PRIMÆRPRODUKSJON	72
18. METODE FOR KVALITATIVE OG KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONANALYSER (sedimenteringsmetoden)	75
19. BEGROINGSSAMFUNN I RENNENDE VANN	80
20. HØYERE VEGETASJON	84
21. DYREPLANKTON I INNSJØER	86
22. BUNNFAUNA I FERSKVANN	89
22.1 Bunnfauna i elver	89
22.2 Bunnfauna i innsjøer	91
22.3 Bearbeidelse og presentasjon	92
23. BRUK AV KUNSTIGE SUBSTRATER VED STUDIER AV BUNNFAUNA I STRØMMENDE VANN	102
24. OVERVÅKING VED HJELP AV FISK. FELTUNDERSØKELSER I FERSKVANN ..	106
25. HVIRVELLØSE DYR OG FISK SOM FORSURNINGSINDIKATORER	110
26. SAMFUNN AV FASTSITTENDE MARINE ALGER SOM FORURENSNINGSINDIKA- TOR	115
26.1 Tang i fjærebeltet	115
26.2 Mengdemessig forhold mellom antall arter av rødalger, brunalger og grønnalger	118
26.3 Vertikalutbredelse av fastsittende alger	120
27. STEREOFOTOGRAFERING AV MARINE HARDBUNNSAMFUNN	122
28. MARINE SAMFUNN I FJÆREBELTET	124
29. BLØTBUNNSFAUNA SOM INDIKATORSYSTEM PÅ MILJØKVALITET I FJORDER .	130
30. FJERNANALYSE TIL REGISTRERING AV VANNPLANTER	137
31. ALGESONDE	141
32. MILJØPRØVEBANK I SAMMENHENG MED OVERVÅKING AV VANNRESSURSER ..	142

VEDLEGG:	FORSLAG TIL NOEN GRUNNLAGSSTUDIER OG METODEFORSKNINGS- PROSJEKTER	145
A1	BIOKJEMISKE PARAMETRE SOM INDIKATORER PÅ PLANKTONALGERS FYSIOLOGISKE TILSTAND	146
A2	BAKGRUNNSNIVÅER OG EGNEDE INDIKATORER PÅ FOREKOMST AV POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I MARINE OM- RÅDER	148
A3	MARINE BENTHOSALGER SOM METALLINDIKATORER - NORMALVARIA- SJON I METALLINNHOOLD I RELASJON TIL FORSKJELLIGE MILJØFAKTORER	150
A4	ALGER OG MOSER SOM METALLINDIKATORER I NORSKE FERSKVANNS- FOREKOMSTER	153
A5	TYPIFISERING AV LOKALITETER I STRØMMENDE VANN SOM GRUNNLAG FOR OVERVÅKING	155
A6	LITTORALE ALGESAMFUNN I INNSJØER (FORPROSJEKT)	159
A7	BLÅGRØNNALGER SOM INDIKATORER I FERSKVANN	160
A8	BRUK AV KUNSTIGE SUBSTRAT VED INNSAMLING AV HVIRVELLØSE DYR I STRØMMENDE VANN	163
A9	<u>SPHAGNUM</u> I ELVER OG INNSJØER - EN MULIG FORSURNINGSINDIKA- TOR	164
A10	SUPPLERENDE STEREOFOTOGRAFERING AV HARDBUNNSSAMFUNN I FRIERFJORDOMRÅDET	167
A11	VIDERE UTPRØVING AV METODER TIL BESKRIVELSE AV MARIN BLØTBUNNSFAUNA FOR OVERVÅKINGSFORMÅL	169
A12	UTARBEIDELSE AV NØKLER TIL REGISTRERING AV FASTSITTENDE MARINE ALGER VED FLYFOTOGRAFIER (FORPROSJEKT)	171

1. INNLEDNING

Hovedproblemet med overvåking ved biologiske metoder er å etablere en referanse, dvs kunnskaper om naturbetingede fenomener: tilstander, prosesser og deres fluktuasjoner og variasjoner. Det er bare på et slikt grunnlag at det kan trekkes sikre konklusjoner om konsekvensene av forskjellige sivilisatoriske påvirkninger.

I en lang rekke tilfeller er resultatene av menneskelige inngrep blitt dokumentert gjennom biologiske observasjoner. Felles for de fleste av disse tilfellene er imidlertid at belastningene har vært store, og virkningene tilsvarende åpenbare. Hovedoppgaven for biologene har ofte innskrenket seg til å gi en skikkelig dokumentasjon sammen med en så vidt mulig klar fremstilling av ungdomskolens biologipensum anvendt på de enkelte forurensningssituasjoner.

Denne form for anvendt biologi - dokumentasjon og opplysningsvirksomhet - vil det fortsatt være noe behov for ved fremtidige større inngrep og belastningsreduksjoner. Det bør imidlertid neppe være biologisk overvåkings hovedoppgave. Man må anta at den alminnelige bevissthet om menneskets avhengighet av naturen er vesentlig øket og automatisk vil gjøre seg gjeldende ved fremtidige planer og beslutninger, slik at akutte og massive forurensningseffekter stort sett begrenses til de rene uhell.

Oppgaven for biologisk og annen overvåking vil da gå mer i retning av å bidra til:

- a) å etterspore og forutsi virkningene av langsiktige, dels mindre utpregede, dels vanskelig unngåelige påvirkninger,
- b) å styre utviklingen mot nærmere definerte mål.

Behovet for et slikt arbeide er udiskutabelt i en sivilisasjon med et sannsynlig overforbruk av ressurser. Det primære redskapet man har til rådighet - økologisk innsikt - er mer tvilsomt. Kunnskapene er for så vidt tilstrekkelige hvis man tar i bruk radikale virkemidler for å være på den sikre siden. Utilstrekkeligheten melder seg først når man krever en fin balansegang mellom kortsiktige økonomiske behov og hensynet til fremtiden.

Det er derfor ønsket om både vern og utnyttelse som stiller biologien (og andre naturfag) overfor de største utfordringer. Det er viktig å være klar over at i svært mange tilfeller mangler vi økologisk innsikt til å gi presise svar. Dette gjelder ikke bare globale/regionale problemer som forsurening, jordens varmebalanse, forstyrrelse av den hydrologiske syklus eller potensiell snik-forurensning med særlig farlige stoffer, men hele rekken av hverdagslige spørsmål man vil møte ved nasjonal og lokal overvåking.

Det finnes ingen skippertaksløsning på dette dilemma. Derimot foreligger en viss risiko for at overdreven tro på en enkel overvåking skal gi falsk trygghetsfølelse. For å unngå dette må den del av overvåkingen som sikter mot å belyse virkningene av langvarige belastninger kobles til forskning og på mange måter selv ha karakter av langsiktige forskningsprosjekter.

2. HYGIENISKE PARAMETRE

Generelt

Innen feltet vannforskning kan det være av interesse å benytte flere forskjellige indikatororganismer for å påvise tilstedeværelse av fekalier fra mennesker og dyr. Kjemiske analysemetoder til samme formål er også under utvikling og utprøving. Indikatoren må velges i tråd med formålet for undersøkelsen. I desinfeksjonsstudier av avløpsvann fra kloakkrenseanlegg kan det være behov for å velge en indikatororganisme som tåler desinfeksjonsmidlet i samme grad som de mest motstandsdyktige sykdomsfrembringende organismer som kan spres med feces. I overvåking av vassdrag og fjorder kan en kjemisk metode kanskje komme til å vise seg mest velegnet til bedømmelse av påvirkningsgrad fra fekalier.

Når man skal arbeide innen feltet "overvåking", gjelder det for vassdrag og fjorder som for andre overvåkingsobjekter, at man velger en parameter som er velegnet til formålet, som er kjent fra foregående praksis, og som er enkel nok til at et overvåkingsprogram lar seg gjennomføre både praktisk og finansielt.

Aktuelle parametere.

En slik parameter er tarmbakterien *Escherichia coli* som finnes i store mengder i tarminnholdet fra mennesker og varmblodige dyr, og har rimelig overlevningsevne ute i naturen i forhold til patogene tarmbakterier som *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae*. Det finnes en rekke metoder til å analysere for innholdet av *E. coli* i vann og sedimenter. Noen er kompliserte og arbeidskrevende, andre er enkle, men lar seg ikke benytte for alle prøvetyper. Felles for alle metodene er at de også inkluderer andre bakterier fra prøven enn *E. coli*. De bakterier som kan utføre de samme reaksjoner som *E. coli* i testen, vil bli medbestemt. Jo mer kompliserte tester man utfører, jo færre andre bakterier enn *E. coli* blir tilbake, men jo mer arbeidskrevende blir testen. De bakteriene som blir medbestemt i disse metodene går under fellesnavnet "Coliforme bakterier".

I USA er det utarbeidet en metode for "Fekale coliforme bakterier" (U/S. Standard Methods), der undersøkelser har vist at mer enn 90 % av alle de bakterier som gir positivt utslag i metoden er fekale coliforme bakterier, selv om ikke alle er *E. coli*. Denne metoden er anbefalt i Verdens Helseorganisasjons nye håndbok "Manual on Analysis for Water Pollution Control", som er under utgivelse nå (1978). I de nordiske land er standardiseringsarbeid i gang for utvelgelse av egnede indikatororganismer og metoder for disse, for kontroll av drikkevann og generell vannkvalitetskontroll. Uansett hvilke analysemetoder som velges, bør inntil videre "coliforme bakterier", og helst i en form for selektering av *E. coli*, velges som generell indikatororganisme for fekal forurensning både i ferskvann og sjøvann.

Andre indikatororganismer for fekal forurensning i vanlig bruk er fekale streptococcer og anaerobe sulfittreducerende sporedannere (egentlig *Clostridium perfringens*).

Fekale streptococcer finnes i mindre mengder enn *E. coli* i menneskers feces, mens det for feces fra husdyr ofte er motsatt. Fekale streptococcer overlever lenger i vann enn *E. coli*, spesielt i sjøvann. Dessuten tåler de bedre basisk miljø.

C. perfringens er en sporedanner som finnes i menneske-feces i små mengder i forhold til *E. coli*. På grunn av at denne bakterie danner sporer, kan den overleve meget lenge ute i vann og sedimenter, og kan brukes til påvisning av gammel forurensning, eller til å bedømme forurensningsgraden av sedimenter.

Fekale streptococcer og *C. perfringens* bør derfor benyttes i spesialundersøkelser, som supplement til metoden for coliforme bakterier.

"Kimtall" bør også inngå som en hygienisk overvåkingsparameter. En mer nøyaktig angivelse av metoden er: "Heterotrofe bakterier bestemt etter tre døgns inkubering ved 20 °C." Denne parameter gir en indikasjon på prøvens innhold av lett nedbrytbart organisk stoff. Er slikt stoff til stede i

vannet, vil det bli nedbrudt av bakterier og sopp. Disse vil førmere seg under nedbrytningsprosessen, og føre til diverse problemer for menneskers bruk av vannet, f.eks. ved slamdannelse i ledninger, eller ved spredning av potensielt patogene organismer som på grunn av sin økning i antall kan komme til å infisere næringsmidler, planter, dyr og mennesker.

Denne parameter er også under standardisering på nordisk basis.

Basert på resultatene fra overvåkingsparametrene "coliforme bakterier" og "20 °C-kimtall", kan man vurdere om det i spesielle tilfeller skal analyseres for andre indikatororganismer eller tilstedeværelse av plante-, dyre- eller menneskepatogene organismer. Denne avgjørelse må tas ut fra hvilke aktiviteter som foregår i området, hvilke sykdommer som finnes blant områdets befolkning og innen jordbruket, samt mulighetene for at disse smittestoffene kan spres til den aktuelle vannkilde.

Eksempel på hygienisk overvåkingsopplegg

Som et eksempel på valg av indikatororganismer henvises til etterfølgende tabell, som er tatt fra WHO's Coordinated Mediterranean Pollution Monitoring and Research Programme: Guidelines for Health Related Monitoring of Coastal Water Quality. (WHO, København 1977).

EXTENDED MONITORING MICROBIOLOGICAL PARAMETER GUIDE

Monitoring organism	Sea food					Recreation		Sewage
	Water	Sedi- ment	Mollusc	Crust- acean	Fish	Water	Sedi- ment	Source of pollution
Total heterotrophic			M*					
Total coliforms	M*		M*			F*		M
Faecal coliforms	M*	M*	M*			F*	F	M
Faecal streptococci	M*		M*			F*		M
<u>Clostridium perfringens</u>		M					M	M
<u>Salmonella</u>		M	M	M	M	M	M	M
<u>Salmonella typhi</u>			M					
<u>Vibrio cholerae & NAG</u>			M					
<u>Vibrio parahaemolyticus</u>		M	M	M				M
<u>Shigella</u>								M
<u>Yersinia</u>								M
Parasites			M				M	M
Enteric viruses			M					M
Biotoxins (PSP)			M					

Notes: F = Fortnightly sampling; monthly, outside the recreation season
M = Monthly sampling
* = indicates activity that is also part of the minimum programme (see Chapter 6)

"Heterotrofe bakterier" er her valgt for overvåking av skjell fordi et høyt antall slike bakterier reduserer holdbarheten av skjellene under transport og lagring før de viderebehandles til mat.

Prøvetaking

Kun sterile flasker fra analyselaboratoriet må brukes til bakteriologisk prøvetaking.

Prøveflaskene er pakket i papir som først må fjernes idet prøven skal tas. Kast ikke papiret; det skal brukes til å pakke flasken inn igjen etter prøvetakingen.

Prøvetakeren må i hvert enkelt tilfelle vurdere forholdene på stedet. Målet er å få en mest mulig representativ prøve fra vannkilden. Prøven skal tas et stykke ut fra elvebredd eller strandkant, og stillestående bakevjer skal unngås.

Hendene bør være nyvasket og godt skyllet slik at det ikke er såperester på dem. Det kan også brukes sterile engangshansker av plast, eventuelt nye plastposer som vrenses før bruk.

Prøvetaking fra bekk eller elv utføres ved å fjerne korken/skrulokket fra flasken ved å holde om den nedre del av flasken og øvre del av korken/lokket. Flasken holdes nederst slik at hånden kommer så langt fra munningen som mulig. Dypp flasken under overflaten med flaskeåpningen rett ned. Vend åpningen svakt oppover og mot strømmen, og fyll flasken på ca. 2-3 cm dyp.

I stillestående vann fylles flasken på samme måte, men flasken føres sakte fremover under fyllingen.

Flasken må inneholde minimum 210 ml vann, men et luftrom bør være igjen i de 4 siste cm fra flaskemunningen slik at god blanding ved risting kan sikres.

Lukk flasken omhyggelig uten at flaskemunning, kork eller skrulokkmunning berøres. Eventuell aluminiumskapsel skal trykkes godt inn til flaskehalsen.

Flasken bør analyseres innen 6 timer etter prøvetakingen. Er dette umulig, må prøvene nedkjøles til kjøleskapstemperatur og fraktes og lagres ved denne temperatur, 2 - 10 °C. Vannet i prøveflasken må ikke få fryse til is.

Prøver som fraktes i termoboks med dypfryste termoelement må derfor beskyttes mot isdannelse ved at enten flaskene eller termoelementene pakkes i f.eks. avispapir.

Tid mellom prøvetaking og analysering skal ikke overskride 30 timer.

Omkostninger

Prisen pr. analyse er for coliforme bakterier kr. 30,- (membranfiltermetode) og for kimtall kr. 25,-. Analyse på innhold av bakterier i skjell vil koste ca. kr. 250,- pr. stk.

3. BESTEMMELSE AV TOTALANTALL BAKTERIER I VANN VED DIREKT-TELLING

Metodeprinsipp

Bakteriene farges med et fluorescerende fargestoff (acridine orange), filtreres på et sort-farget membranfilter og telles direkte på filteret i et epifluorescensmikroskop. Bakteriene vil fremtre som lysende partikler mot en mørk bakgrunn.

Vurdering av metoden

Direkt-telling er den eneste metoden som kan brukes til bestemmelse av totalantall bakterier i vann. Metoder som baserer seg på dyrking av bakterier før telling (kimtall) er som regel svært selektive og vil sjelden registrere mer enn noen få prosent (ofte mindre) av bakterier i en vannprøve fra naturen.

Foreløpig har vi relativt få data fra norske vannforekomster, men det er trolig at total antall bakterier vil kunne gi et mål for den heterotrofe status i en vannforekomst.

Metoden er ikke spesifikk for f.eks. kloakkutslipp, og vil derfor ikke gi raske utslag ved lave kloakkvannsbelastninger slik som bestemmelse av koliforme organismer. Total antall bakterier vil snarere reflektere de totale tilførsler av organisk stoff, enten kildene er naturlige eller kommer i form av utslipp.

Bestemmelse av total antall bakterier vil i kombinasjon med f.eks. klorofyll og ATP gi en verdifull karakterisering av biologiske forhold i vannmassene. Det er mulig at denne kombinasjon av parametre kan brukes f.eks. til utvikling av en autotrof/heterof-index som kan vise seg verdifull i sammenheng med overvåking.

En praktisk fordel med metoden er at prøvene kan konserveres i felten, og lagres inntil et par måneder for analysering.

LITTERATUR

HOBBIE, J.E., DALEY, R.J. & JASPER, S., 1977. Use of Nuclepore Filters for Counting Bacteria by Fluorescence Microscopy. - Appl. Environ. Microbiol. Vol. 33, No. 5, pp. 1225-1228.

TRAAEN, T., 1978. Telling av bakterier med epifluorescensmikroskop. Metodebeskrivelse. Rapport XB-27, NIVA, mai 1978.

4. SESTONMETODIKK

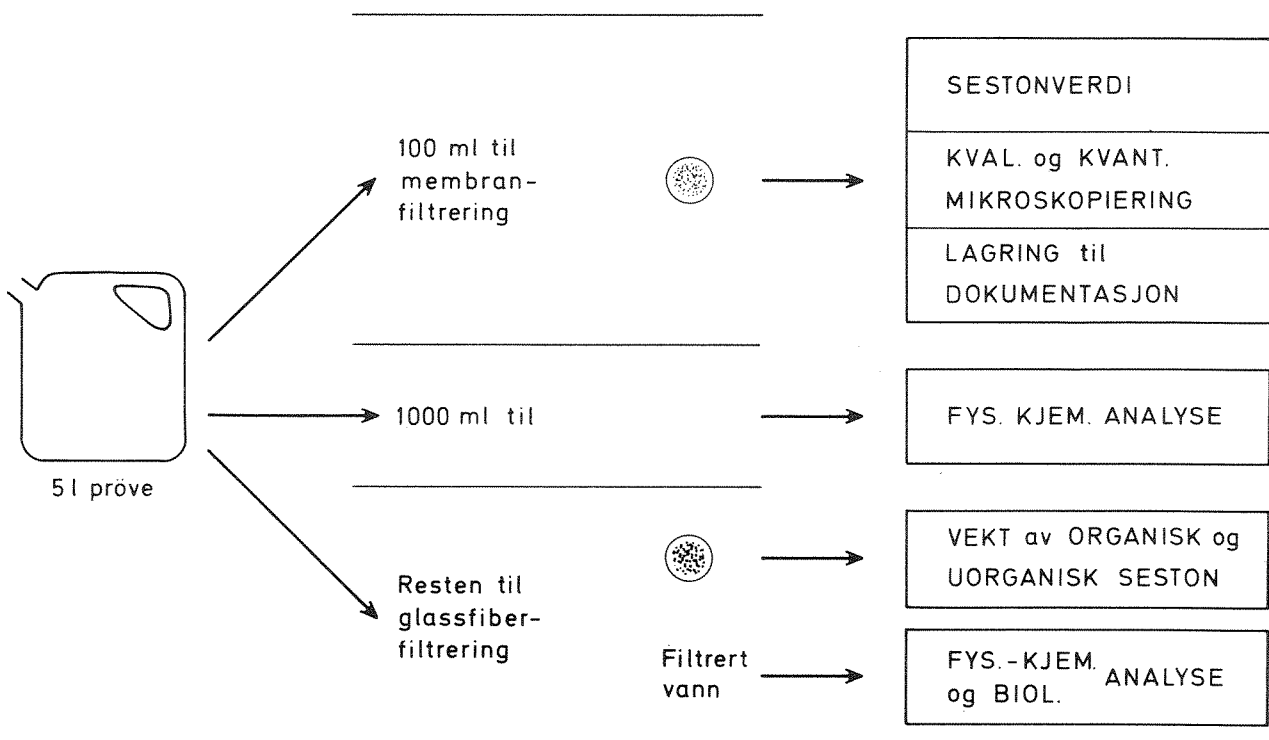
Begrepet seston

Seston er en fellesbetegnelse for alt suspendert materiale i vann som lar seg sedimentere, sentrifugere eller filtrere (Naumann: Limnologische Terminologie, Urban und Schwarzenberg, Berlin - Wien 1931. Herder Lexikon, Umwelt, Herder Freiburg, Basel - Wien 1973).

Det er en rekke metoder som er utprøvet for undersøkelser av suspendert materiale i vann. Allerede tidlig ble det ved Norsk institutt for vannforskning tatt opp arbeid på dette felt (Baalsrud og Henriksen 1964).

I forbindelse med biologiske undersøkelser av problemstillinger knyttet til plankton og organiske partikler i vassdrag og fjorder, viste det seg at bruk av sestonfiltre var et egnet hjelpemiddel for å gjøre observasjoner (Lindstrøm et al. 1973). På dette grunnlag ble den arbeidsrutine som i dag benyttes utviklet.

Nedenstående skisse gir en fremstilling over de viktigste bakgrunnsanalyser i forbindelse med sestonverdier:



Prøvetaking for membranfiltrering

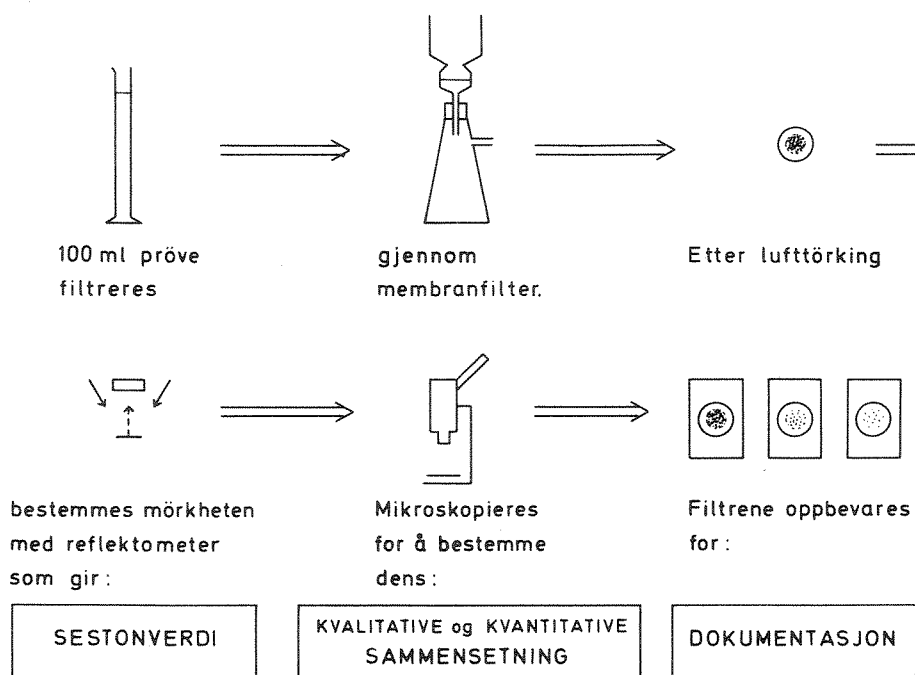
Til prøvetaking brukes en 1 liters plastflaske med lodd. Loddene bør være såpass store at flasken øyeblikkelig synker til det ønskede dyp (0,5 - 1 m), derved unngår en å avskumme overflaten. Samtidig bør en passe på at det ikke blir oppvirvling av bunnsediment.

Etter prøvetaking bør prøvene bearbeides så fort som mulig for å unngå forandring med hensyn til sestonkonsentrasjon. Det er særlig viktig å unngå vekst av organismer eller beiting, flokkulering og utfelling av stoffer.

Utstyr for filtrering av prøver i felt er rimelig (Sartorius Membranfilter Catalog 1976). Hvis det er anledning, er det hensiktsmessig å foreta filtreringen med en gang.

Bearbeidelse av prøver

På nedenstående skisse kan vi se en fremstilling av de forskjellige arbeidsoperasjoner for rutinebestemmelse av seston.



Av den 1000 ml vannprøve tar vi ut 100 ml etter at prøven er ristet godt. 100 ml prøve filtreres på membranfilter (Sartorius Membranfilter nr. 11306). Dette er et cellulosenitrat overflatefilter med en poreåpning på 0,45 - 0,6 μm .

Filteroverflaten er meget viktig i den videre analyse, så man må passe på at den ikke blir ødelagt under arbeidsoperasjonene (bruk pinsett ved håndtering av filter).

Etter filtrering lufttørkes membranfiltrene 2-5 timer, avhengig av hvor meget materiale det er på filteret.

Etter lufttørking blir sestonverdien bestemt med reflektometer (Scandinavian Pulp, Paper and Board 1961) og ved mikroskopering av den kvalitative sammensetning. Filtrene kan oppbevares i plastposer til dokumentasjon, eventuelt til videre analyse.

Sestonverdi. Optisk måling av reflektert lys

På grunn av at membranfilteret er et overflatefilter er det godt egnet til reflektometrisk bestemmelse. Så lenge kvalitativ sammensetning av seston ikke forandrer seg, er den avleste sestonverdi kun avhengig av konsentrasjon. (Bakgrunnsverdier for kjemiske og biologiske faktorer bør bestemmes med jevne mellomrom.)

Partikkelundersøkelse med lysmikroskopi

Partikkelmaterialet på sestonfiltrene er heterogent. Det kreves inngående kjennskap til partiklenes natur for å registrere og kvantifisere de ulike typer. Foruten organismer er leire, sand detritus og fibre viktige hovedkategorier av partikler. Det foreligger bestemmelseslitteratur for partikler som er til god hjelp ved den mikroskopiske analyse (Mc Crome et al. 1967).

Partikkelundersøkelse med scanning elektron-mikroskop (SEM)

Krav til dybdeskarphet og oppløsning gjør at det er begrenset hvor stor forstørrelse som kan oppnås i vanlig lysmikroskop. Med SEM derimot bevares dybdeskarpheten selv med 20 000 gangers forstørrelse. Partikler

og små detaljer som det er umulig å se i vanlig lysmikroskop kan studeres ved hjelp av SEM. Mikrofotografier tatt i SEM gjengir kompliserte strukturer nøyaktig og har stor dybdeskarphet. I dag er denne teknikken et viktig hjelpemiddel, f.eks. i beskrivelsen av organismenes mikrostruktur. For mikroskopering med spesielle filtertyper har metoden vist seg særlig velegnet. Ved en enkel forbehandling kan filtrene undersøkes direkte i SEM. (Arnesen 1977).

Bestemmelse av sestonets kjemiske stoffinnhold

En rekke ordinære analytiske metoder kan brukes for kjemisk bestemmelse av seston (Feigl 1960). Også fysiske metoder er velegnet til formålet. I en særstilling står røntgenfluorescensanalyse som har vist seg meget anvendbar. Metoden er standardisert og tilrettelagt for analyse av partikler på membranfiltre (Bonnieve-Svendsen et al. 1972). Det foreligger lang erfaring for bruk av denne fremgangsmåte ved bl.a. NILU. Det er formålstjenlig å ha en enhetlig måte til partikkelanalyse for luft og vann. Erfaringer med slik røntgenfluorescensanalyse av seston er lovende (Arnesen 1977).

Vektbestemmelse av seston på glassfiberfilter

Filtre til filtrering av sestonmateriale (glassfiberpapir Whatman GF.C) forbehandles og veies på analysevekt. Prøvevannet filtreres gjennom filteret til dette går tilnærmet tett, volumet måles. Etter en times tørking av filteret i tørkeskap ved 105 °C og avkjøling i eksikator bestemmes sestonets tørrvekt. Glassfiberfilteret glødes ved 480 °C i en time i glødeovn. Etter avkjøling og veiing bestemmes gløderest. Sestonets organiske stoffinnhold kan beregnes ved differens.

Tolking av resultatene

Sestonverdi er først og fremst uttrykk for den dominerende del av partikler som finnes i resipienten. På grunn av dette er sestonverdien vanligvis i god overensstemmelse med organisk eller uorganisk vekt av partikler, avhengig av hvilken fraksjon som dominerer. Hvis man bestemmer organisk og uorganisk vekt av seston med glassfiberfiltermetodikk (Deutsche Einheitsverfahren, Verlag Chemie GmbH), kan sestonverdien ut-

trykkes som mg/l. Dette kan gjøres inntil en eventuell ny dominerende faktor overtar i sestonet. (Anvendes ved oppfølging av planktonoppblomstring eller materialtransport fra eroderte områder). Ved bestemmelse av kjemiske faktorer i ufiltrerte og glassfiberfiltrerte (fiberdiameter $< 1 \mu\text{m}$) prøver får man kjennskap til hvilke komponenter og i hvilken grad de er tilknyttet partiklene. Derfor kan sestonverdier brukes som uttrykk for konsentrasjon av partikkeltilknyttede stoffer.

Om anvendeligheten av metoden kan det sammenfattende sies:

- Semikontinuerlig registrering av partikkelinnhold i vannforekomster.
- Detaljert bilde av kvalitativ og kvantitativ sammensetning av sestoninnholdet.
- Enkel lagring for senere analyse og dokumentasjon.
- Dokumentere tilstander, beskrive korttids- og langtidsfenomener i sestontransport, gi holdepunkter for bestemmelse av prøvetakingsperioder, sammenlikne forhold innenfor samme vassdrag og mellom forskjellige vassdrag og påvise forandringer før og etter tiltak som er satt i verk.
- Vurdering av partikkelinnhold i vann til vannforsyningsformål (variasjoner i tid, variasjoner med dyp, partikkelinnhold i råvann i forhold til innholdet i behandlet vann osv.).
- Bedømmelse av renseanlegg for kloakkvann og utslipp av behandlet vann med hensyn til virkningsgraden av partikkelfjerning (primær og sekundær forurensning med partikler).
- Vurdering av naturlig partikkelinnhold i vann, og av partikkelinnhold som følge av påvirkning (f.eks. oppfølging av erosjonsprosesser).
- Resultatene er egnet til pedagogisk presentasjon og for enkel informasjon om vassdragsforhold.
- Bygd ut systematisk kan seston-observasjoner gi mulighet for en hensiktsmessig og rask tjeneste i sammenheng med kontroll og oppfølging av vassdragstilstander og biologisk vannkvalitet.

HENVISNINGER

- Arnesen, R.T., 1977: Undersøkelse av partikkeltransport i resipienter for kisholdig avgang ved hjelp av elektronmikroskopi. s. 55-58 i K. Pedersen (red.): Norsk institutt for vannforskning. Årbok 1976. 128 s. Oslo 1977.
- Bonnevie-Svendsen, M. and Follo, A., 1972: Evaluation of Filters; Standardization and measuring procedures for X-ray Fluorescence Analysis of Sulfur in Air-Borne Matter. IFA-work Report, CH-98.
- Baalsrud, K. and Henriksen A., 1964: Measurement of Suspended Matter in Stream Water, Journal American Water Works Association, Vol. 56, No. 9: 1194-1200.
- Feigl, F., 1960: Tüpfelanalyse. Band I: Anorganischer Teil, Band II: Organischer Teil. Frankfurt am Main.
- Lindstrøm, E.A., Skulberg, R. and Skulberg O.M., 1973: Observations on Planctonic Diatoms in the Lake-River System Lake Mjøsa - Lake Øyern - River Glåma, Norway. Norwegian Journal of Botany, Vol. 20, Nos. 2-3: 183-195.
- McCrome, W.C., Drafty, R.G. and Delly, J.G., 1967: The Particle Atlas. Ann Arbor Science Publishers, Michigan.
- Naumann, E., 1931: Limnologische Terminologie. Urban und Schwarzenberg, Berlin-Wien.
- Sartorius-Membranfilter GmbH, 1975: Filterprogramm. Ausgabe Juli 75, Göttingen.
- Scandinavian Pulp, Paper and Board, 1961: Remisjonsgradsmåling. Testing Committee, Scan-G1:61.
- 1962: Lyshet for papir og kartong. Testing Committee, Scan-P3:62.

5. BESTEMMELSE AV KLOROFYLL

Generelt

Ved plantenes fotosyntese, som drives av sollyset, absorberes lysenergien av forskjellige fargestoffer (pigmenter). Klorofyll a som er det viktigste pigmentet hos alle planter, anvendes ofte som et mål for plantebiomassen. Bestemmelse av klorofyll i planktoniske eller fastsittende planter blir bl.a. gjort i sammenheng med eutrofieringsundersøkelser.

Ved bruk av klorofyllbestemmelser på planktoniske alger kan man følge den kvantitative fytoplanktonbiomassen i elver, innsjøer og fjorder. Det normale forløpet er at man har lave klorofyllverdier om vinteren og én eller flere topper i løpet av vegetasjonsperioden. I innsjøer gir den maksimale klorofyllmengden om sommeren en indikasjon på sjøens eutrofinivå, og med lange prøvetakingsserier er det mulig å påvise en eutrofieringsutvikling.

En ulempe ved å anvende klorofyll som biomasseparameter for plantemateriale er at mengden klorofyll pr. volum- eller vektenhet organisk stoff kan variere, avhengig av art og plantenes fysiologiske tilstand (lys, næringsforhold) og at ulike planter kan ha forskjellig klorofyllnivå. Likevel er klorofyll a en mye benyttet parameter for plantebiomasse fordi den kan bestemmes med forholdsvis enkle metoder og fordi den er spesifikk for plantematerialet. Spesielle metoder for måling av klorofyll *in vivo* (på levende materiale) kan også gi et bilde av plantenes fysiologiske tilstand (se også: Kap. 8, Biokjemiske indikatorer, planteplankton).

Bestemmelse av klorofyll på bentiske alger kan utføres på innhøstet materiale fra naturlige prøver eller fra kunstige substrater, f.eks. utsatte plater. Klorofyllinnholdet kan uttrykkes pr. vektenhet organisk stoff eller pr. arealenhet. Analytisk er dette en enkel metode, men problemer melder seg i forbindelse med å få samlet inn representative prøver. Flekkvis vekst, uregelmessig variasjon gjennom året og fra år til år, og vanskelig kontrollerbare utslag av beiting, er blant de faktorer som gjør relevante biomassebestemmelser av begroingsorganismer til en ressurskrevende metodikk.

Bestemmelse av ekstrahert klorofyll

Klorofyllinnholdet i planktoniske alger bestemmes ved å knuse og ekstrahere det frafiltrerte materiale i et løsningsmiddel (aceton eller metanol) med etterfølgende måling i et spektrofotometer eller fluorimeter. Størrelsen av vannprøven som må filtreres er avhengig av mengden og måleteknikken, men normalt ligger volumet på 1 - 5 liter. Filtreringen utføres med en filteroppsats utstyrt med vakuumpumpe og glassfiberfilter av typen GF/C, (4,7 cm). Klorofyllfiltrene må oppbevares dypfryst. Andre oppbevarings- og forsendelsesmåter er under utprøving.

Ved bestemmelse av klorofyll på bentisk materiale kan dette utføres ved direkte innveining av en kjent mengde eller ved utpipettering fra en homogenisert prøve. Prøven ekstraheres som for planktoniske alger i aceton eller metanol. Målingen må utføres i et spektrofotometer på grunn av større andel av andre pigmenter enn klorofyll a.

Nedbrytningsprodukter og andre pigmenter kan også interferere ved måling med på fluorimeter, men en sammenligning av metodene på fytoplanktonmateriale har ikke gitt variasjoner på mer enn 10-15 %, selv i eutrofe vannforekomster med mye blågrønnalger.

Feltarbeidet ved filtrering av vann for klorofyllbestemmelser er enkelt og kan utføres av lokalt personell uten spesielle faglige kvalifikasjoner.

Innsamling av vannprøver med etterfølgende filtrering, homogenisering, ekstraksjon og fluorimetrisk bestemmelse av klorofyll a, må regnes som en enkel overvåkingsmetode.

Bestemmelse av *in vivo* klorofyll a fluorescens

Måling av klorofyll a fluorescens på levende materiale kan være en enkel og rask metode til å kartlegge vertikal og horisontal fordeling av plantep plankton i innsjøer og fjorder eller for å følge variasjonene i transportert fotosyntetiserende biomasse i elver og vassdrag. Til dette kan man

benytte fluorimetre med gjennomløpskuvetter hvor man kan avlese fluorescensen kontinuerlig og på den måten få et relativt mål på klorofyllmengden. Metoden kan videreutvikles til også å gi informasjon om algenes fysiologiske tilstand ved bruk av et fotosyntesehemmende stoff, men denne metodens brukbarhet ved stort innslag av blågrønnalger er noe usikker og må utprøves spesielt.

Kostnader

Analyseutgiftene ut fra stykkprislisten for 1979 er for henholdsvis fluorimetrisk og spektrofotometrisk bestemmelse av klorofyll a kr. 35,- og kr. 60,- pr. prøve. I tillegg kommer kostnadene for prøveinnsamlingen og filtrering som er sterkt avhengig av hvilket opplegg som benyttes. På laboratoriet er stykkpriskostnaden for filtrering kr. 35,- pr. prøve. Arbeidet med bentisk materiale er noe mer tidkrevende og kostnadene er vanskelige å anslå.

Kostnadene forbundet med *in vivo*-målinger vil variere mye med feltarbeidets omfang og karakter (kombinasjon med innsamling av andre prøver, etc.)

6. BESTEMMELSE AV TØRRSTOFF OG GLØDEREST

Generelt

Tørrstoffbestemmelser benyttet på vannforekomster gir informasjon om vannets totale innhold av organisk og uorganisk materiale. Ved å bestemme glødetapet kan man bestemme hvor stor andel av totalen som er av organisk natur.

I den biologiske vannanalyse brukes tørrstoffanalysen oftest i kombinasjon med klorofyllanalysen, slik at man kan anslå hvor stor del av glødetapet som skyldes fotosyntetiserende biomasse. Forholdet mellom klorofyll og organisk tørrvekt av alger vil imidlertid kunne variere relativt mye, avhengig av en rekke faktorer, (type alger, fysiologisk tilstand). Systematiske undersøkelser vil kunne gi bedre definerte relasjoner mellom klorofyll og organisk tørrstoff i forskjellige algebestander. Metoden kan også brukes til kvantifisering av innhøstede begroingsprøver.

Metodebeskrivelse

Tørrstoffanalysen foretatt på vannprøver er meget enkel og filtreringsdelen kan utføres i felten av lokal arbeidskraft etter opplæring.

Et kjent vannvolum fra 1 - 5 liter avhengig av tørrstoffinnholdet, filtreres gjennom et på forhånd veid glassfiberfilter (type GF/C, 5,5 cm eller 4,7 cm). Tørrstoffinnholdet bestemmes ved veiing etter en times tørking ved 105 °C og mengden organisk tørrstoff (glødetapet) fremkommer etter gløding i en time ved 480 °C. Ved filtrering i felt må filtrene oppbevares nedfrosset og oversendes laboratoriet i nedfrosset tilstand. (Nye oppbevarings- og forsendelsesmåter er under utprøving).

Tørrstoffanalyser på begroingsprøver er noe mer arbeidssomme og en god innsamlingsmetode er avgjørende for metodens brukbarhet. Begroingsprøver med stort vanninnhold fra vasking etc. sedimenteres først for å slippe en del inndamping. Etter dekantering av den overliggende væsken bestemmes tørrstoff og gløderest som ved frafiltrert materiale.

Kostnader

Analyseutgiftene ut fra stykkpriser med 1979-priser er kr. 45,- pr. filter eksklusive filtrering. Filtreringen koster kr. 35,- pr. prøve. I overvåkingssammenheng er det naturlig å utføre filtreringen i felten med de kostnadsforskjeller dette medfører.

Tørrstoff på begroingsprøver antas å ha de samme kostnadene når det gjelder laboratorie- og bearbeidelsesutgifter, men vil være vesentlig dyrere når det gjelder feltarbeidet.

7. ATP SOM MÅL FOR BIOMASSE

ATP (adenosintrifosfat) er et sentralt stoff i cellenes energioverføring. Det kan sammenlignes med en akkumulator som lades av energien som frigjøres under nedbrytning av organiske forbindelser og av fotosynteseenergi, og tappes for energi som benyttes til f.eks. oppbygging av komplekse organiske forbindelser og muskelbevegelser. ATP er derfor en viktig bestanddel av alle levende celler. Andre egenskaper ved ATP er at det nedbrytes hurtig når en celle dør, og at det kan påvises analytisk i meget små konsentrasjoner. Analysen er dessuten relativt rask og derved forholdsvis rimelig. Denne kombinasjon av egenskaper har ført til at ATP har fått en ganske stor anvendelse som biomasseparameter. Spesielt i prøver som har en stor andel av dødt organisk materiale kan parameteren være verdifull. Den største svakheten er at ATP-innholdet pr. celle varierer med cellenes fysiologiske tilstand og er avhengig av mediet som cellen vokser i (eksempelvis vil en algecelle i en næringsrik innsjø inneholde mer ATP enn en celle i en næringsfattig innsjø).

Både alger, sopp, bakterier, zooplankton etc. inneholder ATP. ATP vil derfor ikke gi noen spesifikke informasjoner om organismelivet i prøven, men kun om prøvens totale biomasse. ATP kan nærmest betraktes som biologiens analogparameter til den uorganiske kjemimens ledningsevne. Følgelig vil ATP som regel være av liten verdi med mindre den inngår i et parametersett med eksempelvis klorofyll, organisk karbon, tørrstoff, total antall bakterier og eventuelle zoologiske parametre.

Forholdstallet mellom klorofyll og ATP har vært brukt med et visst hell for å karakterisere forholdet mellom fototrofe og heterotrofe organismer. Vi har ennå få data å bygge på fra norske vannforekomster. Det foreløpige inntrykk er at variasjonene i både klorofyll- og ATP-innhold i cellene medfører at et slikt forholdstall ikke har den ønskede følsomhet for små endringer i vannets biologi. Vi mangler imidlertid lange nok tidsserier fra en lokalitet i utvikling til å kunne si hva et slikt forholdstall vil gi av informasjoner.

ATPs foreløpig viktigste anvendelse, i alle fall i sammenheng med overvåking, vil være som parameter for total biomasse. Ved spesialundersøkelser hvor biomassen er bestemt på nøyaktigere måte, f.eks. ved telling og volumberegning, vil ATP-innholdet kunne gi informasjoner om organismenes fysiologiske tilstand, aktivitet, vekstbetingelser etc.

Analytisk bestemmes ATP ved en fotokjemisk reaksjon. Man utnytter det samme system som finnes i ildfluer. Energien i ATP omsettes via luciferin-luciferase - systemet til lyskvanter som registreres via en fotomultiplikator.

Ekstraksjon av ATP fra cellene foregår enten ved at en suspensjon av organismer pipetteres direkte i ekstraksjonsmidlet, eller (hvis konsentrasjonen er lav) ved at organismene først konsentreres på en filteroverflate. Det mest anvendte ekstraksjonsmidlet er kokende TRIS-buffer.

Ved NIVA er det innarbeidet tilfredsstillende ekstraksjonsmetoder for bestemmelse av ATP i ferskvann, kloakkiorurensset vann og biologisk aktiv slam.

Forskjellige ekstraksjonsprosedyrer er også utviklet for sedimenter i ferskvann og sjøvann. Noen har vært benyttet ved NIVA, med noe varierende resultat. Nye vellykkede, men tidskrevende prosedyrer er blitt utviklet i de siste år. Det er nødvendig med innkjøring/utprøving før de eventuelt kan brukes til overvåking.

Analysemetoden er meget følsom, og det er mulig å bestemme ATP-konsentrasjonen med tilfredsstillende nøyaktighet i området 10^{-4} mg/l.

For å oppnå tilfredsstillende resultater kreves det kontinuerlig/rutinemessig bruk, og det er nødvendig med velkvalifisert personell. Det er derfor bare avanserte laboratorier som har tilknytning til biologisk/økologisk forskningsmiljø som kan pålegges å utføre denne type analyser.

Omkostningsanslag pr. prøve (1978-priser)

Analysepris pr. prøve ved Tris-buffer ekstraksjon, med ekstraksjon og analyse av 3 paralleller, er beregnet til kr. 200,-.

ATP-bestemmelse i sedimenter og slam er vanskelig å kostnadsberegne fordi ekstraksjonsprosedyren er tidskrevende, og kan variere ved forskjellige slamtyper.

8. BIOKJEMISKE INDIKATORER, PLANTEPLANKTON

Planktonalgenes fysiologiske tilstand påvirkes av det miljø de lever i. Den fysiologiske tilstanden avspeiles i algenes kjemiske sammensetning. Når man kjenner hvordan sammensetningen påvirkes av forskjellige miljøfaktorer, er det derfor mulig på grunnlag av analyser av celleinnhold å finne ut om algene er næringsbegrenset og eventuelt hvilket næringsstoff som er begrensende.

De analyser som synes å være mest aktuelle for å beskrive algenes fysiologiske tilstand som funksjon av næringsforholdene er karbon (C), nitrogen (N), fosfor (P), adenosintrifosfat (ATP), klorofyll (Chl) og klorofyllfluorescens in vivo (FL). I tillegg til disse indre parametre vil analyser av alkalint fosfatase-aktivitet kunne gi informasjoner om eventuell fosfatbegrensning.

Ved undersøkelse av disse parametre i laboratoriekulturer av noen marine planktonalger har man bl.a. funnet at næringsbegrensning medførte en minking av forholdene Chl/N og Chl/C og en øking av Fl/Chl og C/N.

Ved N og P-begrensning minket cellenes innhold av N resp. P til et minimumsnivå. C/P øket derfor ved P-begrensning og C/N ved N-begrensning. En noe mindre økning av C/N-forholdet ble registrert også ved P-begrensning. Forholdet Chl/ATP øket ved P-begrensning og minket ved N-begrensning.

Enzymet alkalint fosfatase syntetiseres av algene for å frigjøre fosfat fra organiske forbindelser. Enzymet produseres når vekstmediets fosfatinnhold blir begrensende. Aktiviteten av alkalint fosfatase i suspensjoner av planktonalger kan derfor brukes for å påvise fosfatbegrensning.

Feltundersøkelser av planktonpopulasjoner dominert av en bestemt art som fra før var undersøkt i laboratoriekulturer har vist at forholdene mellom de nevnte parametre også kan gi informasjoner om næringsbegrensning i naturlige populasjoner.

Mere vanskelig vil det være å tolke analyseresultater fra alger som ikke er undersøkt ved laboratorieforsøk under kontrollerte betingelser eller planktonpopulasjoner med stor diversitet (artsrikdom, mangfold).

I slike tilfeller vil enkeltobservasjoner ha liten verdi, men ved fortløpende undersøkelser vil man kunne registrere forandringer i forholdene mellom indre parametre (f.eks. Chl/C eller Fl/Chl) som indikerer at næringsbegrensning foreligger.

Analyse av planktonalgenes kjemiske sammensetning forutsetter at algene dominerer det suspenderte materialet eller at det lar seg gjøre å separere algene fra andre partikler og organismer. Større zooplankton vil man kunne skille fra ved siling, men mindre zooplankton og detrituspartikler er vanskelig å skille fra planteplanktonet. Dette begrenser anvendeligheten av metoden i noen typer av lokaliteter.

Analysene må gjøres kort tid etter prøvetaking og all lagring må skje under kontrollerte betingelser. C og N-analyser blir gjort med en C,H,N -analysator. P-analyser skjer etter standardmetode for total fosfor (oksydering og analyse av fosfat). Målingene av klorofyll-fluorescens bør gjøres in situ (på stedet), men det kan tenkes at også målinger i laboratoriet kan brukes under forutsetning av at forbehandlingen av prøvene standardiseres med hensyn til lagringstid, temperatur og lys. (For klorofyll- og ATP-analyser, se kap. 5 og 7).

Analyse av alkalint fosfatase aktivitet skjer ved at algene inkuberes i fosfatfritt medium som inneholder en organisk fosforforbindelse. Enzymet alkalint fosfatase splitter opp fosforforbindelsen til fosfat og en organisk forbindelse. Konsentrasjonen av denne organiske forbindelse måles, og indikerer som nevnt om algebestanden er utsatt for fosfatbegrensning. Analysen kan utføres sprektrofotometrisk eller fluorometrisk. Den fluorometriske metoden er mere følsom og kan utføres på tynnere algesuspensjoner.

Litteratur

Denne oversikt er hovedsakelig basert på artikler nevnt nedenfor.

Brezonik, P.L., F.X. Browne and J.L., Fox, 1975: Application of ATP to plankton biomass and bioassay studies. Water Research 9, 155-162.

Fitzgerald, G. P. and T. C. Nelson, 1966: Extractive and enzymatic analyses for limiting or surplus phosphorus in algae. J. Phycol, 2 32-37.

Sakshaug, E. and O. Holm-Hansen, 1977: Chemical composition of *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve and *Pavlova (Monochrysis) lutheri* (Droop) Green as a function of nitrate, phosphate and iron-limited growth. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 29, 1-34.

Sakshaug, E., 1977: Limiting nutrients and maximum growth rates for diatoms in Narragansett Bay. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 28, 109-129.

9. METALLINDIKATORER

Behovet for overvåking av metallforekomsten i aquatiske miljøer skyldes at forhøyede konsentrasjoner kan medføre skade på organismer og forøvrig berøre viktige brukerinteresser. Økte konsentrasjoner i spiselige arter kan medføre en hygienisk risiko og forårsake innskrenkede muligheter for rekreasjon og næringsutøvelse (f.eks. skjellsanking, fiske, kultivering av spiselige organismer).

Snikforurensning kan tenkes å bli konsekvensen av mange forskjellige diffuse metallkilder (bly fra bensinforbrenning og kvikksølv, bly, kadmium og andre metaller i tørravsetning og nedbør).

Å bruke metallinnholdet i organismer som mål for belastningsgraden må av følgende grunner antas å være fordelaktig fremfor direkte metallanalyse av vannprøver:

- Metallkonsentrasjonene i vann er ofte lave og viser store variasjoner med tiden grunnet svingninger i bl.a. tilførsel, strøm, vannføring, vannutskiftning o.a. Organismenes oppkonsentrering gjør analysene enklere, og lagringsevnen utjevner svingningene i vannets metallinnhold slik at analysenes antall kan reduseres.
- Metallinnholdet i organismer reflekterer forekomsten av de tilstandsformer som er tilgjengelige for ulike livsformer, og som de ofte også er mest ømfintlige for. Ved vannanalyser er det derimot vanskelig både å definere og sondre mellom de mange forskjellige tilstandsformene.
- Når det gjelder spiselige organismer, eller arter som inngår i næringskjeder frem til mennesket eller andre ømfintlige arter, er man primært interessert i metallnivåene i utvalgte arter.

Metallindikatorer brukes således for følgende, delvis overlappende formål:

- Karakteristikk av vannforekomster mht. metallbelastning, herunder utvikling over tid og jevnføring mellom forskjellige vannforekomster.
- Bedømmelse av risiko for giftvirkning og/eller oppkonsentrering til uønskede høye nivåer.

Både dyr og planter kan brukes, men bare et mindre antall arter egner seg. Følgende krav bør oppfylles av indikatorartene:

- Så vidt mulig enkel sammenheng mellom metallkonsentrasjonen i organismen og "midlere" nivå i omgivelsene og integrasjon over tid av varierende konsentrasjoner i vannet.
- Representative for lokaliteten, det vil som regel si fastsittende eller lite bevegelige.
- Hyppig forekomst og vid utbredelse. I norske marine områder tilsier dette bl.a. en betydelig brakkvannstoleranse.
- Enkle å identifisere og samle inn.
- Så vidt mulig kjent mht. metalloptak, lagring og utskillelse i relasjon til metallpåvirkningens art og naturlige faktorer (klimatiske variasjoner, voksested, vekst, alder, ernæring, fysiologisk tilstand, individuelle variasjoner).
- Høy toleranse overfor metallbelastning (helst også hardfør under laboratoriebetingelser)
- Høy konsentrasjonsfaktor i relasjon til omgivelsenes metallinnhold (Konsentrasjonsfaktor er forholdet mellom konsentrasjon i organisme og vann).

Ofte vil det også være en fordel om arten utnyttes til mat eller inngår i hovednæringskjeder fram til mennesket eller sårbare arter.

Fordi ulike arter i varierende grad oppfyller disse krav og er relevante for undersøkelsenes formål kan det være behov for mer enn en indikator for samme område. Siden dyr og planter til dels har forskjellige opptaks- og bindingsmekanismer, og dyr stort sett har bedre evne til regulering av opptaket og til utskillelse av metallene, vil analyse på dyr og planter ofte gi opplysninger som utfyller hverandre.

Det er alminnelig akseptert at i det marine området er det større tangarter og bløtdyr, deriblant muslinger, som er de best egnede indikatorer.

I ferskvann har man bl.a. benyttet moser og alger.

I Norge er bruk av metallindikatorer særlig aktuelt i marine områder, der man har hovedtyngden av utslipp fra smelteverk og kjemisk industri. Det foreligger også et betydelig erfaringsmateriale fra slike undersøkelser i forskjellige fjorder.

9.1 Marine benthosalger

Grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) er blant de norske arter som best tilfredsstillende ovennevnte krav til indikatorarter. Det er av særlig betydning at begge arter er relativt brakkvannstolerante (blæretang mest). En annen fordel er at i hvert fall unge planter inntil 2-3 år, eller plantenes yngre deler ofte lar seg aldersbestemme i felt. Om nødvendig kan man bruke andre brunalger, f.eks. sagtang (*Fucus serratus*) og gjelvtang (*Fucus districhus* ssp. *edentatus*) eller vanlig forekommende grønnalger (*Ulva lactuca*, *Enteromorpha* sp., *Cladophora* sp.)

Alger som metallindikatorer er behandlet i en rekke vitenskapelige arbeider. For den følgende redegjørelse om muligheter og begrensninger henvises til fylldigere diskusjon og litteraturangivelser hos bl.a. Myklestad & al. (1976, unpubl.), Philips (1977), NIVA (O-111/70, 1977) og Melhuus & al. (1978).

Stort sett antas algenes metallinnhold å gjenspeile belastningen med løste komponenter, mens innflytelsen fra ulike former for partikulært bundet metall er mer usikker og varierende. Innflytelsen av chelaterende substanser er utilstrekkelig undersøkt.

Opptaksmekanismen synes å være en enkel diffusjon, midlertidig binding til intercellulære polysakkarider (ionebytte) og deretter transport gjennom cellemembranen og fastere binding til proteiner eller andre stoffer inne i cellene. Opptaket synes ikke, eller lite regulerbart (mulig unntak for mangan i blæretang) og bindingen nærmest irreversibel (lang halveringstid). Det relativt sparsomme antall undersøkelser over sammenheng mellom opptakshastighet og metallkonsentrasjon i vannet indikerer tilnærmet proporsjonalitet over lang tid (flere år) og et bredt konsentrasjonsintervall.

For bruken av tang som metallindikatorer må man likevel være oppmerksom på en rekke forhold som har betydning både for prøvetaking og tolking av resultatene. Dette kan være noe forskjellig fra art til art og for ulike metaller, men følgende faktorer må nevnes:

- Metallkonsentrasjonen øker vanligvis med alderen. Det vil si at konsentrasjonen er forskjellig i individer av ulik alder og også i ulike deler av planten (som regel lavest i spissen, høyest i stilken eller nær basis). Dette gjelder først og fremst flerårige arter (grisetang, blåretang o.a.).
- Sesongvariasjoner er delvis påvist og antas primært å ha sammenheng med ulik veksthastighet over året. Kort uttrykt kan algene få høyere konsentrasjoner om våren enn om høsten fordi metalloptaket fortsetter med omtrent samme hastighet, mens veksten er minimal om vinteren. (Vår- og sommerveksten virker "fortynnende" på metallkonsentrasjonen).
- Voksenivå i fjærebeltet (mulig innflytelse av forskjellig neddyknings- tid og lagdeling i vannmassen). Resultatene av undersøkelser går i delvis motsatt retning, og effekten er neppe særlig stor hvis den ikke slår ut på algenes vekst.
- Data fra forskjellige arter kan først sammenlignes når man har tilstrekkelig kunnskap om deres respektive konsentrasjonsfaktorer.
- Individuelle variasjoner innen samme art. Dette kan særlig skyldes ulik fordeling mellom mengden av nytt og gammelt vev - f.eks. som følge av beiting.
- Interferens fra andre metaller. Hvis det er konkurranse om bindingssteder, kan særlig høy konsentrasjon av et metall lede til at andre metaller bindes i mindre grad enn under andre omstendigheter. Forholdet er utilstrekkelig utforsket, men gjelder sannsynligvis mest ved ekstreme belastninger.
- Vekstpåvirkende faktorer (lys, saltholdighet, temperatur, giftstoffer o.a.) Ved nedsettelse av veksten vil konsentrasjonen kunne bli høyere enn normalt i vev av en bestemt alder. Dødt vev kan ha andre egenskaper med hensyn til opptak og utskillelse.

Alle disse forhold gjør at det selvfølgelig ikke er noen fast omregningsfaktor fra midlere metallkonsentrasjon i vannmiljøet til de enkelte algenes metallinnhold. Fortsatt forskning, sammen med omhyggelighet ved prøvetaking og observasjon av miljøfaktorer, vil kunne redusere usikkerheten og innsnevre intervallet for det som kan betegnes normalkonsentrasjoner.

Man kan konkludere med at det for overvåkingsformål vil være behov for en viss standardisering med vekt på:

- Innsamling av flere eksemplarer eller skuddspisser til hver prøve. Disse må ha omtrent samme lengde (alder) og være fra samme nivå på stranden.
- Nøyaktigst mulig angivelse av materialets alder.

Muligens bør prøvetakingen også foregå til en bestemt tid av året, i hvert fall når man i den enkelte vannforekomst ønsker å beskrive utviklingen over flere år. Som nevnt er det observasjoner som tyder på at metallkonsentrasjonene vil være høyest like før veksten starter om våren.

Når det gjelder analysemetodikk, deteksjonsgrenser og priser, vises til kap. 9.2.

Litteratur

Melhuus, A., K.L. Seip, H.M.Seip and S. Myklestad, 1978:

A preliminary study of the use of benthic algal as biological indicators of heavy metal pollution in Sjørfjorden, Norway.

Env. Poll. 15: 101-107.

Myklestad, S., Eide. I. og Melsom, S., 1976:

Flytting av *Ascophyllum nodosum* med høy - til lokalitet med relativ normal tungmetallbelastning. Foreløpig rapport fra Institutt for marin biokjemi, Universitetet i Trondheim og Sentralinstitutt for industriell forskning, Oslo. (Unpubl).

Norsk institutt for vannforskning, 1977:

O-111/70 Resipientundersøkelse av Nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 6. Fremdriftsrapport fra de biologiske undersøkelsene mars 1974-mai 1976. Oslo, 12/9 1977, 234 s. (Forf.: T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnes, B. Rygg).

Philips, D.J.H., 1977:

The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review.

Env. Poll. 13: 281-315.

9.2 Marine muslinger

Dyr vil delvis utnytte andre metallkilder i miljøet enn alger, binder metallene til andre biokjemiske komponenter og har ofte evne til hel eller delvis kontroll av akkumuleringen ved ekskresjon. Ved siden av at dyr kan komplettere, eventuelt erstatte alger som akkumulerende indikator-organismer, vil eventuelle høye konsentrasjoner av metaller i enkelte arter ha direkte interesse fra et ernæringshygienisk synspunkt.

Blåskjellet (*Mytilus edulis*), og enkelte beslektede former, har vist seg å tilfredsstille mange av de før nevnte krav til metallindikatorer, og er delvis benyttet i storstilte overvåkningsprogrammer (f.eks. de Wolf, 1975, Goldberg et al. 1978). Blåskjellet er relativt lite mobilt og indikerer forholdene der det tas. Akkumuleringen av en rekke metaller er godt korrelert med metallkonsentrasjonen i vann. Dette er funnet ved eksperimentelle undersøkelser for bly (Majori et al. 1978, Schulz-Baldes 1974), kvikksølv (Majori et al. 1978, Davies & Pirie 1977), krom (Capuzzo & Sasner 1977), kadmium (George & Coombs 1977, Jackim et al. 1977, Kirkerud & Martinsen 1978), nikkel (Friedrich & Filice 1976) og sink, mangan, kobolt og jern (Pentreath 1973).

Feltundersøkelser tyder også på rimelig god korrelasjon mellom metallbelastning og metallinnhold i blåskjell. Dette gjelder blant annet for kopper (Young & Alexander 1977, Lande 1977) og sink (Sullivan 1977, Young & Alexander 1977, Lande 1977, Andersen 1973). Phillips (1976) reiser dog visse tvil om bruk av blåskjellet som indikator for kopper.

Eksperimenter foretatt av Phillips (1976) tyder på at akkumuleringen av sink i blåskjell er lite avhengig av saltholdighet (15 - 35 ‰) og temperatur (10 - 18°C). Akkumuleringen av kadmium, bly og kopper avhang noe av saltholdigheten, idet bly-akkumuleringen avtok mens kopper- og kadmium-akkumuleringen økte ved en reduksjon av saltholdigheten. Når saltholdigheten var lav, syntes akkumulering av kadmium å avta ved en senkning av temperaturen.

Forsøk med interaksjon mellom metallene bly, kadmium, sink og kopper (Phillips 1976) viste liten eller ingen effekt på opptaket av bly og sink. Men det synes ut fra resultatene som om akkumuleringen av kopper og kadmium ble undertrykt ved høye sink-konsentrasjoner. Dette bekreftes for kadmiums vedkommende av Jackim et al. (1977).

Phillips (1976) fant en sesongvariasjon i blåskjellets metallinnhold og anbefaler at innsamling foretas på den årstid da metallinnholdet er høyest. Noen konsistent sesongvariasjon fremgår derimot ikke hos Goldberg et al. (1978). På en lokalitet i Oslofjorden fant en ved Universitetet i Oslo gjennomgående lavest konsentrasjon av metaller i blåskjell i oktober (Reusch Berg, pers. medd.). Havre et al. (1973), Boyden (1974) og Phillips (1976) fant også en variasjon i metallkonsentrasjon med skjellenes størrelse. Stort sett avtok metallkonsentrasjonene med økende skjellstørrelse.

Blåskjellets evne til å integrere metallpåvirkning over lengre tid er bestemt av den biologiske omsetningshastigheten. Den biologiske halveringstiden varierer for de forskjellige metaller. Ved eksperimenter er det funnet for:

Bly:	ca 7 - 8 uker (jfr Schulz-Baldes 1974)
Kadmium:	ca 3 - 4 uker (jfr George & Coombs 1977b)
Sink:	ca $\frac{1}{2}$ - $1\frac{1}{2}$ uke (jfr Phillips 1977a, Pentreath 1973)
Kvikksølv:	ca 2 - 4 uker (jfr Majori <u>et al.</u> 1978 b)
Mangan:	ca 1 - 2 uker (jfr Pentreath 1973, George & Coombs 1977a)
Jern:	ca $1\frac{1}{2}$ - 2 uker (jfr Pentreath 1973)
Kobolt:	ca 1 - 2 uker (jfr Pentreath 1973)
Kopper:	rask omsetning (jfr Scott & Major 1972)

Av ovenstående går det frem at blåskjell integrerer påvirkningen fra bly, kadmium og kvikksølv over lengre tid (minst 2 uker). De øvrige undersøkte metaller i blåskjell vil påvirkes av variasjoner innen en uke eller enda kortere tid.

Blåskjellet tåler store variasjoner i ytre miljøforhold som saltholdighet og temperatur. Det er også relativt tolerant overfor noen metaller (jfr Capuzzo & Sasner 1977, Sturesson 1978), men noe følsomt for kopper (jfr. Davenport & Manly 1978, Scott & Major 1972, Abel 1976).

Blåskjellet er vanlig langs hele Norskekysten. I enkelte områder, særlig i sterkt ferskvannspåvirkede fjorder kan de imidlertid være vanskelig å finne i fjæra. (Eks.: Iddefjorden, Frierfjorden, Drammensfjorden, Vefsenfjorden o.a.).

Blåskjellet synes å dra nytte av kommunale kloakkutslipp, og danner tette matter der næringsforholdene er gode.

Blåskjellet har vid utbredelse på den nordlige halvkule.

Blåskjellet viser relativt høy akkumulering av de fleste metaller. Det overgår imidlertid av Oskjellet, som oppkonsentrerer f.eks. bly flere ganger høyere enn blåskjellet. Oskjellet tåler imidlertid ikke så lav saltholdighet som blåskjellet og forekommer noe dypere langs vår kyst.

Blåskjellet er "filterfeeder" og lever av partikler som filtreres fra vannet. Det samme gjør f.eks. Oskjell, enkelte rørbyggende børstemark og sjøpung. Disse vil derfor kunne påvirkes i varierende grad av partikulært bundne metaller. For blåskjell fant Schulz-Baldes (1974) at opptaket av oppløst og partikulært bundet bly var omlag like stort. Blåskjellet indikerer derfor både oppløst og partikulært bly i sine omgivelser. Sannsynligvis gjelder dette også for andre metaller (jfr NIVA 1976).

Et problem ved bruk av dyreorganismer er valg av vevstype. For blåskjell er flere vev anvendt: Fot, gjeller, kappe, mage, lukkemuskel, bløtdeler med og uten uttømming av mageinnhold, og skall. Det enkleste er å anvende bløtdeler uten uttømming av mageinnhold. Dette har også størst relevans til hygienisk virkning og eventuell videre oppkonsentrering langs næringskjeden, og er benyttet av blant andre Goldberg et al. (1978).

Uttømming av mageinnhold vil si å la skjellene gå i et avstengt vannvolum, gjerne fra vedkommende lokalitet i 2 - 3 døgn med gjennomluftning før skjellene nedfrysnes eller dissekeres. Metoden er benyttet ved undersøkelser i Oslofjorden (Andersen 1973) og Skagerrak (Phillips 1977b, 1978). Selv om en da nedsetter momentane variasjoner i prøvematerialet noe, kan dette bety relativt stort merarbeid ved overvåking av større områder.

Innsamlingen av materiale bør foregå på ettervinteren (februar-april), tidligst lengst sør, før våroppblomstringen av planteplankton gir for stor variasjon i mageinnhold. Blåskjellene vil da også gjerne være i jevnest og best kondisjon. Innsamlingen kan foretas med jernrive eller annet egnet skraperedskap i nedre del av fjæresonen. I Sør-Norge, hvor vannstanden hovedsaklig er bestemt av meteorologiske forhold, vil dette oftest bety 0 - 1 m dyp. I ferskvannspåvirkede områder kan en bli nødt til å gå dypere.

For å unngå forurensning av prøvene, bør en helst velge lokaliteter med fjell- eller steinbunn. Til hver prøve plukkes ut 10 jevnstore (4 - 5 cm) skjell som ser ut til å være i god kondisjon. Skjellene skylles og legges i plastpose uten vann, dypfryses samme dag og sendes i frossen tilstand til laboratoriet. Fra hver lokalitet tas 2 prøver for å muliggjøre re-analyse når resultatet tyder på noe unormalt.

Analysemetodikk

Prøvene oppbevares frosset fra innsamling til analyse.

Blåskjell bør dissekeres umiddelbart etter opptining og skylles varsomt før videre behandling. Bløt-delene av 10 skjell kombineres til 1 prøve. Resultatet av analysene uttrykkes som ppm av tørrvekt (105°). % tørrvekt oppgis. Alternativt kan bløtdelene av 10 - 20 skjell kombineres parvis til 5 - 10 prøver. Dette gir mulighet for statistisk prøving av eventuelle forskjeller mellom lokalitetene, men egner seg helst når en bare skal analysere et eller noen få metaller og det kan anvendes en enkel analyseprosedyr.

Alger tørkes ved 50°C eller frysetørring.

Analysene foretas ved atomabsorpsjon etter homogenisering av prøvematerialet og oppslutning i syre. En del metaller bestemmes direkte, mens andre må oppkonsentreres ved ekstraksjon (nikkel, bly, kadmium). Prøver til kvikksølv-analyse oppsluttes separat og bestemmes ved flammeløs atomabsorpsjon.

Ca. deteksjonsgrenser i ppm (mg/kg) er:

Kvikksølv : 0.05, bly: 0.5, kadmium: 0.1, kobber: 0.5, sink: 0.1,
nikkel: 0.5, krom: 10, vanadium: 2, jern: 1, mangan: 1.

Analysepriser

Prisene (på Sentralinstitutt for industriell forskning) vil avhenge av antall prøver og parametre. For små serier er prisen kr. 50.- for oppslutningen og kr. 50.- for hvert element (f.eks. kr. 300.- for analyse av en enkelt prøve på 5 elementer). Ved store serier kan prisen reduseres ned mot kr. 100.- for hver prøve som analyseres på 5 elementer. Kvikksølvanalyser koster kr. 200.- pr. stk, men også denne prisen kan reduseres noe ved større serier.

LITTERATUR

Abel, P.D., 1976:

Effect of some pollutants on the filtration rate of *Mytilus*.
Marine Pollution Bulletin 7, 228 - 231.

Boyden, C.R., 1977:

Effect of size upon metal content of shellfish.
J.mar.biol.Ass. U.K. 57, 675-714

Capuzzo, J.M., and Sasner, J.J., jr. 1977:

The effect of chromium on filtration rates and metabolic activity of *Mytilus edulis* L. and *Mya arenaria* L.
In: Vernberg, F.J., Calabrese, A., Thurberg, F.P., and Vernberg, W.B. (eds.) Physiological responses of marine biota to pollutants: procs of a symp., Connecticut, November, 1975.
p. 225-237. Academic Press.

Davenport, J. & Manley, A., 1978:

The detection of heightened sea-water copper concentrations by the mussel *Mytilus edulis*.
J.mar.biol. Ass. U.K. 58, 843-850.

Davies, I.M. & Pirie, J.M., 1977:

The use of the mussel, *Mytilus edulis* as a bio-assay organism for mercury in sea water.

C.M. 1977/E: 36

Fisheries Improvement Committee, I.C.E.S.

Friedrich, A.R. & Filice, F.P., 1976:

Uptake and accumulation of the nickel ion by *Mytilus edulis*.
Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16, 750-755.

George, S.G. & Coombs, T.L., 1977a:

Effects of high stability iron-complexes on the kinetics of
iron accumulation and excretion in *Mytilus edulis* (L.).
J. exp. mar. Biol. Ecol., 28, 133-140.

George, S.G. & Coombs, T.L., 1977b:

The effects of chelating agents on the uptake and accumulation
of cadmium by *Mytilus edulis*.
Mar. Biol. 39, 261-268

Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H.,
Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E., & Gamble, E.,
1978:

The mussel watch.
Environmental Conservation 5, 101-125.

Havre, G.N., Underdal, B., & Trosdal, C., 1973:

Analyse av elementene Hg, Cd, Pb, Zn i marint, animalsk materiale fra
Sørfjorden i Hardanger.
Stensilert. 7 pp + tab.

Jackim, E., Morrison, G., & Steele, R., 1977:

Effects of environmental factors on radiocadmium uptake by four species
of marine bivalves. *Mar. Biol.* 40, 303-308.

Kirkerud, L.A., & Martinsen, P.Ø., 1978:

Eksperimentelt opptak av kadmium i skrubbeflyndre. Pp. 283-288 in
Toxicitetstester. Fjortonde nordiska symposiet om vattenforskning,
Ålborg 25-27 april 1978. NORDFORSK.

Lande, E., 1977:

Heavy metal pollution in Trondheimsfjorden, Norway, and the recorded
effects on the fauna and flora. *Envir. Pollut.* 12, 187-198.

Majori, L., Nedoclan, G., Modonutti, G.B., and Daris, F., 1978:

Methodological researches on the phenomenon of metal accumulation in the *Mytilus galloprovincialis* and on the possibility of using biological indicators as test-organisms of marine metal pollution. (Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn). *Revue Int. Océanogr. méd.* 49, 81-87.

NIVA, 1976:

0-31/75 Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. 141 pp.

Pentreath, R.J., 1973:

The accumulation from water of ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{58}Co and ^{59}Fe by the mussel, *Mytilus edulis*. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 53, 127-143.

Phillips, D.J.H., 1976:

The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. 1. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Mar. Biol.* 38, 59-69.

Phillips, D.J.H., 1977a:

Effects of salinity on the net uptake of zinc by the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 41, 79-88.

Phillips, D.J.H., 1977b:

The common mussel as an indicator of trace metals in Scandinavian waters. I. zinc and cadmium. *Mar. Biol.* 43, 283-291.

Phillips, D.J.H., 1978:

The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of trace metals in Scandinavian waters. II. Lead, iron and manganese. *Mar. Biol.* 46, 147-156.

Schulz-Baldes, M., 1974:

Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 25, 177-193.

Scott, D.M. & Major, C.W., 1972:

The effect of copper (II) on survival, respiration, and heart rate in the common mussel, *Mytilus edulis*.

Biol. Bull. 143, 679-688.

Sturesson, U., 1978:

Cadmium enrichment in shells of *Mytilus edulis*.

Ambio, 7, 122-125.

Sullivan, D.O', 1977:

A comparison of heavy metal levels in seaweeds and shellfish from areas of the Irish coast.

C.M. 1977/E: 56. Fisheries Improvement Committee I.C.E.S.

Tebble, N., 1966:

British bivalve seashells. A handbook for identification. Trustees of The British Museum (Natural History), London. 212 pp.

Wolf, P. de 1975:

Mercury content of mussels from West European Coasts.

Mar. Pollut. Bull. 6, 61-63.

Young, D.R., & Alexander, G.V., 1977:

Metals in mussels from harbours and outfall areas. Pp. 159-165.

in: Southern California Coastal Water Research Project. Annual report for the year ended 30 June 1977, El Segundo, California.

9.3 Alger og moser i ferskvann.

I ferskvannsförekomster har man dels benyttet fastsittende, trådformede alger, dels moser som integrerende mål for belastning med metaller. For nærmere redegjørelser og litteraturreferanser vises til Whitton (1978). De algene som mest har vært benyttet omfatter representanter for rødalgeslekten *Lemanea* og grønnalgeslekten *Cladophora* og *Spirogyra*. De to førstnevnte er ikke blant de mest vanlige i norske vassdrag, og for alle slektene gjelder det at artssystematikken er vanskelig. Det er bl.a. på denne bakgrunn at det for Norges vedkommende vurderes som mest aktuelt å bruke moser som metallindikatorer. I enkelte tilfeller vil det imidlertid kunne være ønskelig eller nødvendig å bruke alger.

Moser tilfredsstillter på flere vis de krav til indikatorarter som er nevnt i innledningen til dette kapittelet. På basis av erfaringer fra andre land (se bl.a. Empain, 1976a, 1976b og Glooschenko og Capobianco, 1978), kan særlig nevnes:

- Integrasjon av et bredt variasjonsområde for vannets innhold av den tilgjengelige metallfraksjon.
- Høy akkumuleringsevne.
- Flerårige planter med grønne deler året rundt.
- Enkelte relativt lett kjennelige, arter som er svært utbredt over hele landet (særlig representanter for slektene *Hygrohypnum*, *Fontinalis* (elvemose), dessuten *Sphagnum*).

Erfaringene fra norske vannforekomster er foreløpig forholdsvis sparsomme, men metodikken er under innkjøring. Fremgangsmåte ved innsamling, oppbevaring og analyser vil i prinsippet tilsvare det som er skissert for alger og muslinger i marine områder. Det samme kan sies om analyseprisene.

Foruten å være til nytte ved undersøkelser og overvåking av gruveavrenning og industriutslipp, vil metallindikatorer i ferskvann ha et stort potensiale i relasjon til diffus belastning med metaller via forurenset nedbør og tørravsetning (snikforurensningsproblemet). I denne sammenheng er det et behov for forskning rettet mot bl.a. bakgrunnsverdier og nærmere kunnskaper om mosenes (og eventuelt algenes) metallakkumulerende egenskaper (konsentrasjonsfaktorer etc.).

LITTERATUR

- Empain, A., 1976a: Estimation de la pollution par métaux lourds dans la Somme par l'analysé des bryophytes aquatiques. Bull. fr. Pisciculture 260, 138-142.
- Empain, A., 1976b: Les bryophytes aquatiques utilisés comme traceurs de la contamination en métaux lourds des eaux douces. Mém. Soc. r. Bot. Belg. 7, 11; 141-156.
- Glooschenko, W.A. og Capobianco, J.A., 1978: Metal content of *Sphagnum* mosses from two Northern Canadian bog ecosystems. Water, Air and Soil Pollution 10: 215-220.
- Whitton, B.A., 1978: Plants as indicators of river water quality. Kap. 5 i Final Proc. of Symp. on Biological Indicators of Water Quality University of Newcastle upon Tyne. 12-15th. Sept. 1978. Vol. 1.

10. MARINE INDIKATORER PÅ ORGANISKE MILJØGIFTER

I sammenheng med overvåking av organiske mikroforurensninger vil formålet med kjemiske analyser av organismer som regel være å tilveiebringe referanseverdier eller data som kan belyse belastningsnivået. Behovet for referanseverdier kan knytte seg til senere virksomhet i bestemte områder, f.eks. ved anlegg av oljeterminaler og raffinierier, kjemisk industri etc. Like viktig er det å få referansedata fra strender som ligger eksponert for oljeutslipp fra skip og oljerigger. Endelig er det generelt nødvendig med basisdata i relasjon til snikforurensningsproblemet. Bedømmelse av belastningsgrad og konsekvenser for brukerinteresser ved forurensning med hydrokarboner eller miljøfremmede organiske forbindelser forutsetter kunnskaper om naturtilstanden, så vel kvalitativt som kvantitativt.

10.1 Petroleumshydrokarboner

Ved analyse på hydrokarboner er det viktig å kunne skille mellom biogent dannede og fossilt dannede hydrokarboner og deres derivater. Blumer & Sass (1972) etablerte analysemetoder som kunne skille mellom biogene og petroleumshydrokarboner, selv når det var stor overvekt av det ene av de to hydrokarbontypene. Selv små mengder av petroleumshydrokarboner (fossilt dannede) kan interferere på de forskjellige organismers kjemiske signaler til hverandre, og følgelig kan slike oljer redusere formeringsevne, fødeopptak og andre fysiologiske egenskaper.

Forskjellige marine dyr (i noen tilfeller også tang) kan bli brukt i analyseprogrammet. For dyrs vedkommende er et fornuftig valg å bruke én representant for de fleste fødeopptakstyper. På den måten kan man sammenligne petroleumshydrokarbon-innholdet i arter som eksponeres på forskjellig måte.

Hvordan undersøkelsene skal gjennomføres vil måtte variere noe etter problemets art og stedegne forhold. Som eks. på opplegg og metodikk ved en referansestudie skisseres her det analyseprogram som ble gjennomført med henblikk på anlegg av oljeterminal på Sotra (NIVA, 1978).

Av forskjellige grunner (så vel økonomiske som økologiske) ble artsutvalget begrenset til to. Albuskjell, som lever av plantemateriale fastvokst på

hard grunn, ble samlet inn fra strandsonen, og kamskjell, som finnes på sandbunn og filtrerer partikler fra vannet, ble samlet inn fra 10-20 m dyp. Materialet ble samlet inn tre ganger i løpet av året. Det er viktig at prøveantallet består av mange replikater for å få så representative data som mulig. På Sotra ble det samlet inn 45 prøver i alt.

Prøvene ble frosset ned få timer etter innsamling og lagret kaldt.

Individuelle alifatiske og aromatiske hydrokarboner ble analysert ved hjelp av høyt oppløselig gasskromatografi. Til bestemmelse av aromatiske eller total petroleumshydrokarboner ble UV-fluorescensspektrofotometrisk analyse benyttet. Høytrykksvæskekromatografi ble brukt til separasjon av alifatiske fra aromatiske hydrokarboner. (Alle de nevnte analyser ble utført ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI)).

Hydrokarboner er bemerkelsesverdig stabile i fettvevet til marine organismer, og selv kjemisk reaktive hydrokarboner kan gå uendret gjennom flere ledd i næringskjeden (Blumer et al. 1973). Men metabolske derivater må tas med i betraktning (Malins 1977, Teal 1977). Av mettede hydrokarboner dominerer n-pentadecane (C_{15}) og n-heptadecane (C_{17}) i henholdsvis brun- og rødalger (Youngblood et al. 1971). På fig. 1 er det laget et typisk histogram for n-parafiner i albuskjell fra Sotra. Her er nettopp C_{15} - og C_{17} -parafinene blant de tre dominerende hydrokarboner, hvilket tyder på at sneglen har fått hydrokarbonene gjennom føden. I tillegg ble det funnet svært mye pristan.

I et arbeid fra Bermuda (Zsolnay et al. 1977) ble 84 tangprøver og 133 prøver av dyr fra tidevannssonen analysert for hydrokarboner. C_{15} - og C_{17} -parafinene viste også her en klar dominans.

Biogent dannede hydrokarboner har vanligvis en overvekt av parafiner med oddetall (C_{15} , C_{17} etc.), se fig. 2. Den såkalte CPI-verdien kan brukes til å skille mellom biogent og fossilt dannede hydrokarboner.

$$\text{CPI}_{14-20} = \left[\begin{array}{c} n=19 \\ \Sigma \text{ HC}_{\text{odd}} \\ n=15 \\ \hline n=20 \\ \Sigma \text{ HC}_{\text{even}} \\ n=16 \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} n=19 \\ \Sigma \text{ HC}_{\text{odd}} \\ n=15 \\ \hline n=18 \\ \Sigma \text{ HC}_{\text{even}} \\ n=14 \end{array} \right] \cdot 1/2$$

n = antall C-atomer

HC = konsentrasjon av n-parafiner

CPI-verdier under 2 kan indikere kontaminering av petroleumshydrokarboner.

Som ytterligere grunnlag for å skille naturlig forekommende hydrokarboner fra oljeforurensning har man det forhold at biogene hydrokarboner består av adskillig enklere byggede kjeder enn de fossile (Blumer et al. 1973). Dessuten er forholdet mellom biogent dannede aromater og alifater svært lavt (se fig. 2 og 3) sammenlignet med aromat/alifat-konsentrasjonene i petroleumshydrokarboner, som kan ha et innhold på opp til 35% aromater (Borneo-råolje).

C10 I
I
I
C11 I
I
I
C12 IXX
I
I
C13 IX
I
I
C14 IX
I
I
C15 IXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
I
I
C16 IXX
I
I
C17 IXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
I
I
PRISTAN IXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
I
I
C18 IXX
I
I
C19 IXX
I
I
C20 IX
I
I

CPI = 13.5848

Fig. 1 . Typisk histogram for n-parafiner i albuskjell (prøve T 10. juni 1977) (SI 1978).

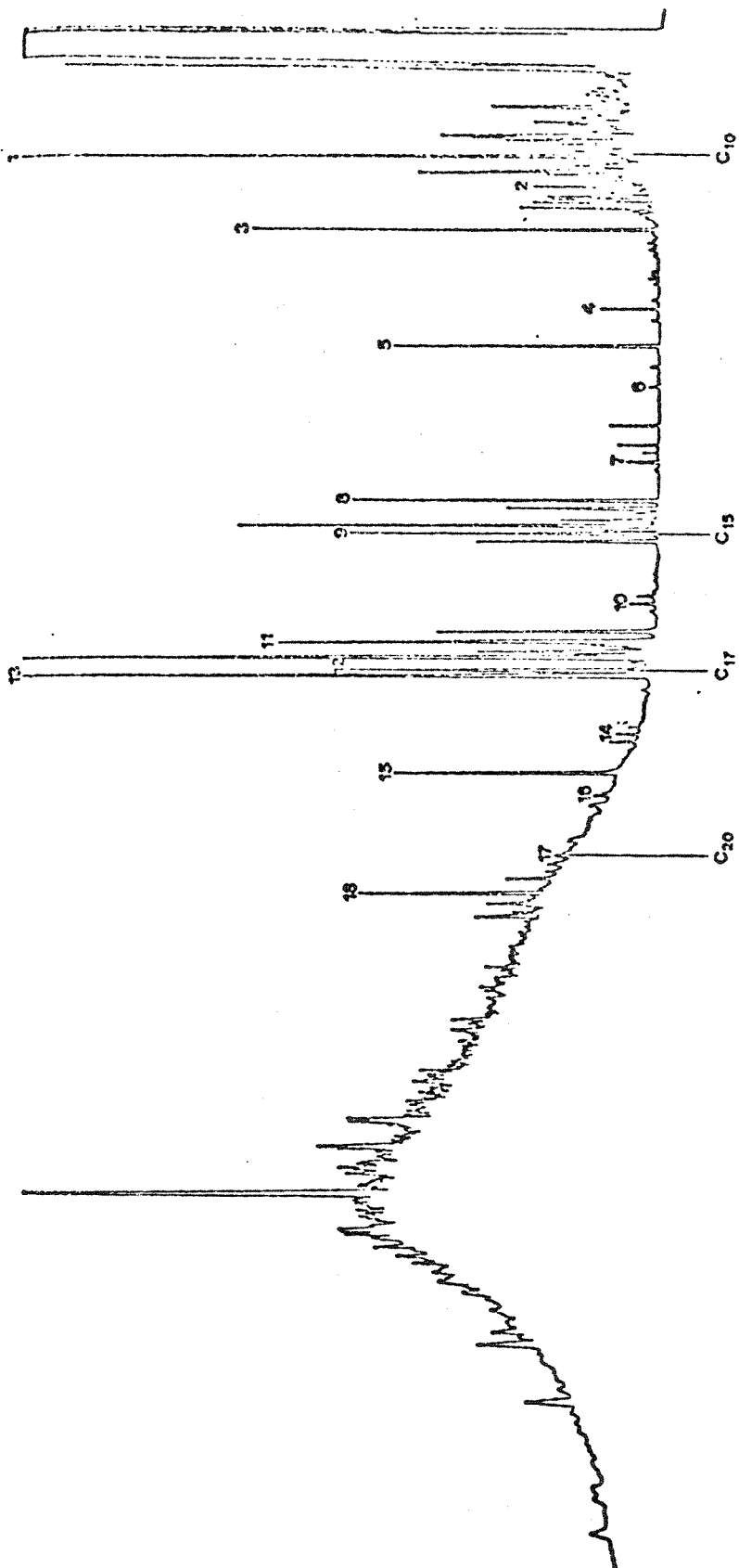


Fig. 2 . Typisk gasskromatogram av alifatisk fraksjon fra albuskjell (prøve T 13, juni 77; toppene markert 1,3,4,6,7,9,10,12,14, 16,17 er n-parafiner; toppene markert 2,5,8,11,15 og 18 er klorerte indre standarder; topp 13 er pristan) (SI 1978).

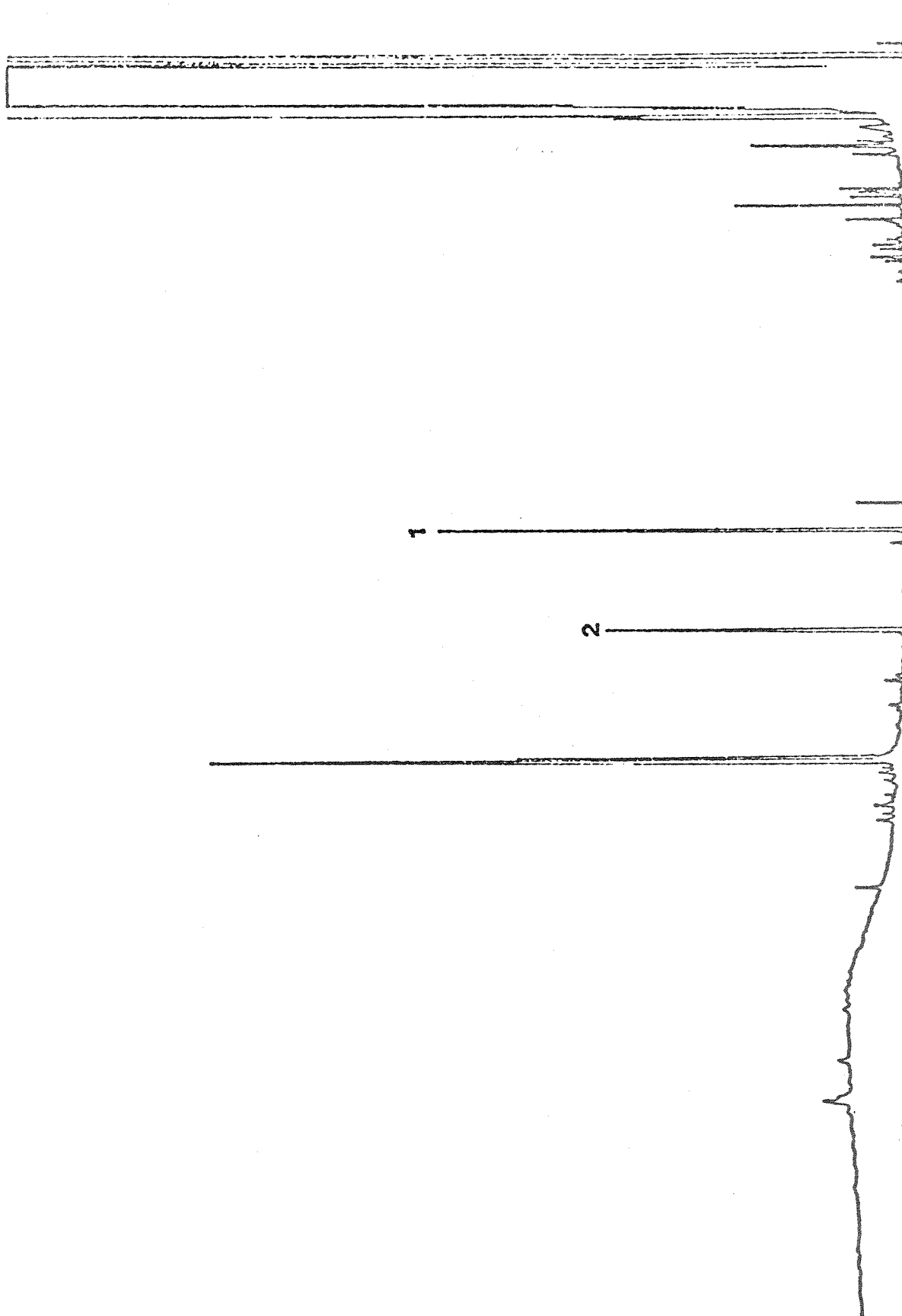


Fig. 3 . Typisk gasskromatogram av aromatisk fraksjon fra albuskjell (prøve T 13, juni 77; toppene 1 og 2 er indre standarder, fluoren og antracen) (SI 1978).

Litteratur

Blumer, M. & Sass, J., 1972:

Indigenous and petroleum-derived hydrocarbons in a polluted sediment.
Mar. Pollut. Bull., 3 (6): 92-93.

Blumer, M., Erhardt, M. & Jones, I.H., 1973a:

The environmental fate of stranded crude oil. *Deep-Sea Res.* 20 (3):
239-260.

Blumer, M., Hunt, J.M., Atema, J. & Stein, L., 1973b:

Interaction between Marine Organisms and Oil Pollution. *Ecol. Res.*
Ser. EPA-R3-73-042 May 1973.

Malins, D.C., 1977:

Biotransformation of petroleum hydrocarbons in marine organisms
indigenous to the arctic and subarctic, in "*Fate and Effects of
Petroleum Hydrocarbons in Marine Organisms and Ecosystems*" (ed. D.A.
Wolfe). pp. 47-59. Pergamon. Oxford. pp. 478.

NIVA, 1978:

0-25/77. Biologiske og kjemiske undersøkelser ved Sotra i Hordaland.
- Biological and chemical investigations at the island Sotra in
Hordaland county, Norway. (Saksbehandler: T. Bokn). Stensilert 226 s.

SI, 1978:

Kjemisk analyse av petroleumshydrokarboner i vann og i marint biologisk
materiale. Sentralinstitutt for industriell forskning. (Forfattere:
R.G. Lichtenthaler, S. Lybekk, F. Oreld). 28 s.

Teal, J.M., 1977:

Food chain transfer of hydrocarbons. In "*Fate and Effects of Petroleum
Hydrocarbons in Marine Organisms and Ecosystems*" (ed. D.A. Wolfe)
pp. 71-77. Pergamon. Oxford. pp. 478.

Youngblood, W.W., Blumer, M., Guillard, R.L. & Flore, F., 1971:

Saturated and unsaturated hydrocarbons in marine benthic algae.
Mar. Biol., 8 (3): 190-201.

Zsolnay, A., Maynard, N.G. & Gebelein, C.D., 1977:

Biogenic hydrocarbons in intertidal communities, in "*1977 Oil Spill
Conference (Prevention, Behavior, Control, Cleanup.)*" EPA, API, USCG,
New Orleans. Pp. 640.

10.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

PAH er en stor gruppe forbindelser hvorav en del er kreftfremkallende, mens andre er mistenkt for å være det. Som helhet er det store antallet stoffer som tilhører denne gruppen utilstrekkelig undersøkt m.h.t. eventuelle carcinogene egenskaper. Det samme gjelder nær beslektede forbindelser (med nitrogen, svovel og oksygen i substituerte grupper knyttet til en eller flere av benzenringene).

Stoffene dannes ved ufullstendig forbrenning i en rekke prosesser. Hovedkildene er forbrenning av kull, eksos fra forbrenningsmotorer, oljesøl, asfaltslitasje og ulike industrielle utslipp, særlig fra gass-, koks- og smelteverk. Et naturlig bakgrunnsnivå skyldes vulkanutbrudd, oljeutlekking, skogbrann og sannsynligvis biosyntese. Naturbetingede konsentrasjoner i forskjellige deler av det aquatiske miljø er utilstrekkelig kjent, men omfattende undersøkelser er i gang i industrialiserte områder.

Undersøkelser av PAH i det marine miljø er meget aktuelt for vårt land. En rekke smelteverk langs kysten har store punktutslipp ved siden av at det er andre kilder som koksverk og raffinerier og annen petrokjemisk industri. Egentlig vil resultatene av disse undersøkelsene for en stor dels vedkommende først bli interessante når det er avklart om, og ved hvilke nivåer, PAH eventuelt kan utgjøre en risiko for aquatiske organismer eller mennesker via drikkevann og mat. Inntil nå er det gjort lite med å teste effekter av PAH på vannlevende dyr og planter under simulerte naturlige betingelser (Knutzen 1978a). Imidlertid har nivåregistreringer betydelig verdi som indikasjoner på punktkilders influensområde og effekten av påbudte rens tiltak.

En nærmere redegjørelse for PAH's fysiske/kjemiske egenskaper, kilder, forekomst, biologisk omsetning og virkninger finnes bl.a. hos Landner (1977), Varanasi og Malins (1977) og Knutzen (1976, 1978b)

PAH tas opp, omsettes og skilles ut noe forskjellig hos ulike organismer. Siden stoffene i stor utstrekning regnes å være knyttet til partikler,

må man også anta at dyr som lever i og av sedimenter og slike som filterer sin næring fra vannet, er mest utsatt, muligens også en del arter på høyere nivå i næringskjedene hvis byttedyrene jevnlig har høyt PAH-innhold.

Under alle omstendigheter har PAH affinitet til fettholdig vev og oppkonsentreres fra vannet. Konsentrasjonsfaktorene er avhengig av en rekke forhold, og saltvannsanalyser på PAH-innhold er meget sparsomme (NIVA, 0-5/76 1977, 0-33/78 1978). De data som foreligger tyder imidlertid på at man for aktuelle indikatorarter kan regne med oppkonsentrering tilsvarende minst 100-1000 x middelnivået i vannet.

De generelle krav til indikatororganismer er nevnt i kap. 9. Muslinger og snegl synes særlig aktuelle som PAH-indikatorer av den grunn at de later til å mangle, eller i hvert fall ha liten evne til å omsette PAH. (For ref. se Knutzen 1978b). Muslinger som blåskjell og O-skjell er dessuten filteretere og derved særlig utsatt. Endelig er blåskjell og andre muslinger allerede benyttet til formålet. Det ligger derfor an til at man benytter blåskjell der dette er mulig, alternativt O-skjell. Ulempen med O-skjell er at det er mindre tilgjengelig (vokser på dypere vann).

Den manglende eller utilstrekkelige omsetningsevnen åpner for at punktkilder med kjent PAH-profil skal kunne spores ved analyse på muslingmaterialet. Dog vil den relative mengdesammensetning av PAH i vannet endres med økende avstand fra utslippet.

Alternative indikatorer er albuskjell og strandsnegl. Upubliserte undersøkelser (NIVA, under forberedelse) kan tyde på at også blåretang og grisetang vil kunne anvendes.

Metodikk og analysepris

Analysene kan utføres ved SI og NIVA. Metoden omfatter forsåpning, væske/væske ekstraksjon, kolonnekromatografi og gasskromatografi. Stykkprisen vil være kr. 1000-2000 avhengig av prøveseriens størrelse og materialets art.

Litteratur

- Knutzen, J., 1976: Polysykliske aromatiske hydrokarboner - forekomst og effekter i miljøet. 12. nordiska symposiet om vattnforskningå Visby, 11-13.5.1976. NORDFORSK, Miljövärdsssekretariatet. Publ. 1976(2), 401-417.
- Knutzen, J., 1978a: Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø - eksisterende kunnskaper og aktuelle forskningsoppgaver. S. 44-49 i Symposium om økotoxikologi 6-7. november 1978. Ås-trykk Ås 1978, 293 s.
- Knutzen, J., 1978b: Utslipp av PAH fra elektrokjemisk industri. Akkumulering og effekter i det marine miljø. Særtrykk 3921 av Kjemi 1/1978. 3 s.
- Landner, L., 1977: Polyaromatiska kolväten i vattenmiljö. Kunnskapssammenstilling. November 1977. IVL Publ. B. 399 fra Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Stockholm Des. 1977.
- Varanasi, V. og Malins, D.C., 1977: Metabolism of petroleum hydrocarbons: Accumulation and biotransformation in marine organisms. s. 175-270 i D.C. Malins (red.): Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms. Vol. II Biological Effects. Academic Press, New York, etc. 1977.

10.3 Halogenerte hydrokarboner

Miljøgiftforskningen har vist at alle organismer fungerer som "oppsamlere" av mikroforurensninger i vannet. De blir dermed verdifulle indikatorer på nivåene i vannmassen på det stedet de lever. Selv om konsentrasjonene i vannet kan være svært lave, er konsentrasjonsfaktorene fra vann til organisme ofte så høye at betydelige nivåer kan oppstå, særlig i fettholdig vev. For å spore forekomsten av disse stoffene i et akvatisk miljø, er det derfor mest hensiktsmessig å analysere organismer. Analyser av mikroforurensninger i vannet krever store prøvevolumer og innebærer høy kontamineringsrisiko. En vannprøve gir dessuten kun et øyeblikksbilde, mens innholdet i en stasjonær organisme gjenspeiler nivået i vannet over en lengre periode.

En rekke stoffer av gruppen halogenerte hydrokarboner akkumuleres særlig sterkt i biologisk materiale. Stoffene er fettløselige, og finnes derfor først og fremst i fettholdig vev. Torskelever er et av de best egnede og mest brukte prøvematerialer for å overvåke halogenerte hydrokarboner, som f.eks. pesticider (DDT etc), polyklorerte bifenyler (PCB), heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). I undersøkelsene av miljøgifter i Grenlandsfjordene har NIVA benyttet taskekrabbe som analysemateriale, og med godt resultat.

Muslinger (blåskjell o.a) har mange fordeler som analyseobjekt, og er mye benyttet, særlig i USA. Blåskjellslekten finnes langs store deler av jordens kyster, og er derfor velegnet å bruke når geografiske sammenligninger av forurensningsnivåer skal gjøres.

Hver analyse bør omfatte et antall individer, f.eks. 25. Eventuelle individuelle variasjoner vil da ikke påvirke resultatet i særlig grad. I hver prøve bør individene være av noenlunde samme størrelse og alder. På grunn av sesongmessige sykluser i organismenes biologi og i klimatiske forhold som kan påvirke akkumuleringen, bør det tas prøver ved forskjellige årstider. Innsamlet materiale pakkes i aluminiumsfolie og holdes nedfrost inntil analysearbeidet begynner.

Pris pr analyse vil ligge på kr 500,- - 1.000,-.

11. ALGETESTER - VEKSTPOTENSIAL OG BEGRENSENDE NÆRINGSSTOFFER

Algetester kan brukes til å undersøke vannets egenskaper som vekstmedium for alger og hvilket eller hvilke næringsstoffer som er begrensende for den biomasse av alger som kan produseres i vannet. Testene brukes i sammenheng med eutrofieringsundersøkelser.

Testene utføres på filtrerte vannprøver kort tid etter prøvetakingen. Det filtrerte vannet blir overført til glasskolber og podet med testalger fra slamkulturer. Som testalger blir grønnalgen *Selenastrum capricornutum* Prinz brukt i ferskvann og kiselalgen *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin i sjøvann. Kulturene blir inkubert på ristebord under standardiserte lys- og temperaturbetingelser. Veksten blir fulgt ved celletellinger inntil celletallet når maksimum etter 10 - 15 dager (stasjonær fase). Tellingene blir gjort med en elektronisk partikkelteller. Celleutbyttet i stasjonær fase er et mål på vannets vekstpotensial (engelsk: algal growth potential, AGP).

Undersøkelse av begrensende næringsstoffer kan gjøres parallelt med vekstpotensialmålingene i kulturer hvor forskjellige næringsstoffer enkeltvis eller i kombinasjoner blir tilsatt vannprøven. Det næringsstoff eller den kombinasjon av næringsstoffer som gir et høyere celleutbytte enn i kulturen uten tilsetning, er begrensende for utbyttet av testalgen i vannprøven.

Algetestene er et supplement til kjemiske analyser av vannets næringsstoffinnhold fordi de gir opplysninger også om næringsstoffenes tilgjengelighet for alger.

Ved vurdering av vekstpotensialets betydning i eutrofieringssammenheng gjelder de samme prinsipper som for kjemiske analyser av de enkelte næringsstoffer. Variasjoner i tid og rom i naturlige systemer gjør det nødvendig å ta hensyn til sted og tidspunktet for prøvetaking ved vurdering av resultater.

Vekstpotensialet i naturlige systemer er som regel høyest før våroppblomstringen. På dette tidspunkt gir vekstpotensialmålinger en indikasjon på

hvilket omfang våroppblomstringen vil få. Under vekstsesongen er vekstpotensialet ikke et mål på eutrofigraden fordi det bare gir opplysninger om hvor stort grunnlag det er for ytterligere produksjon av alger. Selv i eutrofe lokaliteter kan vekstpotensialet sommerstid være meget lavt.

Begrensende næringsstoff bestemt ved algetestmetodikken er det utbyttebegrensende næringsstoffet. I de tilfeller hvor man får et betydelig utbytte selv uten tilsetning, må det på denne måten bestemte næringsstoffet sies å være potensielt begrensende, idet biomassen av alger ved prøvetakingstidspunktet ikke var begrenset av vannets næringsinnhold. Videre er det viktig å skille mellom utbyttebegrensende og vekstbegrensende næringsstoff. Vekstbegrensende næringsstoff er det stoff som bestemmer algenes veksthastighet. At et næringsstoff er utbyttebegrensende behøver ikke bety at det samtidig er vekstbegrensende. På grunn av at forskjellige alger har ulike næringskrav kan heller ikke tester med en testalge være representative for alle typer av alger.

Bruksområder for algetester er:

1. Kartlegging av næringsnivåer og bestemmelse av begrensende næringsstoffer i elver, innsjøer og fjorder.
2. Kontroll av renseeffekten i kloakkrenseanlegg.
3. Eksperimentelle undersøkelser av vekstpotensial i blandinger av forskjellige typer av avløpsvann/resipientvann for vurdering av eutrofieringseffekter.

Algetester (ferskvann og sjøvann) utføres rutinemessig ved NIVA. En modifisert metode med større sensitivitet ved lave næringsnivåer og hvor vekstresponsen måles som veksthastighet istedenfor celleutbytte, er under utvikling.

12. ALGETESTER - TOKSISITET

Algene er blant de mest benyttede organismegruppene ved toksisitetstester. Planktonalgenes viktige rolle som primærprodusenter og de fordeler som ligger i å bruke små organismer med rask reproduksjon ved gifttester gjør algene velegnede som testorganismer.

En rekke metoder for toksisitetstester med alger foreligger fra enkle screeningtester med kolbekulturer til in situ (på stedet) tester med naturlige planktonpopulasjoner eller dialysekulturer. En kort oversikt over noen metoder som er i bruk i Norge blir gitt nedenfor.

Screeningtest med alger i kolbekulturer

Metoden blir brukt ved korttidstester på akutt toksisitet. Eksponentielt voksende kulturer av planktonalger i en standard næringsløsning blir tilsatt forskjellige konsentrasjoner av det giftstoff eller avløpsvann som skal testes. Kulturene blir inkubert under kontrollerte lys- og temperaturbetingelser. Algenes veksthastighet eller fotosynteseaktivitet måles. Giftvirkningen registreres som reduksjon av veksthastighet eller fotosynteseaktivitet i forhold til kontrollkulturen uten giftstoff, og kan uttrykkes som IC_{50} (IC_{50} = "Inhibition concentration", den konsentrasjon av giftstoffet som gir 50 % reduksjon av den målte parameter i forhold til kontrollkulturen).

Metoden er forholdsvis enkel og rask. En test tar 1-2 dager, avhengig av hvilken parameter som måles. Ved å bruke et standardisert testopplegg er det også mulig å sammenligne resultater av tester utført på forskjellige tidspunkter.

Til metodens ulemper hører at eventuelle giftvirkninger som oppstår først etter lengre tids eksponering overfor giftstoffet ikke blir registrert. Ved at testen er statisk foreligger også risiko for at den virkelige konsentrasjonen av giftstoffet forandres i løpet av testperioden ved adsorpsjon til glassveggen, opptak i algene og fordamping. Metoden egner seg for tester i sammenheng med produktkontroll og screeningtester av industrielt prosessavløpsvann.

Tester med naturlige fytoplanktonpopulasjoner

Veksthastigheten til alger i fortynnede, naturlige planktonsamfunn kan måles i kolbe-kulturer i laboratorium. Denne metodikk kan utnyttes ved giftighetstester. Slike tester gir opplysninger om spesifikke giftvirkninger på bestemte planktonsamfunn og i bestemte lokaliteter og egner som derfor for undersøkelser av effekter av industriutslipp o.l.

Giftighetstester med synkronkulturer

I synkrone kulturer av alger er cellenes vekst i fase, dvs. at de alle deler seg på omtrent samme tidspunkt. Tilveksten av cellene og delingen kan følges ved å registrere cellenes størrelsesfordeling med en elektronisk partikkelsteller.

Synkronkulturer kan utnyttes til korttids toksisitetstester hvor effekten på celledelingsprosessen registreres. Metoden har mye av de samme muligheter og begrensninger som den tidligere beskrevne screeningmetoden, men er raskere. Valget av testorganismer er begrenset til arter som lar seg synkronisere.

Giftighetstester med synkronkulturer av *Chlamydomonas reinhardtii* er utviklet og i bruk ved Bot. lab. ved Institutt for almen mikrobiologi, Universitetet i Bergen.

Giftighetstester med dialysekulturer

Prinsippet for dialysekulturer er at algene blir holdt i et "bur" i form av et membran som tillater passasje av oppløste forbindelser inn og ut av kulturen. Dialyseteknikken kan utnyttes både ved in situ -målinger i felten og til laboratorieforsøk. Veksten i kulturene blir fulgt ved telling av algecellene.

Fordeler ved dialysemetodikken er at kulturoppsettet kan plasseres under vann på stedet. Den er derved anvendelig ved overvåking av utslipp eller resipienttilstander. I laboratoriet gir dialysekulturene muligheten å gjøre giftighetstester med kontinuerlig fornyelse av testmediet slik at man har bedre kontroll av mediets sammensetning.

Metodikk for dialysekulturer med alger er utviklet og i bruk for giftighetstester ved Institutt for marin biologi, Universitetet i Trondheim.

Giftighetstester med kontinuerlige kulturer

I kontinuerlige kulturer blir nytt vekstmedium tilsatt med konstant hastighet (kjemostat) eller med en hastighet som bestemmes av algenes veksthastighet (turbidostat).

Kontinuerlige kulturer kan brukes for undersøkelser av langtidsvirkninger av et giftstoff på algenes vekst og utvikling.

Metoden krever forholdsvis komplisert og kostbart utstyr og egner seg derfor ikke for rutinemessige screeningstester.

13. TEST PÅ MUTAGENE STOFFER

Mutagene stoffer frembringer endringer i arveanleggene. Dette kan gi opphav til misdannelser, stoffskifteforstyrrelser, etc., men det er først og fremst den nære sammenheng mellom mutagenitet og cancerogenitet (kreftfremkallende egenskaper) som gjør mutagenitetstester aktuelle ved kontroll av avløpsvann og overvåking av utsatte/risikosvangre vannforekomster.

En rekke mutagenitetstester er utviklet, bl.a. fordi mutasjonene som ulike stoffer forårsaker til dels kommer i stand ved noe forskjellige mekanismer på molekylnivå (ulike reaksjoner med eller forstyrrelser i dannelsen av DNA).

Den mest brukte testtype baserer seg på en del mutanter av bakterien *Salmonella typhimurium*, og betegnes ofte Ames' test (Ames og Yanofsky 1971). Mutantene er karakterisert ved å trenge histidin for å vokse. Mutagene/cancerogene stoffer bevirker en forhøyet frekvens av tilbakemutasjoner, dvs. endringer av arvestoffet tilbake til det normale i den forstand at bakteriene kan vokse uten histidin i vekstmediet. Tilbakemutasjonene blir etter et par dager synlige som kolonier på det histidinfrie medium. Ved å sammenligne antallet av slike kolonier på medium med og uten teststoffet, vises om og i hvilken grad stoffet er mutagent.

Ames' test utføres bl.a. av Sentralinstitutt for industriell forskning. Prisene vil variere med omstendighetene (nødvendig forarbeide, etc.), men kan angis til kr. 4-5000,- pr. vannprøve.

Henvisning

Ames, B.N. og Yanofsky, C., 1971: The detection of chemical mutagenes with enteric bacteria. Kap. 9 i Hollander, A. (red.): Chemical Mutagenes. Principles and Methods for their Detection. Vol. 1. Plenum Press. New York. London.

14. BIOLOGISK OVERVÅKING AV AVLØPSVANN

NTNF's utvalg for drift av renseanlegg har nylig tatt initiativet til en utredning om biologisk driftskontroll av avløpsvann (Traaen & Grande 1979). Rapporten behandler ulike muligheter for biologisk kontroll, så som burtester med fisk og evertebrater, selvetablerende begroingssamfunn, alge- og bakteriekulturer etc. For detaljopplysninger henvises til nevnte rapport og her skal bare gis eksempel fra metoder med bruk av fisk. Konklusjonene i utredningen var:

"Det finnes neppe noen sikrere metode til å registrere vesentlige egenskaper ved et avløpsvann enn å bruke levende organismers reaksjoner. Biologiske "on-line" kontrollenheter har derfor fått øket oppmerksomhet de siste årene. De fleste testsystemene av denne type befinner seg ennå på utviklingsstadiet. Det er ofte forbundet med store praktiske problemer å overføre laboratoriebiotester til kontinuerlige, lettbetjente enheter for testing av avløpsvann.

Testsystemer basert på fisk synes å være best utviklet. Som regel vil systemene kreve et forholdsvis kvalifisert personell. Det er nødvendig med biologisk kunnskap for å holde fisk i kultur over lengre tid for å vurdere fiskens reaksjoner. Dette burde imidlertid ikke være til hinder for at større renseanlegg og industribedrifter burde kunne bruke fisk som testorganismer.

Av systemer basert på bruk av mikroorganismer, synes de mest stabile og lettdrevne systemene å være basert på fastsittende begroing (biologiske filtre, roterende skiver og renner). Til giftvarsling synes begroingsenheten fra IVL (Institutt för Vatten- och luftvårdsforskning) å være den som har best dokumentert brukbarhet i praksis. Driften av denne enheten fordrer ikke spesialutdannet personale. (Giftpåvirkning resulterende i manglende oksygenopptak i begroingskulturen registreres automatisk ved en oksygenelektrode).

For økologiske vurderinger synes selvetablerende begroingssamfunn i renner å gi gode resultater. Selve driften bør kunne utføres av ikke-spesialister. Med en forholdsvis beskjeden opplæring vil også driftspersonalet ved et renseanlegg visuelt kunne registrere større biologiske utslag. Det vil dog være hensiktsmessig med en viss oppfølging av spesialutdannet personale.

Det er trolig at biologiske "on-line" kontrollenheter om noen år vil være en selvfølgelig komponent i større avløpsanlegg, såvel for kommunale som industrielle avløp. Foruten den utvilsomme verdien slike kontrollenheter har for beskyttelse av våre vassdrag, vil enhetene kunne tillegges stor pedagogisk betydning. Opplysninger om organismers reaksjoner vil for de fleste være mer meningsfylt enn konsentrasjoner av kjemiske forbindelser. Det har også vist seg at kjemikalielekkasjer i industrien kan oppdages raskere ved biologiske kontrollenheter enn ved analyser. Enhetene kan også være verdifulle for å dokumentere uskyld eller skyld for den enkelte bedrift når skadelige virkninger i resipienten registreres.

Selv om de fleste biologiske kontrollenhetene befinner seg på utviklingsstadiet, finnes det systemer som allerede i dag vil være egnet til praktisk utprøving i Norge. Det er bare en lengre tids utprøving ved ulike avløpsanlegg som kan vise hvorvidt et system er brukbart i praksis. Vi vil derfor anbefale at én eller flere av de beskrevne metodene testes ved utvalgte kommunale og industrielle avløpsanlegg. Vi vil også peke på at det er behov for nyutvikling på dette feltet. Spesielt når det gjelder å ta i bruk et bredere spektrum av organismer til giftvarsling, f.eks. evertebrater og fastsittende alger."

Flere systemer for biologisk overvåking/kontroll kan også egne seg til varsling av uheldige forhold i inntaksvann til vannverk, eventuelt også i vannforekomster der det er høy risiko for akutte forurensningstilfeller.

Biologisk overvåking av avløpsvann ved bruk av fisketester

Formål

Formålet er å sikre drikkevannsinntak, resipienter, fiskeanlegg etc. mot akutte og kroniske forgiftninger ved hjelp av et biologisk "varslings-system". Når varslingen trer i funksjon skal tiltak straks kunne settes i verk for å hindre skadevirkninger.

Utførelse

Det foreligger i dag en rekke mer eller mindre utprøvede metoder for biologisk kontroll ved hjelp av fisk. Disse metoder sammenfattes av EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) som "river monitoring

tests" og det er angitt retningslinjer for hvordan slike tester kan utføres (EIFAC 1975: Report on fish toxicity testing procedures. FAO/EIFAC, Rome, Tech. Paper 24 : 25 s). Tester av denne type er ikke tatt i bruk i Norge, men i Sverige, Tyskland, England, USA og enkelte andre land har de etter hvert kommet til anvendelse i praktisk sammenheng. Stort sett må en likevel si at en befinner seg på forsøksstadiet. I prinsippet består apparaturen av et akvarium som gjennomstrømmes av det vannet som skal kontrolleres. Fisk plasseres i akvariet, deres reaksjoner overvåkes og når noe unormalt skjer, trer et varslingsystem i funksjon. Den eller de responser som registreres kan være død, gjellebevegelser, hjerteslag, aktivitet og adferd for øvrig, f.eks. manglende evne til å motstå en vannstrøm.

Informasjonsverdi og begrensninger

Metoder med fisk vil selvsagt gi et direkte uttrykk for vannets giftighet for fisk dersom aktuelle arter benyttes. Undersøkelser har imidlertid vist at varmblodige dyr og mennesker som regel er mindre sensitive enn fisk overfor giftstoffer i vann. Fisk vil derfor som regel kunne gi et tidlig varsel om det gjelder stoffer som er giftige for mennesker slik at tiltak kan treffes i tide. En begrensning er at fiskens symptomer som regel ikke vil kunne gi sikker informasjon om hvilke giftstoffer det dreier seg om. Fisk er også ofte utsatt for sykdommer av forskjellig slag og kan være kondisjonsmessig svekket slik at en får falske alarmer osv. Driften av mer avansert apparatur krever en del ettersyn og stell av kvalifisert personale. Det er vel derfor bare ved større renseanlegg etc. at slike systemer foreløpig er aktuelle. I løpet av få år vil en få erfaring for hvor anvendelig de er ved praktisk bruk.

Problemkategorier

Metodene skulle spesielt være egnet til kontroll av avløpsvann fra kjemisk industri og inntak for drikkevann og fiskeanlegg.

Omkostninger

Et anlegg som i de siste år er tatt i bruk i England leveres til en pris av ca. kr. 50.000 (1978). Det ble opplyst at selve driften av anlegget krevet en person i ca. 1/2 dags arbeid pr. dag.

Litteraturhenvisninger

EIFAC, 1975: Report on fish toxicity tests procedures FAO/EIFAC, Rome,
Tech. Paper 24. 25 s.

Traaen, T.S. og Grande, M., 1979: Forprosjekt. Biologisk driftskontroll
i forbindelse med renseanlegg, NTNF's utvalg for drift av renseanlegg.
Blindern, januar 1979.

15. FORSØKSOPPSTILLINGER I FELT - RENNER

Ved vassdragsundersøkelser er det ofte et mangfold av problemstillinger som skal belyses. Problemene kan omfatte såvel kjemiske som fysiske og fysikalske endringer i vassdragene som følge av aktiviteter i nedbørfeltet. Kunnskap om disse endringene skal så benyttes til å forutse hvordan vassdragenes biologiske systemer vil reagere.

Når det gjelder biologiske virkninger av fysiske forhold, så som vannføring, strømhastighet, vanndybde, turbulens, partikkeltransport, elvebunnens fysiske beskaffenhet etc. er dagens kunnskap mangelfull. For enkelte organismer kan man angi om de trives i hurtigstrømmende eller i stilleflytende vann, men når det gjelder en totalvurdering av biologisk respons er kunnskapene beskjedne.

Noe mer vet man om enkelte fysikalske forhold, f.eks. temperatur og lys. Grovt sett er det kjent hvordan intensiteten av biokjemiske prosesser i organismene påvirkes av temperaturforandringer, og hvordan fotosyntesen varierer med lysintensiteten. Disse sammenhenger vil likevel være forskjellige for ulike organismer, noe som medfører at den samme endringen i fysikalske forhold vil ha ulike konsekvenser for ulike lokaliteter. Resultatet av en påvirkning kan derfor være usikkert selv om det finnes gode kunnskaper om detaljprosessene.

Når det gjelder de kjemiske parametre har man adskillig bedre kunnskaper om biologiske virkninger. I litteraturen er det samlet en stor kunnskapsmengde om ulike stoffers virkninger på organismers fysiologi og økologi. Man kan derfor ofte komme langt ved vurdering av vannkjemiske data. Ofte vil imidlertid kompleksiteten av en påvirkning umuliggjøre en tolkning av de biologiske konsekvenser. Da vil man ofte kunne få verdifulle informasjoner ved biotester i laboratoriet. Ved å velge ut representanter for ulike organismegrupper kan man gjennom laboratorietester få brukbare indikasjoner på virkninger av kjemiske komponenter. Vurderingen av virkninger for hele økosystemet vil imidlertid ofte bli spekulativ, særlig ved moderate endringer i kjemisk vannkvalitet.

I de tilfeller hvor man skal vurdere virkninger av en påvirkning som allerede er et faktum i vassdraget, vil det selvsagt være det mest natur-

lige å undersøke vassdraget direkte. I praksis viser dette seg oft å by på store problemer. Med det mangfold av fysiske, fysikalske, kjemiske og biologiske faktorer som til enhver tid virker i vassdraget, vil det ofte være en vanskelig oppgave å karakterisere forholdene ved et gitt tidspunkt. Når man så tar i betraktning variasjoner i tid, og at man ikke har data for de naturlige variasjoner gjennom året og fra år til år, blir man fort klar over at det må bli svært ressurskrevende å finne mål for en overlagret effekt grunnet en spesifikk påvirkning. Erkjennelsen av økosystemenes kompleksitet har ført til at man har hatt store forventninger til bruken av systemmodeller og regnemaskiner. Ennå er imidlertid modellsystemene for vannbiologi ikke kommet langt nok til at man kan forvente et snarlig gjennombrudd for dette når det gjelder vassdragsundersøkelser.

Foruten direkte undersøkelser i vassdragene og biotester i laboratoriet har man muligheter for å benytte eksperimentelle oppstillinger i felten. Selvetablerende benthiske organismsamfunn i renneoppstillinger har vist seg å være et sensitivt biologisk system til vurdering av vannkvalitet (Skulberg 1968). Enkelte biotester kan også tenkes brukt i felten, eventuelt kombinert med renneoppstillinger.

Vi har tre hovedtyper av biologiske fremgangsmåter ved vassdragsundersøkelser:

1. Direkte undersøkelser i vassdragene

Fordeler: Undersøkelsen er autentisk. Organismesamfunnet gjenspeiler den samlede effekt av ulike miljøpåvirkninger.

Svakheter: Det kan være vanskelig å få representative prøver. Man har ofte liten mulighet til å registrere og tolke variasjoner i tid for fysiske, fysikalske, kjemiske og biologiske faktorer.

2. Biotester i laboratoriet

Fordeler: Det er forholdsvis enkelt å få tallmessige relasjoner mellom en påvirkning og effekten på enkeltorganismer. Man kan ha god kontroll over fysikalske og kjemiske faktorer. Det kan i regelen gjøres mange tester på kort tid.

Svakheter: Resultatene relevans for organismer i sitt naturlige miljø er ofte mindre god. Antallet av egnede testorganismer er forholdsvis lite.

3. Forsøksoppstillinger i felten

Fordeler: Innen visse grenser har man muligheter til å styre fysiske, fysikalske og kjemiske faktorer. Organismene er autentiske for vassdraget, og man kan undersøke funksjonelle organismesamfunn som i sin respons integrerer virkningene av en påvirkning over tid. Prøvetakingen er betydelig enklere enn i vassdraget, og kan standardiseres for sammenligninger i tid og mellom ulike lokaliteter.

Svakheter: Eksperimentelle oppstillinger vil på grunn av fysiske og fysikalske forutsetninger gi et organismesamfunn som mangler viktige organismer som finnes i vassdragene. Tolkningen av resultatene vil dermed innebære usikkerheter med hensyn til relevansen for vassdragene.

Alle de tre hovedtyper av biologiske undersøkelser vil ha både fordeler og ulemper. Man kommer derfor neppe utenom å benytte alle tre typene av undersøkelser. Valget av en eller flere av angrepsmåtene vil være avhengig av hvilke spørsmål man stiller, og av undersøkelsenes omfang og grundighet.

Aktuelle forsøksoppstillinger - Selvetablerende begroingsamfunn i renner

Bruken av forsøksoppstillinger til belysning av biologiske forhold i vann kan hensiktsmessig deles i følgende kategorier:

1. Permanente forsøksstasjoner med varierende oppgaver.
2. Flyttbare og permanente oppstillinger for vurdering og overvåking.

Kunstige renner er egnet til etablering av eksperimentelle organismsamfunn. Metoden går i korthet ut på at et resipientvann føres gjennom en renne. Etter hvert vil det etablere seg et organismsamfunn (begroingsorganismer) på bunnen av rennen. Kvaliteten (artssammensetning) og mengden (biomasse) av dette benthiske organismsamfunn vil reflektere vekstbetingelsene, så som vannkvalitet, hydrodynamiske forhold, lys, temperatur etc. Dette er selvfølgelig også tilfelle i en naturlig resipient. Fordelen med et eksperimentelt system er at man kan undersøke den spesifikke virkning av en faktor ved å variere denne, samtidig som de øvrige faktorene holdes konstant eller varierer simultant i ulike renner.

Erfaringene med slike forsøksoppstillinger er gode (Skulberg, 1968, Traaen, 1976). Det har vist seg at slike systemer er følsomme for endringer i vannkjemi som ligger lavere enn dagens kjemisk-analytiske nivå. De er derfor egnet til å vurdere virkninger av et avløpsvann til resipienten. I sammenheng med overvåking vil slike systemer kunne være velegnet som en kontinuerlig biologisk kontroll av et renseanleggs virkningsgrad. Fordelen med slike systemer er at de integrerer effekten av samtlige kjemiske parametre. Ved vannkjemiske analyser kan man aldri være sikker på at man måler den eller de parametre som er utslagsgivende for effekter i resipienten. Selv med det mest omfattende kjemiske analyseprogram vil man bare i ekstreme tilfeller kunne si noe sikkert om virkningene i resipienten.

Ved montering av systemet i tilknytning til renseanlegg vil det gi et direkte visuelt inntrykk av renseeffekten. Ikke minst vil dette kunne virke motiverende for operatørene av renseanlegget.

Rennesystemer kan også benyttes som monitoringstasjoner i vassdrag. Man vil da vanligvis trenge en intern referanse. Hvis man har en stasjon nedenfor en belastet del av vassdraget, vil det være nødvendig med en stasjon ovenfor den belastede strekning.

Foruten å teste vannkvalitet, kan slike systemer også kunne benyttes til å teste andre faktorer som innvirker på organismelivet i resipienten, så som hydrodynamiske forhold, lys, temperatur etc.

Prøvetaking og analyser Prøvetakingshyppighet bestemmes erfaringsmessig (vanlig vil hver 3.-4. uke være tilstrekkelig). Det er formålstjenelig å høste inn materialet i hele renna. Etter undersøkelse på stedet blir 100 ml prøve konservert for mikroskopisk analyse. Resten av materialet brukes til bestemmelse av organiske og uorganiske komponenter som angis i g/m².

Tolking av resultatater Tiden fra start til synlig vekst er bl.a. avhengig av vannets kvalitet som vekstmedium. Mengde av benthiske alger og artssammensetning gir uttrykk for den biologiske vannkvalitet (Traaen 1976).

Arbeidsområdene for renneanlegg omfatter utredning av sammenheng mellom ulike påvirkningers størrelse og konsekvenser for vegetasjon og fauna, hjelpemiddel til beskrivelse av vassdragstilstander (vannkvalitet - organismesamfunn), etablering av kriterier for bedømmelse av tilstandsendringer i vassdrag (parametre for monitoring). Hydrodynamiske forutsetninger for observasjonene kan defineres i forsøksoppstillingene.

Omkostninger

Rennesystemer vil trenge regelmessig pass og relativt hyppige observasjoner. De vil derfor falle relativt kostbare i bruk. Til gjengjeld vil selve observasjonene og prøvetakingen være betydelig enklere og sikrere enn i selve vassdraget.

Etableringsomkostningene (materialer + arbeid) vil være i størrelsesordenen kr. 30.-40.000,-.

Referanser og annen litteratur

Skulberg, Olav M.: Noen eksperimentelle undersøkelser av selvrensingsprosesser. Grundförbättring Vol. 21 (1968) No. 1-2, pp. 27-37.

Skulberg, Olav M.: Anvendelse av eksperimentelle fremgangsmåter ved overvåking og kontroll av vassdragsforurensninger. Oslo, Norsk institutt for vannforskning, 1972. 4 p.

Skulberg, Olav M.: Observation and monitoring of water quality by use of experimental biological methods. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. Vol. 19 (1975) pp. 2053-2063.

Skulberg, Olav M.: Bedømmelse av forurensningsvirkninger i vassdrag med eksperimentelle biologiske metoder. Miljøkjemi. Red.: Alf Bjørseth. Oslo, Universitetsforl., 1977, Pp. 120-129.

Traaen, T., 1976: Vassdragsbiologi. Virkninger av rensetiltak. Rapport fra Prosjektkomiteen for renning av avløpsvann. PRA 13. Oslo, aug. 1976
40 s.

16. NEDBRYTNING AV ALLOKTONT MATERIALE - MULIG FORSURNINGSINDIKATOR

Organisk materiale som er produsert på land og tilføres våre vassdrag (alloktont materiale) er en viktig energikilde for akvatiske organiskesamfunn. Spesielt i mindre bekker og elver, men også i små innsjøer, kan denne energikilden være viktigere enn primærproduksjonen i vannet. Ytre faktorer som påvirker omsetningen av alloktont materiale kan derfor ha stor betydning for livet i en vannforekomst.

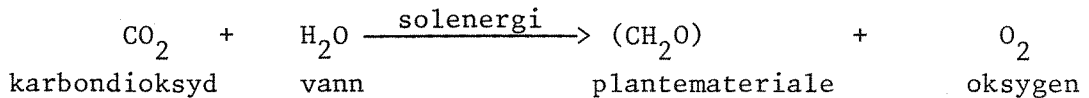
En faktor som synes å påvirke omsetningen av alloktont materiale i negativ retning er øket surhet i vannet. I forbindelse med "Sur Nedbør"-prosjektet har vi tatt i bruk såkalte "litterbags" for å studere denne effekten. Metoden går i korthet ut på å plassere en gitt mengde alloktont materiale (f. eks. løv eller trestikker) i en nettingpose og plassere denne ute i vannforekomsten. Etter en gitt tid tas posen opp, og mengden av det gjenværende materiale bestemmes. Ved å variere typen av det alloktone materialet og nettåpningen i posen kan man få et inntrykk av i hvilken grad ulike organismegrupper virker inn på nedbrytningen. Eksempelvis vil poser med stor maskevidde og løvmateriale gi et integrert bilde av zoologisk og mikrobiell nedbrytning. Poser med liten maskevidde og trestikker vil overveiende gi et mål for den mikrobielle nedbrytning. Fordelen med metoden er at den er enkel og integrerer effekter over lang tid (fra uker til flere år, avhengig av materialtypen). Av svakheter kan nevnes at posene kan gi en mikrokosmoseffekt, at påvekst og sedimentert materiale kan innvirke på resultatene, og at man ikke kan være sikker på at det stedet man plasserer prøvene på er representativt for innsjøen (f.eks. i relasjon til fordeling av dyr, oksygenforhold etc.).

Som helhet vil metoden være aktuell som overvåkingsparameter der hvor man har mistanke om at endringer i ytre faktorer vil kunne påvirke omsetningen av alloktont materiale i vann. Metoden vil også kunne gi verdifulle informasjoner i forbindelse med økosystemorienterte undersøkelser.

17. PLANTEPLANKTONETS PRIMÆRPRODUKSJON

Denne metoden gir et mål for veksthastigheten av planteplankton i innsjøer og i saltvann, og gir sammen med måling av artssammensetning og volum av planktonsamfunnet verdifull informasjon om den primære oppbyggingen av organisk materiale ved hjelp av sollys.

Metoden baserer seg på måling av reaksjonshastigheten i den kjemiske likningen for algenes produksjon av organisk materiale, fotosynteselikningen:



Likningen viser at algene ved hjelp av karbondioksyd og vann kan produsere organisk materiale og oksygen. Prosessen får sin energi fra sollyset. Dette gjelder generelt for alle grønne planter. Ved ånding (respirasjon) foregår en tilsvarende reaksjon i motsatt retning av fotosyntesen.

Ved måling av primærproduksjon nyttes normalt én av følgende metoder:

- oksygenmetoden
- C-14metoden

der en ved oksygenmetoden måler produksjonen av oksyngengass i følge likningen over, og ved C-14metoden måler forbruket av CO_2 . I begge tilfeller vil målingene foretas på naturlige vannprøver eksponert i det dyp de er hentet fra. I praksis vil det si at vann fra 5-10 utvalgte dyp fylles i klare glassflasker og senkes tilbake til de dyp de ble hentet fra. Flaskene festes i et tau som henger i en bøye på overflata. Her vil flaskene henge (eksponeres) i 2 - 12 timer under naturlige temperatur og lysforhold. Ved at eksponeringstida begrenses til noen timer vil det kjemiske miljøet inne i flaskene ikke endres betydelig til tross for algenes vekst. Prinsippene for de to metodene vil bli diskutert hver for seg.

Oksygenmetoden. Her måles konsentrasjonen av O_2 før og etter eksponering av prøven i lys. Samtidig måles oksygenforbruket ved ånding i en tilsvarende flaske som holdes i mørke. Algenes netto O_2 -produksjon er proporsjonal med nettoproduksjonen av organisk materiale.

En ulempe med denne metoden er at den ikke er særlig følsom. Når det bare er liten produksjon av O_2 , introduseres en betydelig feilkilde ved at meto-

den for å måle O_2 -konsentrasjon ikke er tilstrekkelig følsom. Metoden egner seg derfor ikke i næringsfattig (oligotroft) vann. Derimot kan metoden med fordel brukes ved høy algeproduksjon. De kan også tillempes for måling av produksjonen av undervannsplanter (høyere planter, tang og tare, moser og alger). Da må plantene lukkes inne i spesielle beholdere av glass eller plast.

C-14metoden. Ved denne metoden gjør en seg nytte av den store analysefølsomheten en kan oppnå ved å bruke små mengder radioaktive isotoper som sporstoffer. I dette tilfellet brukes en radioaktiv isotop av Carbon, C-14.

CO_2 finnes normalt oppløst i vannet som bikarbonation, HCO_3 , ved midlere pH-verdier. Ved C-14metoden tilsettes ørsmå mengder radioaktivt merket HCO_3 . Disse vil i likhet med det naturlig forekommende HCO_3 tas opp av algene og bygges inn i deres organiske stoffer. Etter eksponering i lys filtreres vannprøven gjennom et filter slik at algene blir liggende igjen på filteret. Radioaktiviteten av algene kan måles med svært følsomme instrumenter. Når en vet hvor mye CO_2 som var i vannet og hvor mye som ble tilsatt, kan opptaksraten for CO_2 beregnes.

Som ved oksygenmetoden tas parallelle målinger i mørke for å kompensere for åndingen. Metoden egner seg ikke i svært sure vann der konsentrasjonen av CO_2 er lav.

Anvendelse. Vollenweider har ut fra et stort erfaringsmateriale angitt følgende klassifisering av innsjøer ut fra primærproduksjonen:

	oligotrof (næringsfattig)	mesotrof (middels næringsrik)	eutrof (næringsrik)	hypereutrof (særlig næringsrik)
Maksimal daglig produksjon (mg C/m ² . dag)	< 300	200-700	400-2000	1500-1600
Årlig produksjon (g C/m ² . år)	< 30	25-60	40-200	130-600

Sammen med andre data er derfor planteplanktonets primærproduksjon et godt hjelpemiddel til å anslå innsjøenes forurensningstilstand eller produksjonsnivå. Tilsvarende tabeller vil også kunne utarbeides for marine systemer og rennende vann.

Metoden er innarbeidet som rutinemetode ved NIVA og beregning av primærproduksjon og forhold mellom primærproduksjon og lys, algemengde osv. foretas ved hjelp av EDB-program. Dette programmet gir størrelser som i fotosynteseeffektivitet, forholdet mellom produksjon og biomasse, turnovertid. Slike koeffisienter er nyttige hjelpemidler til å gi et dynamisk bilde av første produksjonsledd i vannmiljøet.

Fotosynteseeffektivitet angir hvor effektivt planteplanktonet utnytter den tilgjengelige solenergien og angis i % av denne.

Turnovertiden (omløpstiden) defineres ved forholdet biomasse/produksjon, når f.eks. biomassen er gitt i mg og produksjonen i mg pr. dag. Turnovertiden gir m.a.o. uttrykk for hvor hurtig stoff omsettes av planteplanktonbestanden.

Assimilasjonstallet relaterer produksjonen til klorofyllkonsentrasjonen. Dette tallet kan enten beregnes som forholdet mellom maksimal produksjon og klorofyllkonsentrasjonen i dette dypet, eller ut fra integrerte klorofyllverdier over hele det produktive sjiktet. Assimilasjonstallet er følgelig et mål for produksjonseffektivitet.

Kostnader Selve analysekostnadene er små i forhold til reise- og arbeidsutgifter. Anslagsmessig vil en serie med primærproduksjonsmålinger koste ca. kr. 750,- iberegnet materialutgifter, telling av radioaktive filtre og nødvendige kjemianalyser.

Det er av betydning å gjennomføre primærproduksjonsmålinger i en rekke typer lokaliteter i Norge for å bygge opp et referansemateriale. Det bør også avsettes tid til å sammenstille tilsvarende data fra utlandet.

I fjordområder er det relativt sparsomt med erfaringstall. Før primærproduksjonsmålinger eventuelt kan benyttes som generell overvåkingmetode, trengs derfor relativt omfattende referansestudier fra en del representative, uberørte områder.

18. METODE FOR KVALITATIVE OG KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONANALYSER
(sedimenteringsmetoden)

Kjennskapen til artssammensetning, fordelingsmønster og suksesjon av planktonalger gir informasjon om vannkvaliteten i en lokalitet. Algene er, som primærprodusenter, blant de første til å reagere på endringer i næringsstofftilførselen. Forandringer vil derfor relativt raskt kunne spores i det algesamfunnet til enhver tid registrerer på en lokalitet, fordi mange arter, men også deler av hele algesamfunnet, har forholdsvis snevre toleransegrenser med hensyn på bestemte vannkvaliteter. Slike indikatorarter og indikatorsamfunn, sammen med det totale algevolument, er viktige faktorer i en vurdering av trofigraden i innsjøer.

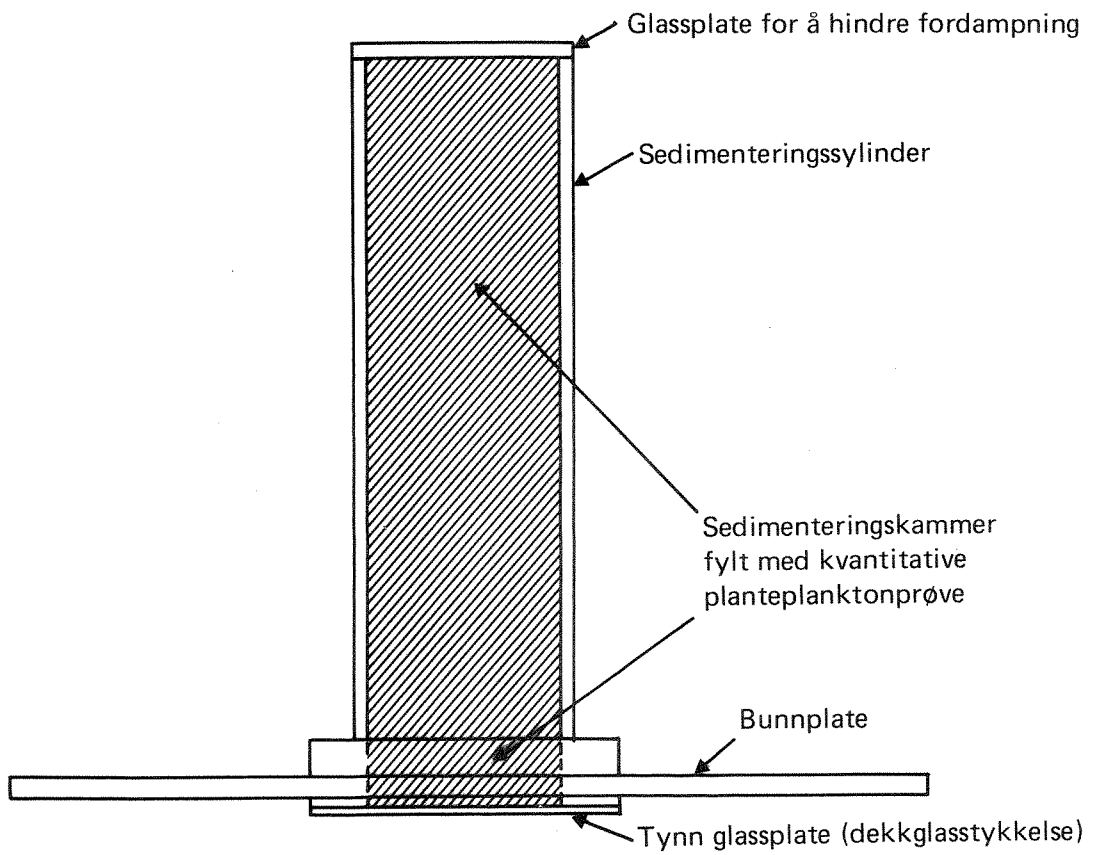
Planteplanktonanalysene kan gi både en kvalitativ informasjon om artsammensetning, indikatorarter, diversitet, forskjellige indekser, etc., og kvantitative opplysninger om algevolument og -biomasse.

Det siste er viktig for å vurdere andre biomasseparametre som klorofyllmålinger, ATP, partikulært carbon o.l. som ikke gir informasjon om biomassens sammensetning (eks. blågrønnalgenes andel av biomassen i Mjøsa).

Teknikken ved kvantitativ analyse av planteplanktonprøver er grundig beskrevet av Utermöhl (1958) og skal bare kort beskrives her. Metoden (sedimenteringsmetoden) krever at en har adgang til et omvendt mikroskop.

Vannprøvene (vanligvis 100 ml) er som regel fiksert med Lugol's løsning tilsatt iseddik (ca. 1 ml løsning til 100 ml prøve). Denne løsningen gir god kontrast til algepartiklene, samtidig som den får alger som har vanskelig for å sedimentere (blågrønnalger) til å sedimentere raskere. Sedimenteringskamret består av en bunnplate med en utfresning, der bunnen består av et tynt glass (dekkglasstykkelse). På denne platen og over utfresningen er plassert en sylinder med samme diameter som utfresningen (se fig.). Høyden på sylindere avhenger av hvor mye vannprøve som skal analyseres, og dette avhenger igjen av tettheten av alger i prøven (vanligvis 10, 25 eller 50 ml prøve). Sylindere fylles med

Fig. Tverrsnitt av et sedimenteringskammer



vann fra vannprøveflasken etter at denne er rystet tilstrekkelig til at alle partiklene i prøven er antatt jevnt fordelt i hele prøven. Sedimenteringskamret får så stå i ro (sylinderdelen må stå loddrett) en viss tid til alle partiklene i vannsøylen er sedimentert ned på det tynne glasset i bunnplaten (synkehastighet på de letteste partiklene er anslått til 1 cm pr. 3 timer, men for sikkerhets skyld bør prøvene stå over natten).

Bunnplaten fra sedimenteringskamret overføres deretter til det omvendte mikroskop, og avhengig av tettheten av algepartikler telles de over hele bunnen eller bare en mindre del av denne med kjent areal. På grunnlag av sedimentert volum og observert areal kan individantall av de ulike algene pr. 1 eller pr. m^3 beregnes.

Statistiske beregninger med hensyn til tellingene er beskrevet av Lund & al. (1958).

Med utgangspunkt i det individantall pr. algeart en har beregnet, kan en få frem et totalvolum av planktonalger pr. 1 eller pr. m^3 ved å multiplisere individantallet pr. art med et spesifikt volum for vedkommende art. Dette spesifikke volum beregnes ved å sammenligne arten med kjente romfigurer eller kombinasjoner av disse (kule, ellipsoid, kjegle, sylinder osv.). Volumberegningene gir grunnlag for å følge den kvantitative sammensetning av fytoplanktonsamfunnet (andel av blågrønnalger, grønnalger osv.) gjennom året og over en årrekke.

Hvor mange prøver og hva slags prøver som skal samles inn vil være svært avhengig av problemets art og bør diskuteres separat for hver innsjølokalitet. Et opplegg som har vært brukt er å samle inn en blandprøve fra vannmassene 0-10 m dyp (i dypere innsjøer) sammen med en prøve fra 1 m dyp. I stedet for 1 m prøven har en diskutert å samle inn en blandprøve 0-2 m. Dette fordi algemaksimum ofte ligger i vannsjiktet 0-2 m og følgelig kommer med i en blandprøve, mens en ved å ta bare 1 m kan risikere å få mer variable verdier for et eventuelt algemaksimum. Ved å ta prøver fra 0-10 m og 0-2 m kan en vurdere hvor algemaksimum ligger (kan av og til ligge i dypere vannlag, f.eks. 6-8 m dyp), videre om vannmassene er godt gjennomblandet og om sammensetningen er forskjellig i de øvre og nedre vannmasser (f.eks. vil Oscillatoria ofte ligge i bestemte sjikt i vannmassene til tider av året).

Som utgangspunkt i en overvåkingssammenheng bør en derfor satse på to prøver pr. prøvetakingsstasjon; 0-10 m blandprøve og 0-2 m blandprøve. Antall prøvetakinger pr. år vil vel også variere med problemets art, men som minimum bør det være en gang i måneden i vekstsesongen (mai-september) (5 prøver) pluss en gang på ettervinteren. Sistnevnte observasjon gjøres for å få kjennskap til algeminimum i innsjøen og samfunnets sammensetning før vekstsesongen starter.

Resultatene av de kvalitative og kvantitative planteplanktonanalysene sammenlignes med data fra andre innsjøer og eventuelt med erfaringsmodeller for eutrofieringsgrad.

Til hjelp for slike sammenligninger har det vært benyttet ulike indekser og tabeller for indikatorverdi. Eksempler på slike indekser finnes hos Nygaard (1949) og Järnfelt (1952). Videre har Nygaard (1956) og Meriläinen (1967) utarbeidet indekser som bygger på forholdet mellom acidofile og alkalifile arter (utarbeidet for kiselalger). Denne indeksen er viktig i forbindelse med forsyningsproblematikken. Disse indeksene behandler alle antall arter innenfor de ulike algegruppene og indikatorverdien ligger i det faktum at artssammensetningen varierer med næringsrikdommen, humusrikdommen, surheten i vannmassene etc.

Slike indekser krever en meget stor artskunnskap og mye arbeid av den som analyserer prøvene for å kunne ha noen større verdi. I en rutinemessig sammenheng vil dette ofte være vanskelig, samtidig som en kvantitativ analyse ofte vil begrense bestemmelser til artsnivå betydelig.

Vollenweider (1968) baserer sine erfaringsmodeller på totalvolumet av alger og delvis på variasjoner i sammensetningen, og dette er modeller som blir benyttet ved NIVA i vår vurdering av eutrofinivå. Videre støtter vi oss på ulike forfatteres utsagn om indikatorverdien av forskjellige alger i et algesamfunn. Enkelte arter kan f.eks. ha spesiell indikatorverdi med hensyn på humusrikdom eller kalkholdighet. Slike utsagn er forsøkt samlet i tabeller av flere forfattere. Bl.a. har G. Kjellberg (NIVA) laget en plakat hvor en del viktige algearters indikatorverdi er angitt og hvor dessuten Vollenweider og Dillons resultater er samlet i anskuelige figurer. Det kan i denne forbindelse også henvises til en nyere oversiktsartikkel av Bellinger (1978)

Da algene ikke følger slavisk et mønster, må selvsagt vurderingene av analyseresultatene bygge på skjønn og egen erfaring, men slike erfaringsmodeller fra ulike forfattere er til stor støtte ved denne skjønnsmessige vurderingen.

Omkostninger

Prisen pr. prøve analysert er i middel ca. kr. 600,-.

Litteratur

- Bellinger, E.G., 1978: The response of algal populations to changes in lake water quality. Kap. 9 i Final Proc. Symp. on Biol. Indicators of Water Quality. Univ. of Newcastle 12-15th Sept. 1978. Vol. 1.
- Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiengruppen der Seen. Ann. Acad. Scient. Fennicae. Ser. A. IV Biologie 18.
- Lund et al. 1958. The Inverted Microscope Method of Estimating Algal Numbers and the Statistical Basis of Estimations of Counting. Hydrobiologia, vol. 11 pp. 143-170.
- Meriläinen, J. 1967. The diatom flora and the hydrogenion concentration of the water. Ann. Bot. Fenn. 4. pp. 51-58.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kong. Dansk Vid. Selskabs skrifter Bd. 7 nr. 1.
- Nygaard, G. 1956. Ancient and recent flora of diatoms and chrysophyceae in Lake Gribsø. Folia Limnol. scand. 8.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Int. Ver. Limnol. 9, pp. 1-38.
- Vollenweider, R., 1968: Water Management research. Scientific fundamentals of the eutrophication of Lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication - OECD rapport.

19. BEGROINGSSAMFUNN I RENNENDE VANN

Egnethet som indikatorer

Ved å være bundet til et bestemt voksested over relativt lang tid, vil samfunnene av fastsittende alger, trådformede sopper, bakterier og protozoer gjenspeile fysisk/kjemiske forhold over et tidsrom. Enten det gjelder en vedvarende eller episodisk påvirkning vil denne i prinsippet kunne etterspores på strukturen av dette plantesamfunnet, med sitt følge av andre arter som har tilhold i begroingen. For at episodiske påvirkninger skal kunne oppdages kreves at observasjonene finner sted innenfor den tidsbegrensning som settes av begroingsorganismenes regenerasjonstid.

At de trådformede begroingsorganismene har en relativt lang levetid, er den andre hovedgrunnen til at deres bruk til overvåking og karakterisering av elvevannskvalitet har lang tradisjon.

Problemkategorier

I prinsippet må man regne med at begroingssamfunnenes struktur vil reflektere alle former for større fysiske inngrep (endrede vannstandsvekslinger, strømforhold, temperatur, partikkeltransport), men de har kanskje særlig vært knyttet til å karakterisere konsekvensene av belastning med lett nedbrytbart organisk materiale og gjødselstoffer. Videre har man forureningsindikatorer, jernindikatorer, spesielt metalltolerante arter, etc. (Akutte giftvirkninger vil imidlertid ofte vise seg raskere og sterkere på den assosierte fauna og mikroflora enn på de trådformede begroingsorganismene selv.)

Metodikk

Elementene i denne type undersøkelser er:

- Feltobservasjoner/innsamling av prøver.
- Analyse av prøvene i laboratoriet med henblikk på bestemmelse til art eller gruppe.
- Bearbeidelsen av rådata og presentasjon av resultatene.

Man står følgelig overfor et metodekompleks, der mange delelementer kan kombineres på forskjellig måte til en bestemt metodikk. I det følgende gis en beskrivelse av den fremgangsmåte som benyttes ved NIVA.

Feltobservasjoner

Begroingsorganismene vokser oftest i mer eller mindre karakteristiske fysiognomiske enheter, som eksempelvis kan ha form av et brunt geléaktig belegg (oftest kiselalger), grønne tråder (oftest grønnalger) eller mørkegrønne, små dusker som kan bestå av rød- eller blågrønnalger. Disse ulike begroingselementer samles inn i hver sine prøveflasker, og mengdemessig forekomst av hvert element angis i form av dekningsgrad, som er en subjektiv vurdering av hvor stor prosentdel av elveleiet som dekkes av vedkommende element. Der forholdene tillater det, vurderes alle begroingselementer i ca. 30 m lengde i hele elvas bredde. Til bruk i felt er utarbeidet et observasjonsskjema der stasjonsbeskrivelse, opplysninger om begroingselementene o.l. påføres (fig. 1). Fotodokumentasjon, med bilder av stasjonen og begroingssamfunnet inngår i feltundersøkelsen. Resten av skjemaet fylles ut etter hvert som analyseresultatene foreligger. Den beskrevne metodikk er basert på prinsipper fra Persoone (1978), med tilpasning til norske forhold etter de erfaringer som er gjort ved NIVA. Det understrekes at detaljene i skjemaet (fig. 1) fremdeles er under diskusjon og må betraktes som foreløpige.

Laboratorieanalyse av materialet

Begroingselementene undersøkes i lupe og mikroskop, organismene identifiseres så langt mulig (fortrinnsvis til art, forøvrig til slekt eller familie). Samtidig bedømmes hver arts relative mengdemessige betydning innen begroingselementet.

Presentasjon av resultater

Det utarbeides en liste over de organismer som er observert, på hvilke stasjoner de er funnet og deres forekomst angis semikvantitativt. Det følger en kort beskrivelse av hver stasjon, der viktige begroingsorganismer omtales og vurderes. På grunnlag av mengder av begroing og samfunnets sammensetning vurderes vannkvalitet (Kfr. f.eks. NIVA, 1977, 1978).

KJEMISK / FYSISKE PARAMETRE

TEMP °C	PH	KOND	FARGE (FIL.)	FARGE (VIB.)	TURB	ALK (PH. V.S)	CA	MG	NA	K	SiO ₂	HÅRDHET
	TOT.-P	NO ₃ -N	TOT.-N	PB	ZN	CU	AL	PERM	DIKROM	BoF	SO ₄	CL

SKALAER FOR BRUK TIL BEDØMNING AV MAKROHÅRITATINDEKS OG DEKNINGSGRAD.

INDEX	TEMPERATUR (T)		BREDE (B)		HELLNING (H)		SUBSTRAT (S)		DEKNINGSGRAD		BILLEDIG FREMSTILLING AV SAMLET DEKNINGSMENDE
	REGIME	INDEX	INDEX	INDEX	INDEX	INDEX	TYPE	INDEX	INDEX		
1	METRET KALD < 8 °C	1	BEKK < 2 m	1	FLATT < 1 %	1	MUDDER. < 0.2 mm	+			1/2
2	KALD 8 - 12	2	STOR BEKK, LITEN ELV 2 - 5 m	2	SVAK HELLNING 1 - 5 %	2	SAND 0.2 - 5 mm	1	< 1/16		1/4
3	TEMPERERT 12 - 17 °C	3	ELV 5 - 25 m	3	VANLIG HELLNING 5 - 20 %	3	GRUS, SMÅSTEN 0.5 - 2 cm	2	1/8 - 1/16		1/8
4	VARM > 17 °C	4	STOR ELV > 25 m	4	STYRKERE HELLNING 20 - 50 %	4	MINDRE RULLESTEIN 2 - 15 cm	3	1/4 - 1/8		1/16
				5	KRAFTIG HELLNING > 50 %	5	MIDDELSTORE RULLESTEIN 15 - 40 cm	4	1/2 - 1/4		1/32
				6		6	STORESTEIN, FAST FJELL > 40 cm	5	1 - 1/2		

MÅLTE VERDIER:

HELLNING (Flere måln.)	
SNITT:	
BREDE (Flere måln.)	
SNITT:	

1) REPRESENTERER MIDLERE SOMMERTEMPERATUR (JUNI, JULI, AUGUST)

2) REPRESENTERER SNITTVERDI FOR LOKALITETSOMRÅDET

3) REPRESENTERER DOMINERENDE SUBSTRAT

PRØVETAKERS INITIALER	
BEARBEIDERS INITIALER	

Fig. 1. forts. (s. 2)

For å gjøre resultatene og tolkningene lettere tilgjengelige for ikke biologer, er det i noen undersøkelser utarbeidet et skjema for hver stasjon, som i tillegg til enkle informasjoner om forholdene på stasjonen inneholder en biologisk karakteristikk av vannkvalitet og en klassifisering av elvene etter påvirkningsgrad (NIVA, 1975). Den klassifisering som er benyttet er en grov inndeling (i 4 hovedklasser) av vannkvalitet. Det klassiske saprobiesystemet (Kolkwitz 1950) danner grunnlaget for inndelingen, men er forenklet og supplert med erfaringer fra undersøkelser i norske vassdrag. Ved bedømmelsen legges mest vekt på hele organisme-samfunnets utforming, og i mindre grad på indikatorarter. I de fleste tilfeller skjer det en samlet vurdering på grunnlag av observasjoner av både begroing og bunnfauna.

Grunnlaget for de konklusjoner som trekkes er de eksisterende kunnskaper om enkeltarters og samfunns krav til eller toleranse overfor ulike fysiske og kjemiske forhold. Disse kunnskaper er fremdeles mangelfulle i flere henseender, men forbedres stadig. Blant oversiktsartikler som omhandler disse forhold kan nevnes arbeidet av Fjerdingsstad (1964), Sladeczek (1973) og Whitton (1978). Det er likevel både et generelt og et nasjonalt behov for at begroingsarters økologiske krav blir gjenstand for grunnleggende forskning, hvis analyse av begroings-samfunn skal bli et fullt brukbart verktøy til å karakterisere midlere og små grader av forurensningsbelastning.

Internasjonalt er det stor interesse for å klassifisere rennende vann ved hjelp av organismesamfunn. Det arbeides for å standardisere og om mulig forenkle metodikkene (se bl.a. Illies 1961, Persoone, 1978 og Sladeczek, 1978). Det er en kanskje særlig interessant utvikling at man nå i større grad søker å klassifisere vassdrag etter fysisk/kjemiske kriterier (elveløpets bredde og helning (alternativt strømhastighet), vannets hardhet, bunnens beskaffenhet, temperatur) før man går videre med den biologiske klassifisering (Persoone, 1978). Det bærer med andre ord mot at man får ulike biologiske klassifikasjonskriterier for de forskjellige kategorier av lokalieter. Dette vil komplisere bruken av begroingssamfunn, men samtidig er det liten tvil om at dette er nødvendig for å kunne gjøre seg håp om å fange opp konsekvensene av mindre inngrep i vassdragenes naturforhold.

Omkostninger

Det lar seg ikke gjøre å angi eksakte enhetspriser for de ulike delene av begroingsstudier. Bearbeidelse og rapportering vil være de største og mest uberegnelige postene i utgiftsbudsjettet. Feltarbeidet (eksklusive reise- tid) kan anslås til ca. 250,- kr. pr. stasjon, og laboratorieanalyser frem til rådata (artslistor med mengdeangivelse) vil normalt være i størrelses- ordenen 500-750 kr. pr. stasjon.

Litteratur

- Fjordingstad, E., 1964: Pollution of streams estimated by benthic
phytomicroorganisms 1. A Saprobic system based on communities of orga-
nisms and ecological factors. *Int. Rev. Hydrobiol.* 49: 63-133.
- Illies, J., 1961: Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung
der Fliessgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46, 205-213.
- Kolkwitz, R., 1950: Ökologie der Saprobien. *Schr. Reihe Ver. Wass. Boden
und Lufthyg.* 4: 1-64.
- NIVA, 1975: En biologisk bedømmelse av vannkvalitet og resipientforhold
i vassdrag på Romerike, Akershus. O-92/75.
- NIVA, 1977: Utredning om begroingsforhold og vannkvalitet for Østerdals-
skjønnet. O-130/70.
- NIVA, 1978: Befaringsrapport - Finnmark 1977. O-67/77.
- Persoone, G., 1978: Proposal for a biotypological classification of
watercourses in the European Communities. Kap. 7 i *Final Proc. Symp.
on Biol. Indicators of Water Quality. Univ. of Newcastle, 12-15th
Sept. 1978. Vol 1.*
- Sládeček, V., 1978: Continental systems for the assessment of river water
quality. Kap. 3 i *Final Proc. Symp. on Biol. Indicators of Water
Quality. Univ. of Newcastle, 12-15. Sept. 1978. Vol 1.*

Sládeček, V., 1973: System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Beih. 7: 1-218.

Whitton, B.A., 1978: Plants as indicators of river water quality. Kap. 5 i Final Proc. Symp. on Biol Indicators of Water Quality. Univ. of Newcastle, 12-15th Sept. 1978. Vol 1.

20. ANVENDELSE AV HØYERE PLANTER SOM INDIKATORER PÅ SIVILISATORISKE PÅVIRKNINGER.

Forekomst av høyere vannvegetasjon

Vannplantene er i stor grad tilknyttet innsjøer og roligere elvestrekninger. De rikeste forekomstene er oftest i lavlandsstrøk, gjerne i mindre vassdrag, tjern og liknende små vannsystemer. Vegetasjonen ser ut til å trives best der bunnforholdene har sandig, leiret eller gytjeaktig preg.

Stoffproduksjon fra vannplantene kan på gunstige lokaliteter bli betydelig. Den største produksjonen er i jordbruksdistrikter eller i vassdrag belastet med plantenæringsstoffer. Gjennom planteveksten kan det oppstå problemer med tilgroing av vannforekomstene og andre bruksmessige ulemper, f eks minsket vanngjennomstrømming. Det er som regel de storvokste overvannsartene (helofyttene) som deltar i slike tilgroingsprosesser.

Det er i tillegg kjent eksempler på tilgroing av vassdrag som følge av reguleringsinngrep. I dette tilfellet viser det seg gjerne at undervannsvegetasjonene spiller en betydelig rolle. Årsakene til disse reaksjonene på reguleringsinngrep kan være mangesidige, og er vel ikke til nå klarlagt i detalj.

Verdien av høyere vegetasjon som "indikatorer" på sivilisatoriske inngrep i vannsystemer.

Artsantallet av de ekte vannplantene er ganske lavt i forhold til landplantene. De samme arter og plantesamfunn kan opptre i vannsystemer over hele landet, selv om artsrikdommen avtar nordover. Et flertall av artene viser liten spesialisering til bestemte livsvilkår, og kan derfor finnes på lokaliteter med svært forskjellig miljø. Sonasjon langs strender i våtmarker og på lokaliteter med gunstige vekstvilkår vil likevel gi endel informasjon om vannsystemets muligheter for å underholde en variert plantevekst. Det kan i denne sammenheng bli nødvendig å gå inn på plantesosilogiske fin-"strukturer" i vegetasjonsdekket.

Som regel vil biologiske samfunn gjenspeile langtidspåvirkning av det miljøet som samfunnet inntar. Høyere vegetasjon har saktere vekst og langsommere metabolisme enn f.eks. alger og andre systematisk laverestående plantegrupper. Det er av denne grunn naturlig at den høyere vegetasjonen til dels ikke påvirkes like lett av kortvarige, men forøvrig skadelige utslipp. Ved en vedvarende miljøpåvirkning vil plantesamfunnene endres langsomt, og i første rekke vise kvantitative endringer som øket produksjon o.l. Med tiden kan deler av samfunnet "falle ut", og hurtigere skiftninger i planteforekomst og artsmessig sammensetning inntre. Våre erfaringer med høyere vegetasjon fra en rekke forskjellige vassdrag viser i store trekk at det er en nyansert, men klar sammenheng mellom belastning av et vannsystem og de samfunn som kommer til utvikling der.

Praktiske fordeler og ulemper ved bruk av høyere vegetasjon i overvåkningsøyemed.

Der høyere vegetasjon inngår i vannsystemenes biologiske samfunn med noen grad av viktighet, kan denne biologiske komponenten med fordel trekkes inn i vurderingen av vannsystemets tilstand. Spesielle fordeler er følgende:

- a) Det dreier seg om et oversiktlig artsantall, og ganske få hovedtyper av plantesamfunn.
- b) Denne vegetasjonen kan identifiseres med enkle hjelpemidler.
- c) Plantesamfunnene har en arealmessig utbredelse som muliggjør bruk av flyfotos/fjernanalyse, både ved første gangs registreringer og senere oppfølging av eventuelle endringer gjennom tid og skiftende bruk av vannsystemene.
- d) Informasjon som allerede kan være tilgjengelig (f.eks. eksisterende flyfotos) kan brukes til å vurdere nåværende omfang av sivilisatorisk påvirkning, uten altfor omfattende feltarbeid.

En vesentlig svakhet med bruk av høyere vegetasjon er det faktum at det finnes en rekke vassdrag der vegetasjon ikke kan utvikles under normale forhold. Dette gjelder først og fremst vassdrag i høyereliggende strøk, elver med grovstrukturert bunn eller sterk strøm o.l.

21. DYREPLANKTON I INNSJØER

Zooplanktonsamfunnenes sammensetning og de enkelte arterstilstedeværelse/fravær og mengdemessige opptreden vil bl.a. variere med innsjøenes næringsrikdom og planteplanktonets produktivitet og artssammensetning. Likeledes vil dyreplanktonbestandene influeres av andre miljøforandringer, f.eks. reguleringsinngrep, forsurening, slamtransport. Det er av særlig betydning i overvåkingssammenheng at man innen feltene eutrofiering og forsurening etter hvert har fått et betydelig kunnskapstilfang om enkeltarters og samfunns miljøkrav og reaksjon på forandringer.

Innsamling av zooplankton foregår stort sett på tre måter: håv, planktonfeller og ved bruk av pumpe. De to førstnevnte utgjør de tradisjonelle fremgangsmåtene og fremdeles mest anvendte fremgangsmåter. Innsamling av dyr ved å pumpe en målt vannmengde fra et bestemt dyp eller dybdeintervall er en lovende metode i flere sammenhenger, men foreløpig har man begrensede erfaringer.

Innsamling ved håv

Ulike typer av håver benyttes fortrinnsvis ved kvalitative og semikvantitative undersøkelser. Kvantitative undersøkelser forutsetter innsamling av alle dyr fra et definert vannvolum. Mange håvtyper kan utstyres med lukkemekanismer og/eller strømmålere i åpningen, slik at gjennomstrømmet vannvolum teoretisk lar seg beregne ut fra kalibreringsdata. Volumberegningene er imidlertid alltid noe usikre (overførbarhet av det gitte sett av kalibreringsdata til den enkelte situasjon, tetting av håven og dermed endrede gjennomstrømmingsegenskaper, usikkerhetsintervall for angivelse av lengden på den filtrerte vannsøyle). Viktigst er det imidlertid at alle håver er selektive som fangstredskaper pga. varierende unnvikelsesevner hos forskjellige arter og forskjellig maskevidde. Noe avhengig av hva man er ute etter, brukes vanligvis maskevidder fra 60 til 200 μm (mot vanligvis 25 μm ved planteplanktonstudier). For hjuldyr og ciliater må imidlertid brukes maskevidde ned mot 20 μm).

Innsamlingen foregår vanligvis ved vertikale trekk i definerte dybdeintervaller, f.eks. fra nær bunnen til overflaten, eller bunnen - sprangsjiktet pluss sprangsjiktet - overflaten. Ved håver som kan stenges på ønsket dyp

(Nansenhåv, Hensenhåv o.a.) er det mulig å gjøre undersøkelser over dyreplanktonets vertikale fordeling og vandring.

Innsamling ved planktonfeller

For kvantitative undersøkelser i streng forstand, må det brukes felter. Av disse finnes en rekke typer av noe forskjellig konstruksjon og volum. Best resultat gir redskap som kombinerer stort volum med gjennomskinnelighet (plexiglass), og dessuten friest mulig gjennomstrømming.

Prøvetaking i tid og rom

Planktonorganismer preges ofte av raske bestandsfluktuasjoner grunnet naturlige forhold (kort generasjonstid, beiting, sesongvariasjoner). Videre har man ofte en utpreget flekkvis fordeling innen en gitt vannmasse. Zooplankton karakteriseres videre ved i større eller mindre grad å foreta vertikale vandringer gjennom døgnet, med noe forskjellig mønster for ulike arter. Alt dette, sammen med at målene for undersøkelsene vil variere, gjør at det ikke kan sies mye generelt om stasjonsplassering, prøvedyp og prøvetakingsfrekvens. Slike avgjørelser må tas ut fra det foreliggende problem og på basis av kunnskaper om vedkommende innsjø.

Resultatenes presentasjon og informasjonsverdi

Bearbeidelsen gir antall eksemplarer pr. volumenhet av de identifiserte arter (eller andre enheter). Ved erfaringstall kan disse data omgjøres til biomasse (tørrvekt, gram karbon) pr. volum - eller arealenhet.

Til en viss grad benyttes indikatorarter og -samfunn ved bedømmelsen av vannkvalitet, men ennå mangler vesentlige kunnskaper om nord-europeiske arters miljøkrav. Systemer utarbeidet for mellom-europeiske forhold er bare i begrenset grad overførbare. Imidlertid har man etter hvert fått et betydelig erfaringsmateriale m.h.t. zooplanktonsamfunnets endring som følge av overgjødning og forurensning.

Hovedgrunnlaget for vannkvalitetsvurderingen er likevel en samlet betraktning av mange forhold :

- Samfunnets kvalitative og kvantitative sammensetning, helst fulgt gjennom vegetasjonsperioden (mai-oktober)

- Total mengde av dyr
- Individenes størrelse
- Eggantall
- Forhold til hydrografi, planteplankton og fisk

Mengdeforholdet planteplankton/dyreplankton

Forholdet mellom biomassen av henholdsvis planter og dyr i planktonsamfunnene kan i mer markerte tilfeller gi en enkel indikasjon på innsjøers eutrofieringsgrad. Hvis forholdet P/Z stadig er høyere enn 1 i løpet av vekstsesongen er dette et vitnesbyrd om at innsjøen er i økologisk ubalanse.

22. BUNNFAUNA I FERSKVANN

Innsamling av større bunndyr (makrovertebrater) har lenge vært en viktig del av generelle og problemrettede vassdragsundersøkelser. For oversikt se: Hynes 1960 og 1970, Macan 1961, Cummins 1966 og 1975, Hart og Fuller 1974. Det som særlig gjør disse organismene velegnet er at de gjennom sitt livsløp gir et integrert bilde av tilstanden i vassdraget over lang tid. Vannprøver som samles inn for kjemisk analyse, gir tilstanden i øyeblikket for et begrenset antall parametre. Undersøkelser av bunnfaunaen gir et bilde av effekten av den samlede påvirkning, og ofte kan en spore forandringer i bunndyrsamfunnenes struktur og funksjonelle oppbygning før dette kan dokumenteres ved hjelp av fysisk-kjemiske parametre. Blir det registrert forandringer i samfunnene på en stasjon gjennom tid, indikerer dette forandringer i vannkvalitet. Men da andre faktorer enn vannkvalitet (f.eks. strømhastighet, substrat, oksygeninnhold o.l.) også er bestemmende for hvordan samfunnet er satt sammen, vil en finne at forskjellige typer strømmende vann og innsjølokaliteter med samme vannkvalitet har forskjellige bunndyrsamfunn. Derfor er det viktig når en skal fastsette vannkvalitet på forskjellige stasjoner i et vassdrag eller mellom forskjellige vassdrag, å ha kunnskap om eventuelle fysiske ulikheter mellom lokalitetene.

22.1 Bunnfauna i elver

Det som først og fremst karakteriserer elven som levested, er den kontinuerlige bevegelsen i en retning, sammen med en stadig omrøring av vannmassene. I arbeidet med å beskrive naturlige bunndyrsamfunn og samfunn som er påvirket av en eller annen miljøforandring har områder med sterk strøm pekt seg ut som spesielt velegnet. Strykområdene er normalt meget produktive, og faunaen består av et stort antall arter som er spesielt tilpasset denne biotopen. Særlig viktig er disse områdene for våre laksefisker. Næringsrelasjonene mellom primærprodusentene og konsumentene (bunndyr), og mellom konsumenter på forskjellig næringsnivå, danner her et komplekst og samtidig ømfintlig næringsnett, hvor forandringer på et nivå vil gjenspeiles i hele samfunnet. Det har i lang tid vært arbeidet med bunnfaunaen i elver og da særlig på steder med sterk strøm, slik at det i dag finnes en relativt god kunnskap om bunndyrsamfunn under forskjellige miljøforhold.

Valg av prøvested og tidspunkt

Ved valg av prøvetakingssteder er det viktig at disse blir økologisk sammenlignbare, og fortrinnsvis velges det ut områder med sterk strøm. Parallelt med selve prøvetakingen er det nødvendig at de viktigste miljøfaktorene registreres. Viktig er det å ha opplysninger om strømhastighet, prøvetakingsdyp, bunnens beskaffenhet (sand, grus, grov stein osv.), mengden av moser og større alger, samt mengden av organisk materiale i prøven (løv, kvist o.l.). For å dekke bunndyrsamfunnenes dynamikk er det ønskelig med prøvetaking i vår-, sommer- og høstperioden. En nærmere vurdering av antall prøver og tidspunkt for prøvetaking må gjøres ut fra hydrografiske og hydrologiske forhold ved vannforekomsten (Sanders 1978).

Valg av metode

Mange ulike metoder har vært i bruk og brukes i dag for å ta prøver fra makrovertebratsamfunnene i elver og bekker. En beskrivelse av disse metodene finnes hos Welch (1948), Macan (1958), Albrecht (1959), Cummins (1962), Økland (1962), Hynes (1970), Edmondson og Winberg (1971). Det er både tidkrevende og vanskelig å fremskaffe gode kvantitative biologiske data. Dette har medført at det er kun i spesielle undersøkelser hvor kvantitative metoder er nyttet. I slike tilfelle brukes ofte en Surber prøvetaker (areal $\sim 0,1 \text{ m}^2$), og det er nødvendig med et stort antall prøver for å få et godt anslag for faunaens totale tetthet og biomasse. Dette har medført at en vanligvis nytter kvalitative eller semikvantitative metoder for å få et bilde av bunnfaunaens reaksjon på miljøforandringer. (Gaufin m.fl. 1956, Elliot 1971).

En god oppfatning om bunnfaunaens sammensetning får en ved bruk av en standardisert håvmetode. (Frost m.fl. 1971). Metoden er ofte brukt ved studier av forurensningseffekter (Mauch 1963, Hynes 1961, Morgan og Egglisshaw 1965), og ved NIVA har en valgt en sirkulær håv med diameter 31 cm, se fig. 1 (maskevidde 250 μm eller 500 μm). Håven settes ned mot bunnen med åpningen mot strømmen, og stenene snus og substratet omrøres med støvlen mens en beveger seg jevnt mot strømmen i ett minutt. Håven tømmes og prosedyren gjentas 3-5 ganger allt etter bunnfaunaens tetthet. Prøven hentes fra et tilfeldig valgt sted i det området hvor stasjonen er definert. Prøvetakingsdypet varierer mellom 15-40 cm (10-75 cm). Organismer som sitter fast

på stenene har lettere for å bli underrepresentert i prøven. Dette kan en bøte noe på ved å håndplukke noen stener og derved få et inntrykk av dette faunaelementet. Den såkalte "sparke og rotemetoden", som den standardiserte håvmetoden vanligvis kalles, gir stabile resultater, med relativt liten spredning i individantall (Crossmann og Cairns 1974). Kombinasjonen av at metoden er enkel, rask å utføre i felt, fleksibel og med en akseptabel spredning av resultatene i forhold til andre metoder, gjør at den standardiserte håvmetoden passer meget godt i overvåkningsammenheng.

22.2 Bunnfaunaen i innsjøer

Som ved undersøkelser i elver og bekker kan studier av bunnfaunaen i innsjøer gi meget god informasjon om forskjellige miljøpåvirkninger. Makrovertebratsamfunnenes oppbygning vil også gi opplysninger om vesentlige trekk ved innsjøens trofiforhold. Ved produksjonsbiologiske studier av innsjøens fiskebestand er opplysninger om næringsdyrenes biomasse og produksjon meget verdifulle. Ekman-grabben (Ekman 1911, Birge 1922, Schwoerbel 1966, Edmondson & Winberg 1971) er den metoden som har fått størst anvendelse ved studier av bunnfaunaen i slike biotoper. Metoden regnes for å være tilnærmet kvantitativ, og grabben opereres ved hjelp av stang eller line fra båt, eller fra isen om vinteren. Den tar opp et kvadratisk stykke av bunnsedimentet (500 cm^2), med de organismene som lever på og i mudderet. Innholdet av bunnhenteren siles gjennom en sil ($500 \mu\text{m}$), hvor planter og dyr samt større organiske og uorganiske partikler blir liggende igjen. Olsson (1976) gir en inngående beskrivelse av metoden, valg av prøvested og tidspunkt, samt bearbeiding av materialet. Ellers vil de generelle betraktninger som er gjort under avsnitt "Bunnfauna i elver" også ha gyldighet for bunnfaunaen i innsjøer.

Andre metoder som er i bruk er van Veen grabben (Schwoerbel 1970), forskjellige typer skraper og i mindre grad sugeapparater betjent av froskemenn. van Veen grabben er noe enklere og lettere i bruk en Ekman grabben, men antas å gi dårligere resultat. Skraper er kvalitative prøvetagere og nyttes oftest for å få et bilde av bestemte faunagrupper. Sugeapparater krever ofte mye utstyr og er arbeidskrevende, men gir samtidig det beste resultat. I overvåkningsøyemed vil nok Ekman grabben være overlegen. Kajakhenteren har fått økt anvendelse i Norge de siste årene. Prøvetageren virker i prinsippet på mange måter slik som Ekman grabben, men tar ut en mindre prøve av bunn-

sedimentet i form av en sylinder, og er noe enklere i bruk. For en nærmere beskrivelse se ellers Kajak m.fl. (1965) og Edmondson og Winberg (1971).

22.3 Bearbeidelse og presentasjon

Materialet konserveres i felt med etanol eller formalin og bringes til laboratoriet hvor fauna-elementene plukkes ut og sorteres til hovedgrupper. Alt etter prøvens karakter og formålet med undersøkelsen kan en for å minke bearbeidingskostnadene ta i bruk flotasjon (Anderson 1959, Pash 1971). og utplukking av delprøver ("subsampling", Sødergren 1974) fra materialet. Hovedgruppene bestemmes så langt det lar seg gjøre, fortrinnsvis til art om dette er mulig. Taxonomisk kunnskap på et høyt nivå er her ofte nødvendig.

Fra de forskjellige stasjonene er det nå kommet frem kvalitative og kvantitative opplysninger om bunndyrsamfunnets struktur. Materialet settes opp i lister som samtidig gir en mengdemessig fordeling relatert til en areal-enhet eller en tidsenhet. Hyppigheten for de forskjellige arter og taxa ¹⁾ regnes ut, og variasjon mellom parallelle prøver diskuteres. Av faunalisten får en informasjon om:

- a) Det er kommet nye arter til, eller om arter er forsvunnet.
- b) Det har vært en reduksjon i arter eller taxa.
- c) Det har vært en forandring innen enkelte arter -
- d) som har ført til at forholdene mellom artene i samfunnet er forandret.

For å tolke den informasjon som foreligger fra de forskjellige stasjoner er det nødvendig med inngående kunnskap om bunndyrsamfunnenes sammensetning og artenes funksjon i økosystemet. Videre er det nødvendig å ha viten om hvordan arter og samfunn reagerer på forskjellige miljøpåvirkninger. Det kan her være tale om:

1. organisk belastning (saprobiering), ofte med endrede oksygen- og bunnforhold.
2. Økt tilførsel av plantenæringsstoffer (eutrofiering) med endringer i begroingssamfunnene.
3. Giftutslipp som kan slå ut hele bunndyrsamfunn eller medføre en selektiv eliminasjon av deler av samfunnet, alt etter grad og type av forurensing.

1) *Taxon* = systematisk enhet, eks. art, slekt, familie osv.

4. Forandringer i vannforekomstens temperaturklima (f.eks. i forb. med kraftverk som får sitt vann fra høyfjellsmagasinet) virker inn på produksjonsforhold og dyrenes livssyklus.
5. Vannstandsendringer i regulerte vassdrag gir et ustabil miljø, som resultater i at bunndyrsamfunnene skifter karakter og produksjonen nedsettes.
6. Nedslamming av bunnen med uorganisk materiale ødelegger bunnforholdene, og har en eroderende virkning i strømmende vann.

Som tidligere nevnt har bunndyrsamfunnene evnen til å reagere på et vidt spekter av vannkvalitetstyper og forurensing. Gjennom faunalisten og øvrige data om prøvetakingsstedet lar det seg gjøre å gi informasjon om vannkvalitet og spore type av påvirkning. Tilbake står nå å presentere denne kunnskap om vassdragets tilstand slik at det er forståelig, meningsfullt og en hjelp for tilgrensende fagfelt, myndigheter og publikum generelt. I dette arbeidet er det i bruk en rekke forskjellige metoder, hvor de viktigste her kort skal nevnes. Det vil være for omfattende å gi hver metode en grundig omtale, slik at det henvises til referanselisten om ytterligere informasjon ønskes.

Biologisk klassifisering har vært i bruk siden århundreskiftet. Dette gjelder både naturlige upåvirkete systemer (Illies & Botosaneanu 1963, Pennak 1971, Hawkes 1975, Verneaux 1973-1976) og vassdrag som er påvirket i en eller annen form. (Schwoerbel 1970, Warren 1971, Thomas m.fl. 1973, Gaufin 1973, 1974, Wilhm 1975, Iversen 1976).

I det alt vesentligste har dette arbeidet dreid seg om organisk belastning. Det mest kjente her er saprobiesystemet (Kolkwitz og Marsson 1902, 1908, 1909 - Sladeczek 1961, 1964, 1978) som baserer seg på artenes indikatorverdi.

Andre systemer som bygger på indikatorverdi er utviklet innen flere geografiske områder, som eksempel kan nevnes Trent indeksen fra Trent vassdraget i England (Woodiwiss 1964). Indeksen går ut på at seks grupper innen bunnfauna-samfunnet er gitt en spesiell status etter følsomhet for organisk belastning, Chandler "score" indeksen (Chandler 1970, Balloch m.fl. 1976) ligner Trent-indeksten, men tar hensyn til antall organismer og kombinerer artsrikdom og individtetthet. En indeks som er i bruk i Irland (Flanagan og Toner 1972) legger vekt på makrovertebratsamfunnenes oppbygging og baserer seg på lett gjenkjennelige nøkkelgrupper, som deles

inn etter følsomhet. En modifikasjon av sistnevnte metode har vært forsøkt i forbindelse med et pilotprosjekt innen det nasjonale overvåkningsprogram for vannressurser (NIVA, 1978).

Matematiske formler som diversitetsindekser har stor anvendelse ved indikering av miljøforandringer i et vassdrag (Edwards m.fl. 1972, Mackay m. fl. 1973, Nuttall & Purves 1974, Balloch m.fl. 1976, Cooke 1976, Hellowell 1977). Den mest brukte er "Shannon - Wiener" (Wilhm og Dorris 1968) som kombinerer antall arter (grupper) i prøven med antallet individer av hver art (gr.) og det totale antall individer i prøven. Similaritetsindekser vurderer de forskjellige prøvetakningsstedene mot hverandre.

Da ulike diversitetsindekser og biotiske indekser reagerer på forskjellige typer av forurensning, vil en kombinasjon av disse ofte være en nyttig fremgangsmåte. Men det skal legges til at vi her i Norge har liten erfaring med å karakterisere vannkvalitet ved hjelp av bioindekser. Det må derfor arbeides med å finne frem til systemer som baserer seg på våre geografiske forhold og bunnfaunasamfunn, før bioindekser kan taes i bruk i overvåkingssammenheng.

Er en interessert i stasjonene biomasse og produksjon med tanke på næringsforholdene for fisk, uttrykkes de forskjellige bunndyrgruppene som våt- og tørrvekt.

Omkostninger

Analyse av bunnfauna er en tidkrevende prosess. Arbeidets omfang vil også variere sterkt med mengden av dyr som er til stede og samfunnets sammensetning. Midlere analysepris pr. prøve (stasjon) kan anslås til ca. kr. 2000,-.

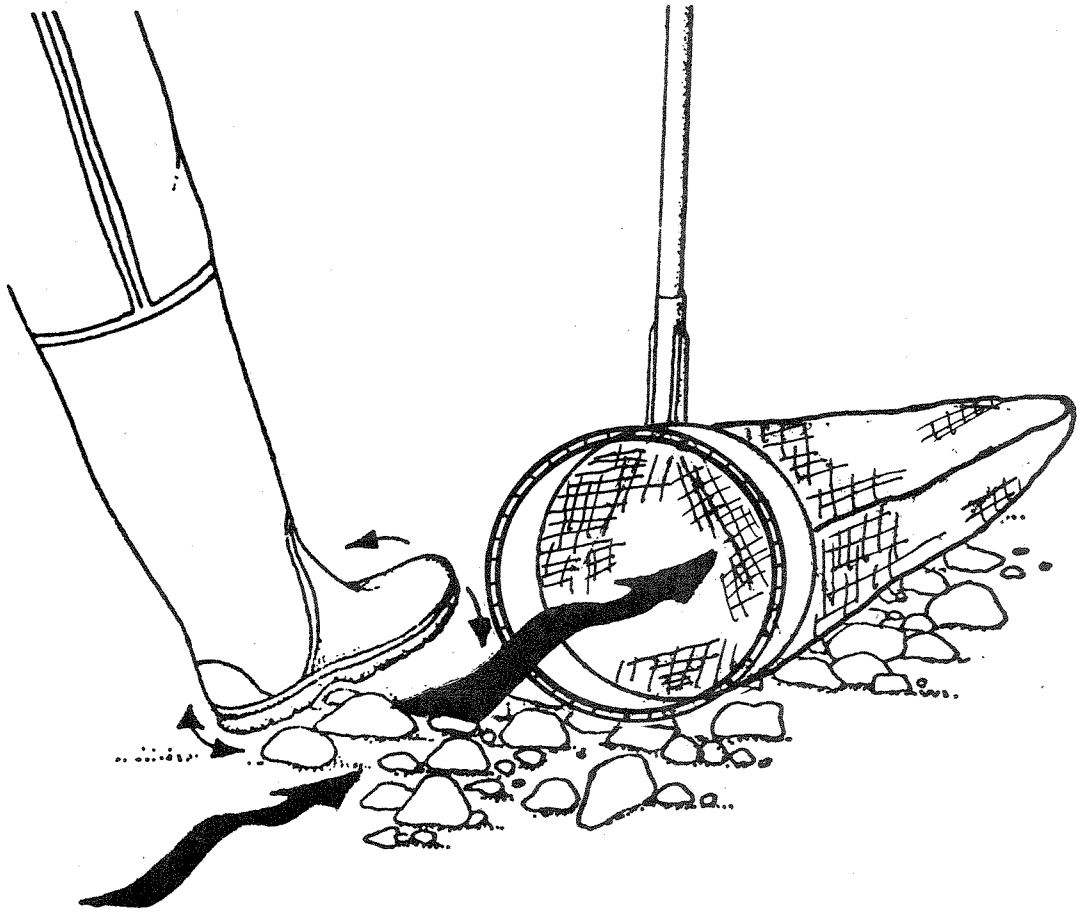


Fig. 1. Håvmetoden brukt under innsamling av bunndyrprøver.

LITTERATURLISTE

- Albrecht, M.-L., 1959. Die quantitative Untersuchungen der Bodenfauna fließender Gewässer. Z. Fisch. N.F. 8:481-550.
- Anderson, R.R., 1959. A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. Limnol. Oceanography. 4: 223-225.
- Balloch, D., Davies, C.E. & Jones, F.H., 1976. Biological assessment of water quality in three British rivers : The North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales).
Wat. Poll. Control. : 92-113.
- Birge, E.A., 1922. A second report on Limnological apparatus. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts. Lett. 20 : 533-552.
- Chandler, J.R., 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Poll. Control, 4 : 415-422.
- Cook, S.E.K., 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. Environ. Pollut., 11 : 269-288.
- Crossman, J.S. & Cairns, J. Jr., 1974. A comparative study between two different artificial substrate samplers and regular sampling techniques. Hydrobiologia 44 (4) 517-522.
- Cummins, K.W., 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic water. Am. Midl. Nat. 67 : 477-504.
- Cummins, K.W., 1966. A review of stream ecology with special emphasis on organismsubstrate relationships. Pymatuning Lab. Ecol. Spec. Publ. 4 : 2-51.
- Cummins, K.W., 1975. Macroinvertebrates. In : Witton B.A. (Ed.) River ecology. Studies in ecology Vol. 2. pp 170-198. Blackwell, Oxford.

- Edmondson, W.T. & Winberg, G.G. (Ed.), 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook No 17, Blackwell, Oxford.
- Edwards, R.W., Benson-Evans, K., Learner, M.A., Williams, O. & Williams, R., 1972. A biological survey of the River Taff. Wat. Pollut. Control. 71, (2) : 144-666.
- Ekman, S. 1911. Neu Apparate zur qualitativen und quantitativen Erforschung der Bodenfauna der Seen. Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. 3 : 553-561.
- Elliot, J.M. 1971. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biol. Ass. Publ. No. 25.
- Flanagan, P.J. & Toner, P.F., 1972. Notes on the chemical and biological analysis of Irish river waters. An Foras Forbatha. Water Resources Division.
- Frost, S., Hurni, A. & Kershaw, W.E., 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. Canad. J. Zool. 49 : 167-173.
- Gaufin, A.R., 1974. Biological indices of environmental changes in aquatic habitats. In : Sax N. I. (Ed.) Industrial Pollution pp 36-47. Van Nostrand Rheinold, London.
- Gaufin, A.R., Harris, E.K. & Walter, H.J., 1956. A statistical evaluation of stream bottom sampling data obtained from three standard samplers. Ecology 37 (4) : 643-648.
- Hart, C.W.Jr. & Fuller, S.L.H. (Ed.), 1974. Pollution ecology of freshwater invertebrates. Academic Press, London.
- Hawkes, H.A., 1975. River zonation and classification. River Ecology Ed. B.A. Whitton, 312-374. Blackwell, Oxford.

- Hellawell, J.M., 1977. Change in natural and managed ecosystems: detection, measurement and assessment. Proc. R. Soc. Lond. B. 197:31-56.
- Hynes, H.B.N., 1960. The biology of polluted waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool.
- Hynes, H.B.N., 1961. The invertebrate fauna of a welch mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57, 344-388.
- Hynes, H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool.
- Illies, J. & Botosaneaunu, L., 1963. Problemes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Mitt. Int. Verein. Limnol. 12:57 pp.
- Iversen, T.M., 1976. Biologisk bestemmelse af vandløbsforurening. "Vand", 1.
- Kajak, Z., 1965. Remarks on the causes of the scarcity of benthos in Lake Lisunie. Ecol. Pol (A) 13:23-32.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M., 1909. Ökologie der tierischen saprobien. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 2:126-152.
- Kolkwitz, R., 1950. Ökologie der saprobien, Schw. Reihe ver. Wasserhyg. No. e, Piscator-Verlag, Stuttgart.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M., 1902. Grundsätzliches für die biologische Beurteilung des wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. K. Prüfanst. Wasserversorg. Abwasserbes. Berlin-Dahlem, 1, 33.
- Macan, T.T., 1958. Method of sampling the bottomfauna in stony streams. Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol. 8:1-21.
- Macan, T.T., 1961. A review of running water studies. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 14:587-602.

- Mackay, D.W., Soulsby, P.G. & Poodle, T., 1973. The biological assessment of pollution in streams. Ass. River Authorities Year Book and Directory, 189-197.
- Mauch, E., 1963. Untersuchungen über das Benthos der deutschen Mosel unter besonderer Berücksichtigung der Wassergüte. Mitt. Zool. Mus. Berl. 39:1-172.
- Morgan, N.C. & Egglisshaw, H.J., 1965. A survey of the bottom fauna of streams in the Scottish highlands. Part I Composition of the fauna. Hydrobiologia 25:181-211.
- Norsk institutt for vannforskning, 1978: 0-38/75. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt: Målselv(Barduelv. 10/10-78. 22 s + appendiks (Saksbehandlere: G. Jørgensen og L. Lingsten).
- Nuttall, P.M. & Purves, J.B., 1974. Numerical indices applied to the results of a survey of the macro-invertebrate fauna of the Tamar catchment (South West England). Fresh. Wat. Biol. 4:213-222.
- Pask, W.M. & Costa, R.R., 1971. Efficiency of sucrose flotation in recovering insect larvae from benthic stream samples. Can. Entomol. 103:1649-1652.
- Pennak, R.W., 1971. Toward a classification of lotic habitats. Hydrobiologia. 38(2):321-334.
- Olsson, T., 1966. Bottenfaunainventering med Ehmanhämtare i älvsel, Metodstudie med rekommendationer. Statens Naturvårdsverk 1976. SNVPM 749. VINA Rapport 4. 66 pp.
- Sanders, T.G. & Adrian, D.D., 1978. Sampling frequency for river quality monitoring. Wat. Resour. Res. 14(4):569-576.
- Schwoerbel, J., 1966. Methoden der Hydrobiologie. Kosmos, Stuttgart.
- Schwoerbel, J., 1970. Methods of hydrobiology. Freshwater biology. Pergamon Press, London.

- Sladeczek, V., 1961. Zur biologischen Gliederung der höherer Saprobitätsstufen. Arch. Hydrobiol. 58:103-121.
- Sladeczek, V., 1974. Systems of water quality from biological view. Arch. Hydrobiol. Beiheft 7.
- Sladeczek, V., 1978. Continental systems for the assessment of river water quality. Internat. Symp. on Biological Indicators of Water quality. Univ. of Newcastle upon Tyne. 12-15th Sept. 1978.
- Surber, E.W., 1937. Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. Trans. Am. Fish. Soc. 66:193-202.
- Södergren, S., 1974. A simple subsampler for streambottom fauna samples. Arch. Hydrobiol. 73(4):549-551.
- Thomas, W.A., Goldstein, G. & Wilcox, W.H., 1973. Biological indicators of environmental quality. Ann Arbor Science Publ. Inc.
- Verneaux, J. & Tuffery, G., 1967. Une methode zoologique pratique de determination de la qualite biologique des eaux courantes. Ann. Sci. Univ. Besancon Zool. 3:79-90.
- Verneaux, J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs - Essai de biotypologie. Ann. Sci. Univ. Besancon. Zool., Physiol., Biol. Anim., 3(9):260 pp.
- Verneaux, J., 1976. Biotypologie de l'écosysteme "eau courante". La structure biotypologie. C.V. Acad. Sci. Paris. Serie D, 283:1163-1666.
- Warren, C.E., 1971. Biology and water pollution control. Saunders, New York.
- Welch, P.S., 1948. Limnological methods. McGraw Hill, New York.

- Wilhm, J.L. & Dorris, T.C., 1968. Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience*, 18:477-481.
- Wilhm, J.L., 1975. Biological indicators of pollution. In: Whitton, B.A. (Ed.) *River ecology*, pp. 375-402. Blackwell, Oxford.
- Woodiwiss, F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*. 14:443-447.
- Økland, J., 1962. Litt om teknikk ved innsamling og konservering av ferskvannsdyr. *Fauna*, Oslo 15:69-92.

23. BRUK AV KUNSTIGE SUBSTRATER VED BUNNFAUNASTUDIER I STRØMMENDE VANN.

Studier av bunnfauna i strømmende vann byr på større problemer enn tilsvarende undersøkelser i andre vannforekomster, og problemene øker med vassdragets størrelse. Det er særlig to faktorer som gjør dette vanskelig. For det første er det rent metodiske problemer ved innsamling av materialet, og videre problemet med å finne prøvetakingsstasjoner som er økologisk sammenliknbare. Dette begrenser seg ikke bare til å finne fram til stasjoner som er sammenliknbare rent fysisk (strømhastighet, substrat, dyp osv.), men også de praktiske mulighetene for prøvetaking er vesentlig for å få gode sammenliknbare data. Ofte er avstanden mellom prøvetakingsstedene bestemt av disse kravene.

Bruken av kunstige substrater under innsamling av bunndyr (makrovertebrater) i forbindelse med vassdragsundersøkelser er økende. Metoden er ikke ny, men har fått stor anvendelse i den senere tid blant annet i overvåkingssammenheng (Scott 1958, Arthur & Horning 1969, Dickson m.fl. 1971, Mason m.fl. 1973). Det var først ved undersøkelser i innsjøer at metoden ble tatt i bruk (Moon 1935), men etter hvert har metoden fått større og større anvendelse ved studier i strømmende vann (Wene & Wickliff 1940, Hester & Dendy 1962, Henson 1965, Ulfstrand 1968, Hilsenhoff 1969, Dickson m.fl. 1971, Ulfstrand m.fl. 1974, Standard Methods 1975). Årsaken til dette er at innebygget i elven som økosystem ligger et stort kolonisasjonspotensial, nemlig makrovertebratenes aktivitet som gjenspeiles i drift og vandring (Müller 1953, Waters 1964).

Innsamling av bunndyr ved hjelp av kunstige substrater er en metode som bygger på bruk av et standard sammensatt substrat. Dette kan være plastenheter, porselenskuler o.l., eller materialet plukkes ut fra elven etter bestemte kriterier. En annen metode er å bruke materiale med et stort antall hulrom og åpninger av varierende størrelse (Britt 1955, Mundie 1956, Hester & Dendy 1962, Benfield m.fl. 1974, Macan & Kitching 1976). Substratet plasseres i en nettingkurv/sylinder, og som oftest legges disse direkte på elvebunnen, men kan også henges fritt i vannmassen (Mason m.fl. 1967-1973, Roux m.fl. 1976).

I overvåkingen av vannkvaliteten i våre vannforekomster har en her en passiv innsamlingsmetode som er enkel, gir prøver som er rimelig representative og hurtige å bearbeide. Metoden er lett å standardisere, stiller små krav til stasjonens plassering, men best resultat fåes ved å nytte steder som er sammenlignbare med hensyn til strømhastighet. Dette medfører at en på mange måter står friere når stasjonen skal fastlegges.

Det vil derfor være lettere å finne stasjoner hvor kjemisk og annen biologisk prøvetaking kan kombineres med bunnfauna-innsamling.

For å karakterisere vannkvalitet ved hjelp av bunnfaunasamfunn har metoden fått økende anvendelse, bl.a. har flere stater i USA tatt i bruk kunstige substrater i overvåkingssammenheng.

Det er særlig på prøvetakingssiden metoden har sine fordeler, den er ressurs sparende og gir et materiale som er lettere å sammenlikne både gjennom tid og mellom forskjellige stasjoner. Men metoden har nok også sine svakheter. Det har f.eks. vist seg at det enkelte steder kan være vanskelig å få plassert en kunstig kolonisasjonskurv betryggende og driftssikkert. Dette kan ha sin årsak i tilgjengelighet (flom - lavvann), festemuligheter, men det største problemet er ofte at forbipasserende ikke kan la utstyret være i fred.

Et annet problem er at kunstige substrater er selektive og samfunnet som etablerer seg varierer med eksponeringstiden. Dette forhold har bl.a. sammenheng med dyrenes kolonisasjonshastighet, akkumulering av dødt organisk materiale, begroing og nedslamming. Vanlig er det å la enhetene ligge ute ca. 4 uker. Erfaringsmessig er det da nådd en topp i artsantallet og substratet anses "modent" for innsamling.

Standardisert innsamling av bunndyrsamfunn med kunstige substrater for å karakterisere vannkvalitet, påvise miljøforandringer i forbindelse med forurensning o.l. har ikke vært brukt i Norge. Det er i dag vanlig ved vassdragsundersøkelser at det hentes inn vannprøver for kjemisk analyse en gang i måneden. Ved å bruke $\frac{1}{2}$ - 1 time mer på hver stasjon kunne slike kunstige substrater høstes, legges ut igjen og være klar ved neste tur.

I forbindelse med det arbeid som er igang for å overvåke våre vassdrag, vil det være på sin plass å gjøre en pilotstudie for å få praktisk erfaring med denne metoden. En slik undersøkelse må ha som formål å komme fram til en standardisert metode for innsamling av bunnfauna ved hjelp av kunstige substrater, tilpasset våre vassdrag.

LITTERATURLISTE

- Arthur, J.W. & Horning, W.B., 1969. The use of artificial substrate in pollution surveys. *Amer. Midl. Nat.* 82:83-99.
- Benfield, E.F., Hendricks, A.C. & Cairns, J. Jr., 1974. Proficiencies of two artificial substrates in collecting stream macroinvertebrates. *Hydrobiol.* 45(4):431-440.
- Britt, N.W., 1955. New methods of collecting bottom fauna from shoals or rubble bottoms of lakes and streams. *Ecology.* 36(3):524-525.
- Dickson, K.L., Cairns, J. Jr., & Arnold, I.C., 1971. An evaluation of the use of a baskettype artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. *Trans.Am.Fish.Soc.* 100:553-559.
- Henson, E.B., 1965. A cage sampler for collecting aquatic fauna. *Turtox News* 43:298-299.
- Hester, F.E. & Dendy, J.S., 1962. A multipleplate sampler for aquatic macroinvertebrates. *Trans.Amer.Fish.Soc.* 91:420-421.
- Hilsenhoff, W.L., 1969. An artificial substrat device for sampling benthic stream invertebrates. *Limnol. Oceanogr.* 14:465-471.
- Macan, T.T. & Kitching, A., 1976. The colonization of squares of plastic suspended in midwater. *Freshwat. Biol.* 6:33-40.
- Mason, W.T., Anderson, J.B. & Morrison, G.E., 1967. Limestone-filled, artificial substrate sampler float unit for collecting macroinvertebrates in large stream. *Progr. Fish. Cult.* 29:74.

- Mason, W.T., Weber, C.I., Lewis, P.A. & Julian, E.C., 1973. Factors affecting the performance of basket and multiplate macroinvertebrate samplers. *Freshwat. Biol.* 3:409-436.
- Moon, H.P., 1935. Methods and apparatus suitable for an investigation of the littoral region of oligotrophic lakes. *Int. Rev. Hydr.* 32:319-333.
- Müller, K., 1953. Produktionsbiologische Untersuchungen in Nordschwedischen Fließgewässern. Teil 1. Der Einfluss der Flössereiregulierungen auf den quantitativen und qualitativen Bestand der Bodenfauna. *Ann. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 34:90-121.
- Mundie, J.H., 1956. A bottom sampler for inclined rock surfaces. *J. Anim. Ecol.* 25:429-432.
- Roux, A.L., Tachet, H. & Neyron, M., 1976. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. III Une technique simple et peu onéreuse pour l'étude des macroinvertébrés benthiques des grands fleuves. *Bull.Ecol.* 7:493-496.
- Scott, D.C., 1958. Biological balance in stream. *Sew. Ind. Waste.* 30:1169-1173.
- Standard Methods for examination of water and wastewater. 14th edition 1975.
- Ulfstrand, S., 1968. Benthic animal communities in Lapland streams. *OIKOS Suppl.* 10:1-120.
- Ulfstrand, S., Nilsson, L.M. & Stergar, A., 1974. Composition and diversity of benthic species collective colonizing implanted substrates in a South Swedish stream. *Ent. Scan.* 5:115-122.
- Waters, T.F., 1964. Recolonization of denuded stream bottom areas by drift. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93:311-315.
- Wene, G. & Wickliff, E.L., 1940. Modification of the stream bottom and its effect on the insect fauna. *Cam. Ent.* 72:131-135.

24. OVERVÅKING VED HJELP AV FISK. FELTUNDERSØKELSER I FERSKVANN.

Innledning

Fisk er den mest betydningsfulle organisme i vann når det gjelder direkte utnyttelse av mennesker. Som sådan er den dermed en viktig overvåkingsparameter i seg selv. Observasjoner av fiskebestander kan imidlertid også gi informasjon om vannforekomstens generelle tilstand. Det finnes mange metoder for å undersøke fiskebestanders størrelse og sammensetning. Felles for de fleste er imidlertid at de er meget tidkrevende og kostbare og derfor kan være lite anvendelige i forbindelse med overvåking. Fordi fisken i stor utstrekning vandrer og har ulike oppholdssteder til forskjellige tider, opptrer i større eller mindre stimer og er gjenstand for beskatning er det vanskelig å finne praktiske metoder som alltid gir resultater i form av fangst og som er entydige. Ofte må en tilpasse metodene til de aktuelle forhold og det finnes heller ikke fullt standardiserte metoder. I det følgende skal det gis en beskrivelse av noen metoder som er mye anvendt og etter hvert har fått et visst standardopplegg.

A 1 Kontrollfiske med garn

Formål

1. Få et inntrykk av fiskebestandens størrelse og sammensetning.
2. Få en mest mulig representativ prøve av bestandene som viser alders- og størrelsesfordeling av fisken.
3. Få materiale til undersøkelse av bestemte forhold som f.eks. akkumulering av giftstoffer, ernæring etc.

Utførelse

Metodene kan benyttes i innsjøer og stilleflytende deler av elver. Den består i utsetting av en eller flere serier (avhengig av lokalitetens størrelse) garn med forskjellige maskevidder. Som rutine benyttes vanligvis standard ferskvannsgarn med maskevidde 2 x 21, 26, 29, 35, 40, 45 og 52 mm (Jensen-serien). I flere tilfeller kan det være nødvendig å supplere denne serie med garn av mindre maskevidde. Garnene settes fra land på egnede steder og står en natt. Eventuell fisk fra hvert garn holdes for seg og veies, måles og kan undersøkes med hensyn på kjønnsutvikling, kjøtt-

farge, ernæring, alder og vekst samt eventuelle andre forhold. Skal en sammenligne resultatene fra år til år bør garnene settes med de samme maskevidder på de samme lokaliteter og omtrent på samme tid hvert år.

Informasjonsverdi og begrensninger

Riktig og vellykket utført kontrollfiske med garn kan gi god informasjon om fiskebestandenes størrelse og sammensetning, samt data om fiskens kondisjon, kvalitet, ernæring, innhold av toksiske stoffer osv. Metoden har sine begrensninger i at den ikke fisker likt til alle tider av året, er avhengig av værforhold, plassering av garn m.m. En kan derfor få variasjoner fra år til år som skyldes andre faktorer enn endringer i fiskebestandenes størrelse og sammensetning. Fangsten kan heller ikke gi et eksakt kvantitativt mål for bestandens størrelse (vekt/arealenhet). Det viser seg imidlertid at fangsten, selv med bruk av færre garn enn den nevnte serie, kan være svært konstant gjennom mange år i mange vann. Den bør derfor være berettiget i bruk ved overvåking.

Problemkategorier

Studier av fiskebestander ved hjelp av forsøksfiske med garn vil sammenholdt med andre opplysninger (fysisk/kjemiske undersøkelser m.m.) kunne gi informasjon om den generelle biologiske tilstand i vassdraget. Videre vil de kunne avsløre endringer i vannforekomstens eutrofitilstand og akutte og kroniske forgiftninger av vassdraget, virkninger av vassdragsreguleringer, beskatningsforhold (overbeskatning osv.).

Omkostninger

Feltarbeidet krever 4 persondøgn for hver lokalitet men kan reduseres noe dersom flere lokaliteter kan fiskes samtidig. Den tid som medgår til bearbeidelse av materialet er avhengig av fangstens størrelse og hvilke parametre som skal undersøkes.

Kontrollfiske med elektrisk fiskeapparat

Formål

1. Få et inntrykk av fiskebestandens størrelse og sammensetning.
2. Få en mest mulig representativ prøve av bestanden som viser alders- og størrelsesfordeling av fisken.
3. Få materiale til undersøkelse av bestemte forhold som f.eks. ernæring, akkumulering av giftstoffer osv.

Utførelse

Metoden benyttes først og fremst på rennende vann i bekker og mindre elver. Den består i fiske med et elektrisk fiskeapparat med aktuell strømstyrke, spenning og pulsfrekvens. Det finnes mange slike apparater i handelen som er tilpasset forskjellige formål og vanntyper. Fisket kan foregå i et bestemt tidsrum f.eks. 15 minutter eller ofte bedre i et avgrenset område (med not etc.) som fiskes over flere ganger til en kan regne at det er på det nærmeste utfisket. I siste tilfelle vil en kunne beregne biomasse som vekt og antall fisk pr. arealenhet. Fisket kan ofte med fordel utføres om natten i kombinasjon med kunstig lys. Fisken samles inn med håv og kan måles, veies og undersøkes med hensyn på kjønnsutvikling, kjøttfarge, ernæring, alder og vekst samt eventuelle andre forhold. Ved sammenliknende undersøkelser bør fisket skje på mest mulig like lokaliteter (bunn-, dybde-, strømforhold etc.) og til samme tid av året.

Informasjonsverdi og begrensninger

Riktig og vellykket utført elektrofiske kan gi god informasjon om fiskebestandens størrelse og sammensetning, samt data om fiskens kondisjon, kvalitet, ernæring, innhold og toksiske stoffer osv. Metoden har sine begrensninger i at det ofte kan oppstå tekniske problemer med bruken av apparatene, at fangsten kan være noe selektiv med hensyn på art og individstørrelse og at vannføringen spiller rolle for fangstutbyttet.

Problemkategorier

Studier av fiskebestander ved hjelp av forsøksfiske med elektrisk fiskeapparat vil sammenholdt med andre opplysninger (fysisk/kjemiske undersøkelser m.m.) kunne gi informasjon om den generelle biologiske tilstand i vassdraget. Videre vil de kunne avsløre endringer i vannforekomstens eutrofi-tilstand og akutte og kroniske forgiftninger av vassdraget, virkninger av reguleringsinngrep, beskatningsforhold (overbeskatning m.m.) osv.

Omkostninger

Arbeidsmengden pr. stasjon avhenger noe av hvilken metode som benyttes. Feltarbeidet kan variere fra 1 persontime til ca. 4 persontimer. Tid for bearbeidelse av materialet avhenger av materialets størrelse og parametre som skal undersøkes.

25. HVIRVELLØSE DYR OG FISK SOM FORSURNINGSINDIKATORER

Den følgende fremstilling er i det vesentlige klipp og konsentrat av notat av 22/11 1978 av Bjørn Olav Rosseland: Overvåking av sur nedbør og dens virkninger. Forslag til biologisk overvåking.

En gradvis forsurening som følger av endringer i den nedbør- og vannkjemiske sammensetning vil først og fremst gi effekter på organismer i vann. Det blir derfor ferskvannøkosystemet eller utvalgte deler av dette som må underlegges overvåking. En slik overvåking må utnytte de kunnskaper en i dag har om forsurningsprosessene, samt etablere ny kunnskap i takt med utviklingen. Det er viktig å presisere at overvåking av ferskvannsbiotoper er ressursovervåking.

De deler av økosystemet der en klart har sett effekter av en forsurening er evertebrater og fisk. En overvåking bør derfor ta utgangspunkt i disse gruppene.

Fisk og evertebrater lever sitt liv i direkte kontakt med det mediet som påvirkes ved en forsurening. Fisken vil på grunn av sin reproduksjonsbiologi være spesielt utsatt ved raske endringer i vannkvalitet. Slike endringer vil kunne påvirke reproduksjonen med påfølgende forandringer i bestandenes og fiskesamfunnets struktur. Da fisk er en viktig ressurs både som rekreasjons- og næringsobjekt, vil slike endringer relativt raskt bli lagt merke til. Fisken vil derfor i prinsippet være under konstant overvåking.

En endring i evertebratfaunaen vil være vanskelig for andre enn spesialister å kunne spore. Begge gruppene må imidlertid være nøye gjenstand for overvåking. Det er viktig at en legger seg på de kunnskaper en i dag har og justerer forslagene etter som ny fagkunnskap vinnes. Data må innsamles etter metoder der en kan skille årsvariasjoner fra trender eller utviklinger som er mer spesifikke for en forsurening.

Man må legge vekt på årsak/virkning-sammenheng ved ikke bare å rutinemessig samle og grovbearbeide data, men også drive aktiv forskning for å finne ut hvorfor endringene skjer.

Hvirvelløse dyr

Det er her viktig å benytte referansesamfunn eller spesielle grupper som vi i dag vet er følsomme overfor de forandringer som en forurningsprosess medfører. Man har holdepunkter for en klassifisering som gjør en istand til å gradere dyr og dyresamfunn innenfor de forskjellige nivåer i forurningsprosessen. Dyrene danner således verdier på en forurningsskala. Generelt vil diversiteten synke i en forurningsprosess.

I startfasen av en forurning (pH \sim 6 \rightarrow 5.5) vil en gruppe som døgnfluer være den beste indikator, idet gruppen er labil for episodiske svingninger i pH. Heretter følger bløtdyr (Mollusca) og vannlopper (Cladocera) som hver for seg vil indikere mer begynnende permanente pH-senkninger. En gruppe planktonorganismer, Rotatorier, synes nå også å ha pH-sensitive samfunn, og må derfor regnes med blant viktige indikatorer.

Etter som forurning fortsetter (pH ca. 5.5 \rightarrow 4.5) forsvinner bløtdyrene samtidig med markerte artsfracfall blant døgnfluer og vannlopper. Det samme skjer innen gruppen vårfluer og steinfluer, der en også kan spore veksthemninger (calorimetrisk målt). Flere av disse utviklingstendensene kan spores før en direkte reduksjon finner sted i fiskebestandene. Videre vil forekomster av fåbørstemark sterkt reduseres. Totalbildet blir en svært redusert evertebratfauna også med hensyn på diversitet og stabilitet.

Siste fase av forurningsprosessen (pH lavere enn ca. 4.5) ender med dominans av pH-tolerante arter som vannteger, vannbiller og øyestikkerlarver. Forekomsten av døgnfluer, steinfluer, vårfluer, fåbørstemark og mygglarver er sterkt redusert og samfunnene utviser stor labilitet.

Av dette skulle fremgå at alle de ovennevnte trinn i en forurningsprosess, og de tilsvarende kategorier av vannforekomster, må være gjenstand for overvåking slik at en kan oppnå holdepunkter for skadenes art og utvikling over tid. Det skjematizerte forløp som er skissert, må oppfattes som en forenklet fremstilling, men bygger på de base-line studier som hittil er utført innen SNSF-prosjektet. Foruten å beskrive fiskens næringsdyr i sure vann, er de oppnådde resultater egnet som utgangspunkt (referanse) for overvåking.

Fisk

De arter som inntil i dag er vist størst oppmerksomhet er arter som har hatt stor økonomisk eller rekreasjonsmessig betydning for folk, først og fremst laksefiskene. Imidlertid må en ikke strengt binde seg til slike arter fordi en senere må regne med å finne fram til arter som i overvåkingssammenheng er viktige på grunn av sine strenge miljøkrav og følsomhet overfor forsurening.

De til i dag mest økonomisk og rekreasjonsmessig viktige arter er:
Laks, ørret, røye og abbor.

En må forvente at med økende utbredelse av forsureningstruede områder vil artslisten måtte økes, antagelig til å omfatte flere arter innen laksefiskene (sik, harr), noen karpefisk (ørekyte, mort), gjedde og ål.

Laks

Av de 4 nevnte artene må laksen anses som mest følsom for forsurening. Dens lavere toleranse i forhold til ørret/sjøørret viser seg ved at det i enkelte Sørlands-elver, der laksen forsvant tidlig på 1970-tallet, fremdeles er fiske etter sjøørret.

Ørret

Ørreten er mindre følsom for forsurening enn laks, i det minste i Sørlands-vassdragene, der grenseverdiene regnes ved ca pH 4,7 for ørret. Grenseverdiene er også avhengig av vannets innhold av ioner som f. eks natrium, klorid og kalsium, idet høyere ionekonsentrasjoner vil senke letalgrensene. Nyere og pågående undersøkelser indikerer at forekomsten av metaller (eks. aluminium) har betydning for fiskens toleranse.

Røye

En har få opplysninger om artens toleranse overfor surt vann i Norge. Dette skyldes blant annet at arten ikke er vanlig i områder som pr i dag er hardest rammet av forsurening (Sørlandet).

Intervjuundersøkelser tyder imidlertid på problemer med røye i forsyningsområdene på Østlandet. Dette forhold, samt at en i de truede områder på Vestlandet ofte har rike røyebestander, gjør arten viktig i overvåkings-sammenheng.

Abbor

Abboren er en art som vies stadig større interesse. Arten har tidligere stått i bakgrunnen i relasjon til ørreten, idet det har vært alminnelig antatt at abbor har hatt en langt større toleranse overfor surt vann. De siste intervjuundersøkelser i områder med abbor på Sørlandet viser imidlertid resultater som tyder på at abbor kan gå ut like tidlig, eller før ørreten.

Andre arter

Andre arter som også er aktuelle er ørekyte, mort, gjedde og ål. De to første er kjent som følsomme, mens gjedde sammen med ål er antatt å være noen av de mest tolerante artene. Vår kunnskap om disse artene er begrenset, men de bør også vurderes i denne sammenheng. For ål er det observasjoner som tyder på redusert oppgang av ålefaringer og færre utgangsål i sure vann.

Som nevnt innledningsvis vil alle våre arter av ferskvannsfisk ha betydning i en overvåking. I en innledende fase bør en likevel først og fremst satse på vanlige arter med stor utbredelse og arter som en i dag har kunnskap om, slik at de kan brukes til overvåking.

For detaljer i et opplegg av overvåkingsundersøkelser rettet mot fisk, vises til det forannevnte notat. Her skal bare kort nevnes en del av de metoder som i prinsippet bør eller kan komme til anvendelse:

- Systematiske og gjentatte intervju-runder basert på den statusoversikt man vil få for de forsyningsrammede deler av landet som resultat av arbeidet innen prosjektet Sur Nedbørs Virkning på Skog og Fisk (SNSF).

- Prøvefiske med standardisert garnserie (se kap. 24).

Resultatene vil fås i form av relativ fordeling på årsklasser, kjønnsfordeling, vekst- og kondisjonsparametere, viktigste næringsdyr og fordeling mellom gytere og tidlige gytefisk. Samtidig kan man registrere utbredelsen av misvekst og sårdannelse, samt samle inn materiale til analyse på miljøgifter (særlig kvikksølv og andre metaller).

- Felt-registrering av fysiologiske stressparametere, spesielt måling av kloridinnholdet og osmolalitet i fiskens blodplasma. I en påkjenningsituasjon vil kloridinnholdet i middel gå ned, og samtidig blir spredningen med hensyn til kloridinnhold større innenfor den utsatte bestanden enn det som er normalt (Muniz & al, 1978).

Litteraturhenvisninger:

Muniz, I.P., Leivestad, H. og B.O. Rosseland: Stressmålinger på fisk i sure vassdrag. Presentasjon av metodikk og en del resultater. S. 233-247 i 14. Nordiska symposiet om vattenforskning. Toxitetstester. Ålborg 25-27. april 1978. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet. Publ. 1978: 2.

Rosseland, B.O., 1978: Overvåking av sur nedbør og dens virkninger. For-
slag til biologisk overvåking. Notat. Blindern, 22. november 1978.
21 s. + figurer.

26. SAMFUNN AV FASTSITTENDE MARINE ALGER SOM FORURENSNINGSINDIKATOR.

Generelt sett må man anta at fastsittende organismer er bedre egnet som indikatorer på forurensningseffekter og resipienttilstand enn arter med tilhold i de frie vannmasser. Hovedgrunnen er at stedbundne organismer ikke kan unngå påvirkningene. Benthiske samfunn må nødvendigvis reflektere miljøet der de vokser, herunder forurensningsbelastningen i området.

Bruken av indikatororganismer og indikatorsamfunn forutsetter innsikt i vedkommende arters økologiske krav og respons på naturlige faktorer. Videre må man ha kunnskap om i hvilken grad utbredelse og mengdemessig forekomst varierer som resultat av naturbetingede miljøfaktorer. For fastsittende alger har man relativt gode basiskunnskaper, selv om det ennå mangler mye på at kvantitative relasjoner er tilfredsstillende beskrevet.

26.1 Tang i fjærebeltet

Bruken av forurensningsindikatorer er mest aktuell på relativt beskyttede (ikke bølgeeksponerte) steder, der forurensningskildene som regel finnes. Hvis ikke ferskvannspåvirkningen er for stor, vil man i slike områder ha en algevegetasjon i fjæra som er preget av en del større, flerårige brunalger - spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang. Sammen med disse vokser forskjellige andre alger, blant annet tarmgrønske-arter og sjøsalat, som er ettårige. Foruten å ha noe forskjellige reaksjonsmønstre overfor fysiske og kjemiske forhold, er det innbyrdes konkurranse om plass og forskjellig grad av ømfintlighet overfor beiting (ved i hovedsaken strandsnegler). I noen grad blæretang og grisetang, men særlig sagtang, konkurrerer også om plass med blåskjell. Dertil kan andre alger enn de nevnte komme inn i konkurransen.

På tross av kompleksiteten i systemet, med blant annet akutte effekter på grunn av f.eks. uttørring i ekstreme godværsomme eller bestandsutryddende isskuring, har det vist seg at man ved analyse av fjærebeltets algesamfunn har kunnet isolere forurensningseffekter fra de øvrige miljøfaktorer. Således har lang tids feltobservasjoner (se Bokn 1976 og Bokn og Lein 1978 for nærmere redegjørelse og referanser) kombinert med felteksperimenter (Rueness 1973) vist at utviklingen i Oslofjordens algesamfunn med all sann-

synlighet kan tilbakeføres på belastningen med næringssalter fra husholdningskloakkvann. I korthet har man blant annet kunnet konstatere sterkt reduserte forekomster av grisetang, invasjon og store forekomster av gjelvtang (en art nær beslektet med blæretang og som ikke forekom i fjorden før omkring århundreskiftet), tildels dominans av de nevnte ettårige grønnalger til fortrenghet for brunalgene, og tendens til reduserte bestander av både blæretang og sagtang.

Forklaringen på denne utviklingen må antas å være en forskyvning av konkurranseforhold. Gjødslingen har for det første begunstiget de hurtigvoksende ettårige artene, som etablerer seg i så sterk grad at kimplantene til grisetang og blæretang utkonkurreres (manglende plass og lys). Mens de befruktede egg fra disse to tangartene slår seg ned relativt sent på våren eller om sommeren, er gjelvtangen fertil tidligere på våren og møter ikke samme konkurransepress fra grønnalgene. Videre er det plausibelt at den gode nærings-tilgangen i indre Oslofjord, resulterende i høye konsentrasjoner av planktonalger, har gitt særlig gode vekstbetingelser for blåskjell, som er mindre egnet enn fjell som underlag for de større tangartene.

Det har vært nødvendig å illustrere bruken av fjærebeltets tangarter som forurensningsindikator ved et eksempel fordi det ikke er noen felles formel for sammenhengen mellom observasjoner og slutninger som kan anvendes på alle tilfeller. Både premissene (komplekset av miljøfaktorer) og måten resultatene uttrykkes på må nødvendigvis variere såvel kvalitativt som kvantitativt.

Metoden er selvfølgelig også anvendelig ved andre former for belastning enn gjødselstoffer, eventuelt i kombinasjon med observasjon av algesamfunnene på dypere vann, samt felt- og laboratorieeksperimenter. Tilfellet Iddefjorden (Lein, Rueness og Wiik 1974) gir et eksempel på hvor fruktbar en slik kombinert angrepsmåte kan være (konklusjon om at Iddefjordsvannet var giftig for fastsittende alger, foruten dokumentasjon av algesamfunnenes sammensetning langs en forurensningsgradient).

Metodens begrensninger ligger primært i at det økologiske kunnskapsnivå må antas å kunne heves betraktelig. Metoden er følgelig eksempel på et redskap som idag er anvendbart ved forholdsvis sterke belastninger, men som kan gjøres bedre ved ytterligere forskning. Det sannsynligvis viktigste

problemet består i at gradientene med hensyn til ferskvannspåvirkning og forurensningsbelastning ofte faller sammen og kan slå ut i algesamfunnene på lignende måter. Vanskeligheten med å få løst opp dette årsakskomplekset blir kanskje enda mer akutt når man også tar i betraktning algevegetasjonen på dypere vann (se nedenfor).

Omkostninger

Omkostningene ved denne måte å karakterisere overflatevann-kvalitet på lar seg ikke angi eksakt. Nivået kan imidlertid anskueliggjøres ved et eksempel fra overvåkingen av indre Oslofjord. Registrering og semikvantitativ mengdeangivelse (dekningsgrad) for de større brunalgene i fjærebeltet (inklusive sagtang) er foretatt på vel 120 stasjoner og full inventering (alle forekommende arter) på 8 av stasjonene er foretatt i flere år til en omkostning på under kr 100 000,- pr år. Unntatt i ekstreme tilfeller må man regne med at slike undersøkelser bør foretas 3 år på rad for å få et inntrykk av naturlig variasjon fra år til år.

Litteraturhenvisninger:

- Bokn, T., 1976: Fastsittende alger brukt som forurensningsindikator. S 73-86 i K. Pedersen (red.): Norsk institutt for vannforskning 1975. Oslo 1976. 128 s.
- Bokn, T. og Lein, E., 1978: Long-term changes in furoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norw. J. Bot.* 25(1), 9-14.
- Lein, E., Rueness, J. og Wiik, Ø, 1974: Algologiske observasjoner i Iddefjorden og Singlefjorden. *Blyttia* 32, 155-168.
- Rueness, J., 1973: Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to *Ascophyllum nodosum*. *Helgoländer Wiss. Meeresunters.* 24, 446-454.

26.2 Mengdemessig forhold mellom antall arter av rødalger, brunalger og grønnalger.

Ved jevnføring av en rekke studier av marine benthosalger i Norge, er det påvist at forholdet mellom antall arter av rødalger, brunalger og grønnalger varierer innen relativt snevre grenser (Bokn, 1979, under trykking). Sammenligningen er da basert på resultater fra steder som ikke skiller seg vesentlig fra hverandre med hensyn til ferskvannspåvirkning, lysforhold eller bølgeeksponering. For lokaliteter som enten har svært lav saltholdighet i overflatelaget, ofte kombinert med mindre lysgjennomstrømning på grunn av partikkeltilførsel fra elvevann, eller som ligger meget beskyttet, vil forholdene være annerledes.

Forholdstallene Bokn har kommet frem til for uforurensede områder er følgende:

Rødalger	45	±	10%
Brunalger	35	±	10%
Grønnalger	15	±	5%

Teorien går ut på at avvik fra disse forholdstall indikerer en forurensningsbelastning (forutsatt den nevnte jevnførbarhet i naturgrunnlag).

Forholdstallene har fremkommet ved å betrakte resultater fra undersøkelser som er utført med noe forskjellige metoder. Imidlertid har det i hovedsaken vært felles for studiene at de har omfattet områder fra øverst i fjærebeltet til nedre grense for vekst av fastsittende alger (eksklusive skorpeformede arter). (Videre bør undersøkelsene omfatte ulike deler av året, slik at sesongavhengige alger også kommer med.)

For så vidt må det anses som bemerkelsesverdig at selv forskjellige metoder har gitt resultater som varierer innenfor relativt snevre grenser. Det er således mulig at man ved standardisering av metodikken kan oppnå en ytterligere innsnevring av variasjonsintervallet.

Blant de tilfeldige faktorer (eksklusive naturforhold) som kan forårsake skjevheter selv ved standardisering til en metodikk basert på dykkerobservasjoner nevnes:

Dykkerens observasjonsevne (eksempelvis ved bruk av ikkespesialister til innsamlingsarbeidet)

Observatørens kompetanse og spesielle interesse (f. eks. i retning av små epifytter)

Formålet med undersøkelsene (det er ikke alltid nødvendig eller ønskelig med en så vidt mulig fullstendig inventering).

Metoden må således brukes med kritikk, og det er ubetinget ønskelig at den mekaniske beregning av forholdstall ledsages av et bredt økologisk skjønn. Under alle omstendigheter vil dette være nødvendig hvis materialet skal brukes til å trekke slutninger om årsaksforhold. Dette fremgår også av de forsøk som foreløpig er gjort i denne retning. Hittil har anvendelsen av metoden vært begrenset til et overgjødslet område med forskyvning mot relativt større innslag av grønnalger (Bokn, 1979, under trykking, NIVA 1977).

Omkostninger

Hvis registreringene baseres på dykkerobservasjoner, vil det av sikkerhetsmessige hensyn være nødvendig med minst 2, sannsynligvis 3 personer til å utføre feltarbeidet. I middel vil man kunne klare 3 stasjoner pr dag, men da vil man i tillegg kunne få en enklere inventering av faunaen. Omkostningene ved feltarbeidet, beregnet ut fra 3 personer og 10 timers arbeidsdag, blir da i størrelsesordenen kr 2 500,- pr stasjon. Analyse- og rapporteringsarbeidet vil være så avhengig av materialets og promblemets art at det neppe lar seg angi en pålitelig stykkpris. Antydningvis kan man for det rene analysearbeidet anslå en tilsvarende sum pr stasjon som for feltarbeidet.

Litteraturhenvisninger:

Bokn, T.: Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. Foredrag på konferanse i Uppsala 2 - 4 oktober 1978: The use of Ecological Variables in Environmental Monitoring. Under trykking.

Norsk institutt for vannforskning. 0-111/70

Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr 6. Fremdriftsrapport fra de biologiske undersøkelsene mars 1974 - mai 1976. Oslo 12/9 1977, 234 s. (Forf.: T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnes, B. Rygg).

26.3 Vertikalutbredelse av fastsittende marine alger

Fastsittende marine algers vertikale utbredelse vil være vil være avhengig av flere faktorer:

- 1) Lysgjennomgang i vannmassene
- 2) Temperatur
- 3) Beiting
- 4) Bunnforhold.

Dersom denne parameteren skal kunne utnyttes i overvåkingssammenheng, må tolkingen være entydig. Det vil si at endringer i vertikalutbredelsen må kunne relateres til endringer i vannmassene (1 og 2) eller til beiting (3) eller til bunnforholdene (4). Erfaring viser at dette er mulig.

Algene er tilpasset lysklime på ulik måte, på samme måte er det med temperaturen. Nedre grense er derfor en funksjon både av gjennomsnittstemperaturen og av lysgjennomgangen. Desto kaldere vannet er, jo lenger ned vil algene gå under ellers like forhold. Dette er viktig å være klar over slik at en ikke sammenlikner vertikalutbredelse fra en fjord i Nord-Norge med f.eks. Oslofjorden.

Når nedre grense er en funksjon av lys/temperaturforholdene, vil det alltid bare være en eller to arter tilbake. Dette vil som regel være representanter for rødalgene.

Dersom beiting løfter nedre grense, vil dette vanligvis avsløres ved at flere arter opptrer ved nedre grense. Det samme vil bunnforholdene gjøre.

Parameteren er særlig godt egnet til overvåking fordi dette går over tid. Endringer i vannmassenes gjennomskinnelighet eller temperaturforhold vil avspeile seg i endret vertikalutbredelse.

Parameteren vil ikke si noe om årsaken til endringen i gjennomskinnelighet eller endringer i temperaturforholdene, den vil bare fortelle at en endring har funnet sted. Deretter må mer omfattende undersøkelser klarlegge årsakene.

Parameteren er relativt enkel å observere også for ikke fagfolk og undersøkelserne kan i hvert fall tildels utføres lokalt etter noe opplæring. Imidlertid må stasjonene etableres av fagfolk. Likeledes krever tolkingen av informasjonen faglig bakgrunn. Ofte vil det derfor være en fordel om fastleggelse av nedre grense for algevekst finner sted i tilknytning til mer omfattende biologiske registreringer. Parameteren inngår rutinemessig i NIVAs dykkerundersøkelser i fjorder.

Prinsippet kan muligens også finne anvendelse på høyere planter i innsjøer og sakteflytende elver.

27. STEREOFOTOGRAFERING AV MARINE HARDBUNNSAMFUNN

Hardbunnens organismesamfunn er, i likhet med bløtbunnssamfunn og pelagiske samfunn, en viktig del av det marine økosystemet. Enestående med mange av hardbunnsorganismene er at de sitter fast og ikke kan slippe unna når ugunstige påvirkninger gjør seg gjeldende. Forekomst av slike arter betyr derfor at betingelsene for dem på vedkommende sted har vært brukbare i lengre tid (måneders - år). Organismesamfunnet på hardbunn gjenspeiler således i vesentlig grad miljøet det lever i. Med hensyn til forurensningspåvirkninger er samfunnet på hardbunn spesielt en god indikator på eutrofiering, turbide vannmasser og nedslamming.

Hardbunnsundersøkelser ned til 30 m dyp utføres av dykkere. I den senere tid har en gått mer og mer over til å fotografere utsnitt av bunnen og gjennomgå bildene. Dette gir en sikrere dokumentasjon og nøyaktigere kvantifisering av individtetthet, dekningsgrad etc. av organismene, enn det som dykkernes bedømmelse under selve dykket kan gi. Bildene tas stereoskopisk ved hjelp av et dobbelt kamera. En har satset på stereoskopiske avbildninger fordi disse kan analyseres mye raskere og bedre enn vanlige monoskopiske. For å bevare små detaljer, benyttes en spesielt finkornet fargefilm. Ved betraktning av bildene i en stereolupe kan tredimensjonale strukturer studeres i opp til 40 gangers forstørrelse. Dette gjør det mulig å artsbestemme dyr ned til 1 mm størrelse.

I overvåkningsundersøkelser er målsettingen ofte å klarlegge om det i tidens løp skjer forandringer på en lokalitet. Ved å fotografere fast oppmerkede felter på hardbunn, kan en følge med i en slik tidsutvikling. Organismene forstyrres lite under fotograferingen, og dette har den fordel at nøyaktig de samme feltene kan siden besøkes og fotograferes med kortere eller lengre mellomrom. På hvert observasjonsdyp tas det bildepar av seks kvadrater langs et felt på 0.5 x 3 m. Ved gjentatte avbildninger kan samme kvadrat sammenlignes med seg selv ved forskjellige tidspunkter. Dermed vil til og med ganske små endringer over tid være lette å påvise.

Stereofotografering som metode til registrering av marine hardbunnsfaunasamfunn er beskrevet av Lundälv (1971) og Kennert & al. (1974). I 1976 laget NIVA sitt eget utstyr for stereofotografering. Man fulgte stort sett Lundälvs idéer, men gjorde enkelte forandringer. Utstyret ble bygget opp som et modulsystem og tilpasset flere anvendelsesområder (Kvalvågnes & al. 1977).

På hardbunn bores det huller i fjellet ved hjelp av et pressluftbor. Bolter i PVC eller annet bestandig materiale slås inn i hullene. Ved fotografering legges en stang over boltene. Fotorammen henges over stangen, og en pigg på en av festekrokene passer i utborete hull i stangen. Således kan man vende tilbake og fotografere de samme flatene på ny.

For undersøkelser hvor det ikke er nødvendig å følge det samme felt gjennom lengre tid, er tilfeldig prøvetaking bedre egnet. Her svømmer dykkeren i en rett linje ut fra land og tar bilder. På denne måte kan det tas opptil fem billedpar i minuttet.

Fotometoden muliggjør en rask innsamling av et stort materiale, som senere kan analyseres.

Omkostninger

1. Oppsetting av stasjon med felter på fem dyp (5, 10, 15, 20 og 30 m)	<u>kr. 10.000</u>
2. Undersøkelser på ferdig oppsatt stasjon, pr. gang:	
- Tokt	kr. 5.000
- Bildeanalyser	" 5.000
- Databearbeidelse	<u>" 6.000</u>
	<u>kr. 16.000</u>

LITTERATUR

Kennert, A., Torlegård, I. & Lundälv, T.L., 1974:

Under-water analytical system. Photogrammetric Engineering 1974,
p.287-293.

Kvalvågnæs, K., Green, N. & Rørslett, B., 1977:

Stereofotografering - et hjelpemiddel i akvatisk biologi.
Norsk institutt for vannforskning. Årbok 1976. s. 89-95.

Lundälv, T., 1971:

Quantitative studies on rocky-bottom biocoenoses by underwater photogrammetry - a methodological study.
Thalassia Jugoslavica 7: 201-208.

28. MARINE SAMFUNN I FJÆREBELTET.

Om fordelene ved bruk av fastsittende organismer som indikatorer på miljøinngrep og for overvåkingsformål, henvises til det som er nevnt i innledningen til kapitlene 26 og 27.

Fastsittende alger er anvendbare i en rekke sammenhenger for å spore forurensningsvirkningene. Imidlertid vil det også være behov for å registrere effekten på dyr i fjærebeltet, blant annet fordi dyr er mer ømfintlig for visse typer av belastninger. Det kan f.eks. gjelde oljeforurensning, økt ferskvannstilførsel, metallutslipp o.a.

Ved metoden som beskrives i det følgende brukes et større utvalg av relativt lett kjennelige og vanlige arter i littoralsonen til å karakterisere en lokalitet med hensyn til eventuelle forurensningsvirkninger. (Med littoralsonen eller fjærebeltet menes området mellom den øverste delen av sprøytsonen og laveste lavvann). Det dreier seg følgelig om å beskrive littoralsamfunnet ved hjelp av utbredte nøkkelarter. På grunnlag av samfunnets struktur (artenes forekomst/fravær og mengdemessig opptreden) trekkes slutninger om mulige avvik fra det som kunne forventes ut fra naturgitte forhold på stedet.

Hvilke arter som velges, vil i noen grad være stedsavhengig, men under vanlige marine forhold vil det som regel være en rekke arter som opptrer i fjærebeltet over hele landet (og i andre land i Europa med tilsvarende klima). I den grad lokalitetene er likeartet med hensyn til naturlige miljøfaktorer, vil det dermed kunne registreres avstandsgradienter i forurensningsvirkningen fra punktkilder. Imidlertid vil det viktigste formålet med overvåking være eventuelle endringer over tid på det enkelte sted.

Der det er mulig, velges arter fra forskjellige grupper. I tillegg til dyr og alger fra fjærebeltet i streng forstand, vil man på bølgeeksponerte steder da ofte få med forskjellige lavarter og (noen ganger) moser og/eller blomsterplanter fra sprøytsonen. Artene fra sprøytsonen kan f.eks. ha referanseverdi ved bedømmelse av konsekvensene av et oljeutslipp. Begrunnelsen for å ta med et bredt utvalg av organismer er ellers den tidligere nevnte

forskjell i ømfintlighet fra art til art og den innbyrdes avhengighet det er mellom artene.

Som eksempel på et artsutvalg fra et område uten nevneverdig ferskvannspåvirkning vises til tabell 1, som er hentet fra en undersøkelse på Sotra (NIVA, 1978).

Tabell 1. Eksempel på artsutvalg (fra NIVA 1978)

1	1FP	FLOWERING PLANTS	BLOMSTER PLANTER
2	2GG	GREY GREEN LICHENS	GRÅ GRØNNE LAVARTER
3	2OR	ORANGE RED LICHENS	ORANSJE RØD LAVARTER
4	2VA	VERRUCARIA MAURA	
5	2VU	VERRUCARIA MUCOSA	
6	2LC	LICHINA CONFINIS	
7	3AS	SPONGOMORPHA SP.	
8	3CS	CLADOPHORA SPP.	GRØNNDUSK
9	3ES	ENTEROMORPHA SPP.	TARMGRØNSKE
10	3UL	ULVA LACTUCA	HAVSALAT
11	3CF	CODIUM FRAGILE	POLLPRYD
12	3FD	FUCUS DISTICHUS SSP. ANCEPS	BÆTANG
13	3PC	PELVETIA CANALICULATA	SAUETANG
14	3FS	FUCUS SPIRALIS	SPIRALTANG
15	3FV	FUCUS VESICULOSUS	BLÆRETANG
16	3AN	ASCOPHYLLUM NODOSUM	GRISFTANG
17	3FF	FUCUS SERRATUS	SAGTANG
18	3AF	ALARIA ESCULENTA	BUTARE
19	3HF	HIMANTHALIA ELONGATA	REMTANG
20	3LD	LAMINARIA DIGITATA	FINGERTARE
21	3LS	LAMINARIA SACCHARINA	SUKKERTARE
22	3LH	LAMINARIA HYPERBOREA	STORTARE
23	3PU	PORPHYRA UMBILICALIS	FJÆREHINNE
24	3LI	LITHOTHAMNIUM/PHYMATOLITHON	
25	3PL	POLYSIPHONIA LANOSA	
26	3GS	GIGARTINA STELLATA	VORTEFLIK
27	3CF	CERAMIIUM SPP.	REKEKLO BL.A.
28	3RP	PALMARIA PALMATA	SØL
29	3CO	CORALLINA OFFICINALIS	KRASING
30	4BB	BALANUS BALANOIDES	FJÆRERUR
31	4BU	BALANUS BALANUS	STEINRUR
32	5LS	LITTORINA SAXATILIS	
33	5LL	LITTORINA LITTOREA	STRANDSNEGL
34	5LO	LITTORINA OBTUSATA	
35	5LN	LITTORINA NERITOIDES	
36	5PV	PATELLA VULGATA	ALBUSNEGL
37	6GI	GIBBULA (CINERARIA) SPP.	
38	6NL	NUCELLA LAPILLUS	PURPURNNEGL
39	7MY	MYTILUS EDULIS	BLÅSKJELL
40	7MO	MODIOLUS MODIOLUS	O-SKJELL
41	8SS	SPIRORBIS SPP.	POSTHORNMARK
42	9PT	POMATOCEROS TRIQUETER	TREKANTMARK

I praksis velges ut et 5 - 10 m bredt strandområde, fortrinnsvis med slak helning og uten for mye uregelmessigheter i terrenget (sprekker, hyller). Fra øverst til nederst deles hver slik "transect" inn i 10 - 20 cm vertikallintervaller, avhengig av blant annet tidevannsforskjell og eksponering (vanligvis 1/10 av springtidevannsforskjell). Således vil områder med gjennomsnittlig tidevannsforskjell mindre enn 1 m være utelukket for denne teknikken (dvs Skagerrak-kysten - Nord-Rogaland). Ved sterk bølgeeksponering kan de øverste vertikallintervallene (i sprøyt- og vaskesonen) økes til 50 eller 100 cm etter skjønn. Vertikalsoneringen kan foretas med et enkelt nivelleringsstusyr (to tommestokker, hvorav en påmontert libelle). Vertikalsonene (beltene) avmerkes med f.eks. kritt.

Ved ogsobservasjonene noteres artenes eller gruppenes forekomst og mengde etter en modifisert skala hentet fra arbeidene til Crisp og Southward (1958), Crapp (1971), Syratt og Cowell (1975) og Baker (1976). Skalaen definerer mengdeangivelser for ulike arter eller organismetyper. Definisjonene må være noe forskjellig på grunn av organismenes ulike voksemåte.

Tabell 2 viser hvordan dette er gjort for følgende mengdeangivelser:

Særdeles hyppig	=	E	(Extremely abundant)
Meget hyppig	=	S	(Superabundant)
Hyppig	=	A	(Abundant)
Vanlig	=	C	(Common)
Forholdsvis vanlig	=	F	(Frequent)
Sparsom	=	O	(Occasional)
Sjelden	=	R	(Rare)

Samtidig med registreringene bør det inngå en fotodokumentasjon.

Resultatene kan presenteres på en rekke forskjellige måter. Standard er at rådata gis i form av en artsliste med mengdeangivelser. Listen er så utgangspunkt for videre bearbeidelse i den form som behovet tilsier, f eks i retning av likhetsindekser (se f eks NIVA 1977), enten mellom ulike lokaliteter (avstandsgradienter) eller mellom samme lokalitet observert over flere år (tidsgradienter). Videre kan resultatene anskueliggjøres som vist på fig. 1. (Figuren viser blant annet fraværet av grisetang på de 4 mest bølgeeksponerte stasjonene i et undersøkelsesområde).

Tabell 2. Skala for mengdeangivelse (fra NIVA, 1978)

1. FLOWERING PLANTS & LICHENS
 - E. MORE THAN 80% COVER
 - S. 50 - 80% COVER
 - A. 20 - 50% COVER
 - C. 1 - 20% COVER
 - F. LARGE SCATTERED PATCHES
 - O. WIDELY SCATTERED PATCHES, ALL SMALL
 - R. ONLY ONE OR TWO PATCHES
2. SEAWEEDS
 - F. MORE THAN 90% COVER
 - S. 60 - 90% COVER
 - A. 30 - 60% COVER
 - C. 5 - 30% COVER
 - F. LESS THAN 5% COVER, ZONE STILL APPARENT
 - O. SCATTERED PLANTS, ZONE INDISTINCT
 - R. ONLY ONE OR TWO PLANTS
3. BARNACLES LITTORINA MERITOIDES SMALL FORMS OF L. SAXATILIS
 - E. MORE THAN 5 PER SQ. CM.
 - S. 3 - 5 PER SQ. CM.
 - A. 1 - 3 PER SQ. CM.
 - C. 10 - 100 PER SQ. DECIMETRE
 - F. 1 - 10 PER SQ. DECIMETRE, NEVER MORE THAN 10 CM. APART
 - O. 1 - 100 PER SQ. METRE, FEW WITHIN 10 CM. OF EACH OTHER
 - R. LESS THAN 1 PER SQ. METRE
5. LIMPETS AND WINKLES (EXCLUDING LITTORINA MERITOIDES & SMALL FORMS OF L. SAXATILIS)
 - E. MORE THAN 200 PER SQ. METRE
 - S. 100 - 200 PER SQ. METRE
 - A. 50 - 100 PER SQ. METRE
 - C. 10 - 50 PER SQ. METRE
 - F. 1 - 10 PER SQ. METRE
 - O. 1 - 10 PER SQ. DECAMETRE
 - R. LESS THAN 1 PER SQ. DECAMETRE
6. GASTROPODS (EXCLUDING LIMPETS AND WINKLES)
 - F. MORE THAN 100 PER SQ. METRE
 - S. 50 - 100 PER SQ. METRE
 - A. 10 - 50 PER SQ. METRE
 - C. 1 - 10 PER SQ. METRE, LOCALLY SOMETIMES MORE
 - F. LESS THAN 1 PER SQ. METRE, LOCALLY SOMETIMES MORE
 - O. ALWAYS LESS THAN 1 PER SQ. METRE
 - R. LESS THAN 1 PER SQ. DECAMETRE
7. MUSSELS
 - E. MORE THAN 80% COVER
 - S. 50 - 80% COVER
 - A. 20 - 50% COVER
 - C. LARGE PATCHES, BUT LESS THAN 20% COVER
 - F. MANY SCATTERED INDIVIDUALS AND SMALL PATCHES
 - O. SCATTERED INDIVIDUALS, NO PATCHES
 - R. LESS THAN 1 PER SQ. METRE
8. POMATOCEROS TRIQUETER
 - A. MORE THAN 50 TUBES PER SQ. DECIMETRE
 - C. 1 - 50 TUBES PER SQ. DECIMETRE
 - F. 10 - 100 TUBES PER SQ. METRE
 - O. 1 - 10 TUBES PER SQ. METRE
 - R. LESS THAN 1 TUBE PER SQ. METRE
9. SPIRORBIS SPP.
 - A. 5 OR MORE PER SQ. CM.: ON 50% OF SUITABLE SURFACES
 - C. 5 OR MORE PER SQ. CM.: ON 5 - 50% OF SUITABLE SURFACES
 - F. 1 - 5 PER SQ. CM.: ON 1 - 5% OF SUITABLE SURFACES
 - O. LESS THAN 1 PER SQ. CM.
 - R. LESS THAN 1 PER SQ. METRE

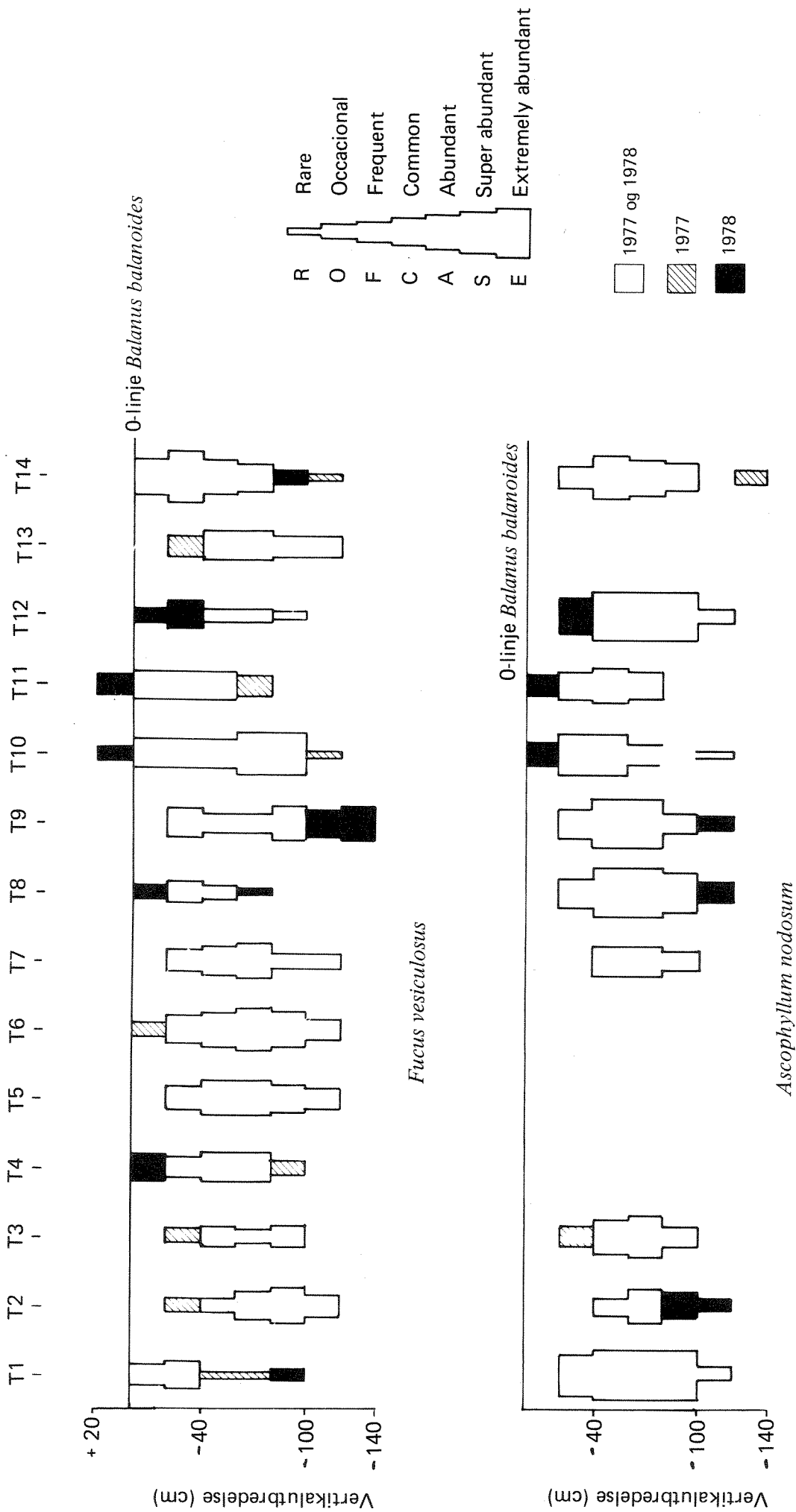


Fig. 1. Eks. på presentasjon av resultater(fra NIVA, 1978).
 Vertikal og mengdemessig utbredelse på St T1 - T14 for *Fucus vesiculosus* (blåretang) og *Ascophyllum nodosum* (grisetang).

For å få en pålitelig referanse, vil det være en fordel å foreta undersøkelser til omtrent samme tid i minst 3 år. Dette for å få et inntrykk av hvordan naturlige variasjoner gjør seg utslag på samfunnet. Størrelsen av variasjonene gjennom året og fra år til år er blant annet avhengig av hvor stabilt det fysiske/kjemiske miljøet er på vedkommende lokalitet. Kravet til referanseundersøkelsenes omfang vil derfor kunne være noe forskjellig.

Registreringene finner sted i perioden 2 - 3 timer før og etter lavvann. Vanligvis rekker man 2 stasjoner på denne tiden.

Litteraturhenvisninger:

Baker, M.M., 1976:

Biological Monitoring - Principles, methods and difficulties.

I J.M. Baker (ed): Marine Ecology and Marine Pollution. Field Studies Council, London.

Crapp, G.B., 1971:

Monitoring the rocky shore. S. 102-113 i Cowell, E.B. (ed): The ecological effects of oil pollution on littoral communities.

Institute of Petroleum, London, 250 s.

Crisp, D.J. and Southward, A.J., 1958:

The distribution of intertidal organisms along the coast of the English Channel. I Mar. Biol. Ass., UK 37: 157-208.

NIVA, 1977:

0-111/70. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr 6. Fremdriftsrapport fra de biologiske undersøkelsene mars 1974 - mai 1976. (Forfattere: T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnæs, B. Rygg). Stensilert 234 s.

NIVA, 1978:

0-25/77. Biologiske og kjemiske undersøkelser ved Sotra i Hordaland. Blinder, 13. oktober 1978. 226 s. (Saksbehandler: T. Bokn).

Syratt, W.J. and Cowell, E.B., 1975:

The littoral ecology of the area around Mongstad Refinery, Fensfjorden. Report. Rafinor A/S and Co., Mongstad (stensilert 28 s + tab., fig. og appendiks).

29. BLØTBUNNSFAUNA SOM INDIKATORSYSTEM PÅ MILJØKVALITET I FJORDER

Innledning

I sjøområder består størstedelen av bunnarealene av bløtt sediment (leire, silt, mudder og organiske partikler). Nær land og på lokaliteter utsatt for strøm, kan sedimentet bestå av grovere partikler som grus og skjellsand. På og i bløtbunnen lever det normalt en rik fauna som ernærer seg av organisk materiale som tilføres fra overliggende vannmasser.

De fleste artene lever av materiale som er deponert på bunnen. De spiser det øverste, løse sedimentlaget som har et høyt innhold av organisk stoff. Mange arter lever av partikler og organismer som er suspendert i vannet like over bunnen. En tredje viktig ernæringsgruppe er rovdyrartene.

De dominerende dyregruppene på marin bløtbunn er manglebørstemark (*Polychaeta*), muslinger, snegler og andre bløtdyr (*Mollusca*), krepsdyr (*Crustacea*) og pigghuder (*Echinodermata*), men også andre grupper er regelmessig representert. Artsantallet på en lokalitet kan ligge i størrelsesorden ett hundre, og det totale individantall er gjerne fra noen hundre til noen tusen pr. kvadratmeter (mikroskopiske former ikke medregnet).

På bunnen av fjordbassengene er de fleste fysiske forholdene mye jevnere enn i strandområdene og fjordens overflatevannmasser, og forholdene kan være temmelig ensartete over store bunnarealer. Det at variasjonene er jevnet ut betyr ikke at bløtbunnsfaunaen er upåvirket av forholdene i resten av fjordsystemet. Den er tvert i mot et fintfølede instrument når gjennomsnittlige forandringer i miljøkvaliteten skal oppdages.

Formål

Formålet med bløtbunnsfaunaundersøkelser i overvåkingssammenheng er å nyttiggjøre seg faunaens verdi som indikatorsystem på miljøforholdene ved, på og i bunnen. I den grad påvirkninger forplanter seg nedover i vannmassen, kan bunnfaunaen også gjenspeile tilstanden i vannmassen som helhet.

Problemkategorier som dekkes

De mest utbredte problemene for bløtbunnsfaunaen i forurensningssammenheng, er økte tilførsler av partikulært organisk materiale til bunnvannet og

reduisert oksygeninnhold. Det organiske materialet kan være rester av alger, planteplankton, rester av landplanter tilført med avrenning, materiale fra kloakkutslipp, utslipp fra treforedlingsindustri, osv. Bunnfaunaen påvirkes indirekte av næringssalttilførsler via økt produksjon av alger. Den økte organiske belastningen fører til endrede ernæringsforhold. Opportunistiske arter øker sine individtall, mens andre arter går ut, slik at samfunnet blir mindre variert.

Økt organisk belastning fører til økt oksygenforbruk med fare for at det oppstår oksygenmangel. Dette er et ofte forekommende vannkvalitetsproblem i terskelfjorder, og det er i dypvannet og ved bunnen at oksygenproblemene først melder seg. Bløtbunnsfaunaen er derfor det organismesamfunn som først påvirkes ved en utvikling mot dårlige oksygenforhold.

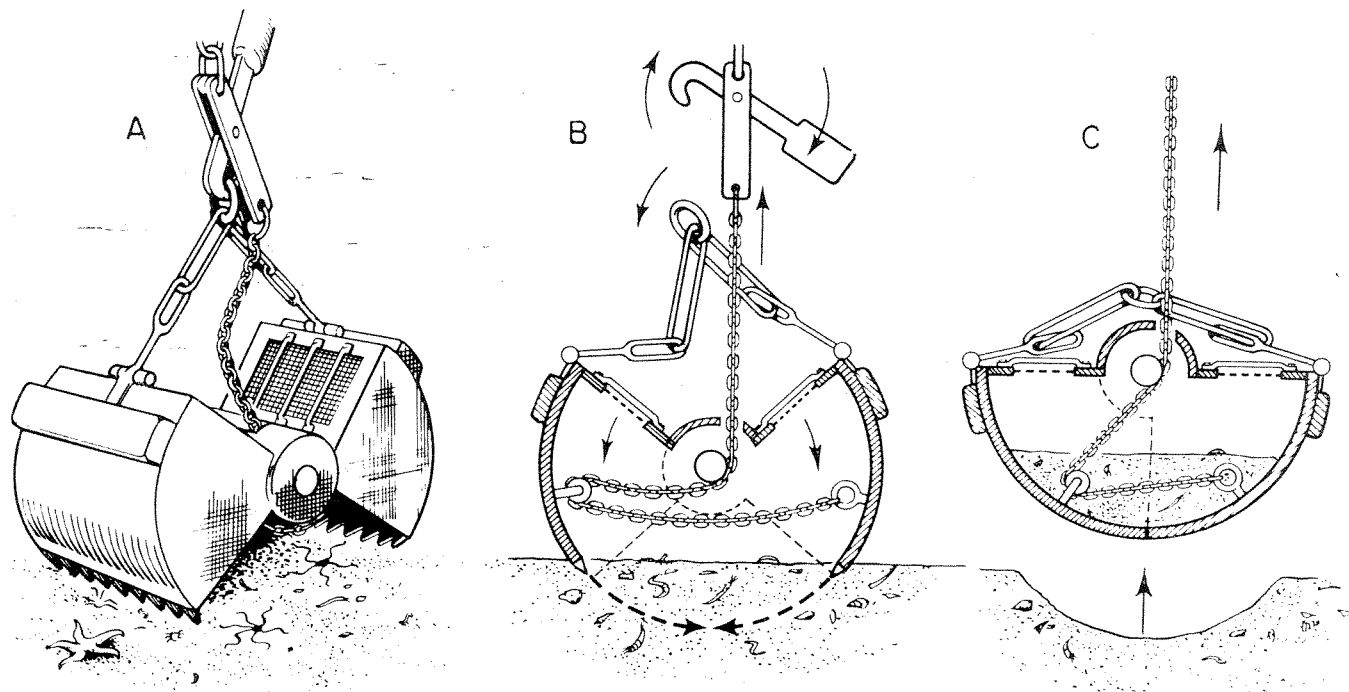
Virkninger av giftige stoffer som er oppløst i vannet eller som lekker ut fra sedimentet, eller som finnes i sediment som spises av dyra, kan tenkes å forekomme. Dumping eller utledning av masse kan lokalt ødelegge bunnfaunaen for kortere eller lengre tid. Dyputslipp av oppvarmet kjølevann vil få virkninger i fjordbassenger hvor temperaturen naturlig er lav.

Innsamling og prøvebearbeidelse

Ved innsamling av bløtbunnsfauna kan grabb, corer(kjernebor) og sleperedskap benyttes. Grabb og corer er redskaper som tar kvantitative prøver av sedimentet. Resultatene fra slike prøver kan derfor brukes til å beregne individtettheten pr. kvadratmeter eller pr. liter sediment. Sleperedskapene fanger dyr som lever like over eller på bunnen, eller i det aller øverste laget av bunn-sedimentet. Sleperedskapene samler fra et betydelig større bunnareal enn grabb og corer, men er ikke kvantitative. Figur 1 og 2 viser eksempler på grabb og sleperedskap. Vanligvis brukes en grabb som dekker 0.1 m^2 , men det finnes størrelser fra 0.2 til 0.016 m^2 i bruk. For å få nok materiale, må det som regel tas flere parallellprøver (replikater) på hver stasjon. En annen hensikt med å ta flere replikater er å få et inntrykk av variasjonen i prøvematerialet. Desto større variasjonen er, desto flere prøver behøves for å få et representativt materiale. På grunn av de små arealer som en grabb dekker, vil arter som finnes i lav individtetthet på bunnen som regel ikke komme med i prøvene. Lette og bevegelige dyr vil dessuten

kunne bli blåst til side eller flykte før grabben når bunnen. Grabb er derfor best egnet til innsamling av dyr med stor individtetthet og fysisk intim tilknytning til sedimentet. I de tilfeller da det er nødvendig å få et mer komplett bilde av faunaen, må grabben suppleres med sleperedskaper.

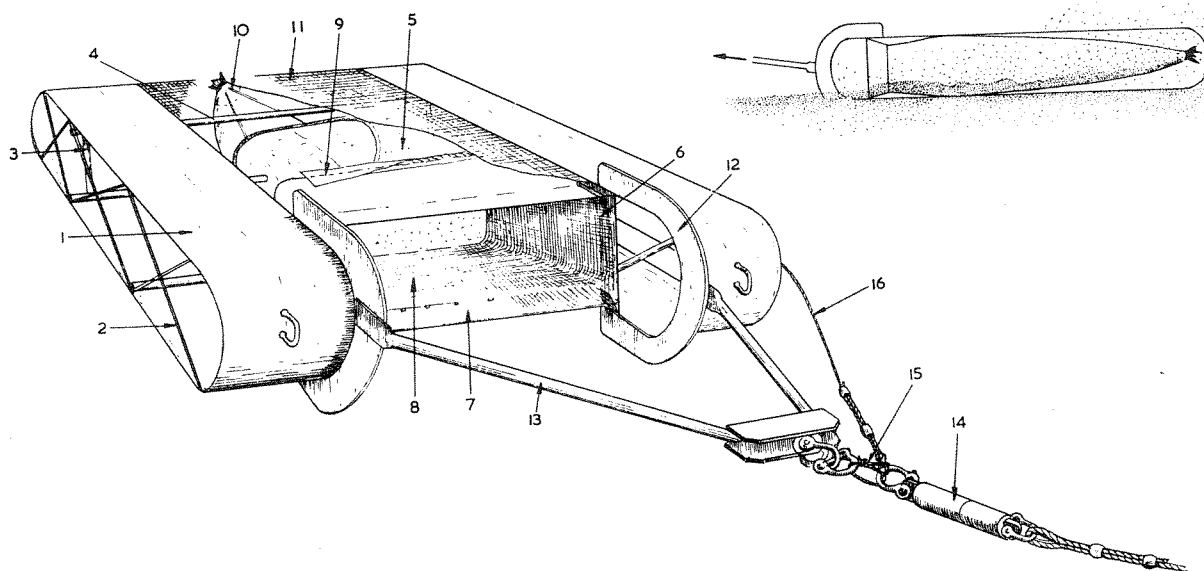
Ved prøvetakingen brukes en båt med hydraulisk vinsj og muligheter for spyling på dekk. Rekestrålere er utmerket. De minste grabbene kan opereres med håndvinsj fra mindre båter. Prøvene vaskes gjennom siler for å fjerne finfraksjonene av sedimentet. Det beste er runde siler laget av perforert plate. Det er ofte hensiktsmessig å sile prøvene både gjennom 4 mm og 1 mm siler for å få sortert materialet i to størrelsesgrupper. Det som går gjennom 1 mm silen tas vanligvis ikke vare på. Utplukkingen av dyrene skjer for hånd. Den fineste fraksjonen må gjennomgås under lupe. Dyrene artsbestemmes og telles. Eventuelt måles dyrenes størrelse eller vekt (biomasse).



Macrofauna Sampling

Petersen grab taking a sample on the sea bed (Redrawn from Hardy, 1959, and reproduced with permission from *Advances in Marine Biology*, Vol. 2).

Fig. 1. Petersengrabb, et vanlig redskap ved innsamling av bløtbunnsfauna (fra Holme & McIntyre 1971).



Macrofauna Sampling

The epibenthic sledge, redrawn from Hessler & Sanders (1967). In this sketch much of the top protective wire screen and part of the anterior tubular cross-piece are cut away to show additional details. 1, runners; 2, 3, strengthening members inside runners; 4, tubular cross piece; 5, collecting net (nylon); 6, side-plate at mouth of net; 7, biting edge at top and bottom of net, adjustable for height; 8, canvas collar at front of net, which is tied by canvas flaps, 9, to the tubular crosspieces and struts; 10, net tied at posterior end; 11, heavy wire screen to protect net; 12, flange preventing mud entering net from the side; 13, towing yoke; 14, swivel; 15, weak link; 16, safety-line. The smaller drawing shows the mode of operation of the sledge.

Fig. 2. Slepereidskap for innsamling av bløtbunnsfauna (fra Holme & McIntyre 1971).

Behandling og tolking av resultatene

Rådata for hver prøve foreligger som en artsliste med individantall (eventuelt også biomasse) for hver art. To hovedlinjer kan følges ved den videre behandling og tolkning.

I. Statistiske metoder

Med basis i antall arter og relasjonene mellom de forskjellige artenes individantall, kan den tallmessige strukturen i dyresamfunnet beskrives. En kan beregne diversitet (mangfold) og dominans (i hvilken grad individmengden domineres av få arter). Høy grad av dominans vil si det samme som lav diversitet, og omvendt. Høy diversitet kjennetegner et sunt og stabilt samfunn med stor grad av "biologisk selvstyre". Artsfattigdom og dominans av én eller få arter tyder på at samfunnet er utsatt for ekstreme påvirkninger.

I stabile og artsrike organismesamfunn observeres som regel en tilnærmet log-normal fordeling av artene med hensyn til individtettheten. Ved forstyrrelser av samfunnet kan opportunistiske arter øke sin individmengde, mens andre arter reduseres eller slås ut. Resultatet kan bli avvik fra den log-normale fordeling (Gray & Mirza 1978). Fordelingen kan fastslås ved en enkel statistisk analyse. Professor Gray (Inst. for marinbiologi og limnologi, Univ. i Oslo) har påvist slike avvik i flere forurensete områder, og har foreslått å benytte metoden til å registrere biologiske forandringer forårsaket av forurensning. På figur 3 er det vist et eksempel for bløtbunnsfauna fra tre lokaliteter i Oslofjorden.

De forskjellige analysene av tallmessig struktur i organismesamfunnet er uavhengig av hvilke arter samfunnet er sammensatt av. De er derfor generelle og godt egnet når samfunn med forskjellig artssammensetning skal sammenlignes.

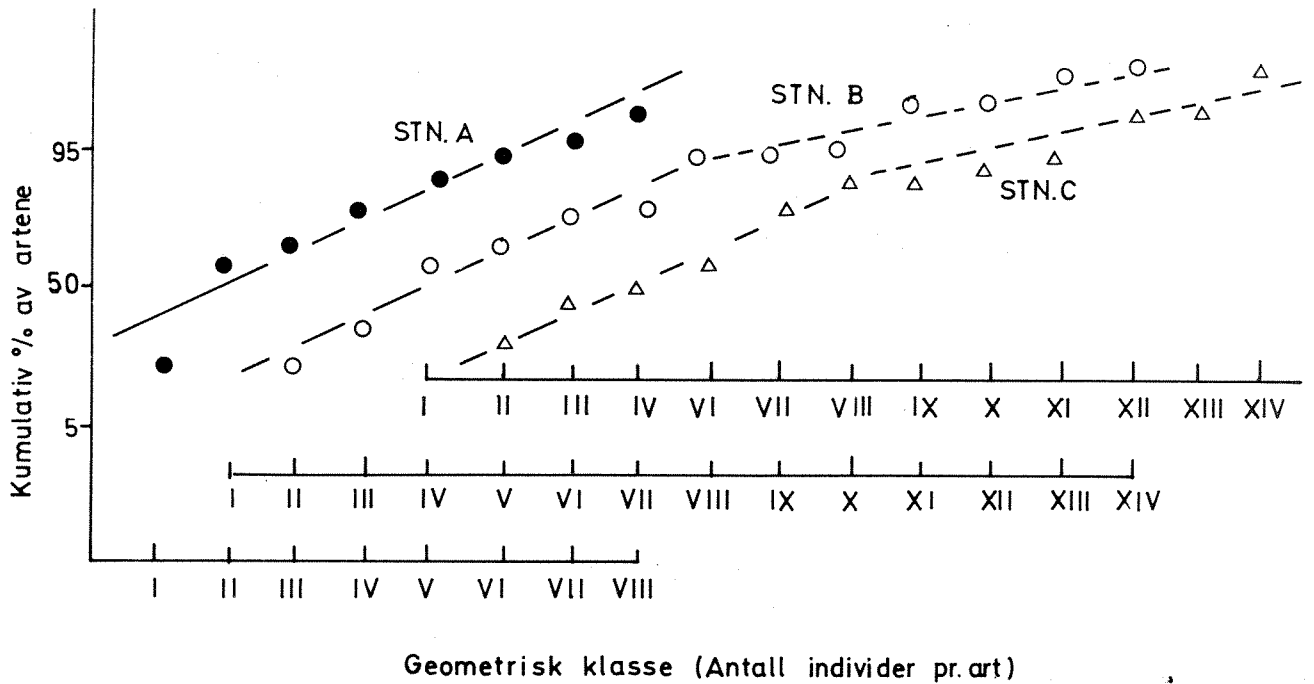


Fig. 3. Log-normale fordelinger av individtall pr. art langs en gradient med økende organisk forurensning i Oslofjorden. Stasjon A: Bjørnneset, Stasjon B: Vassholmen og Stasjon C: Lysaker. De geometriske klassene er: I - 1 individ pr. art, II - 2-3 individer pr. art, III - 4-7 individer pr. art, IV - 8-15 individer pr. art o.s.v. (Gray & Mirza, under trykking).

II. Faunistiske metoder

Hvilke arter som finnes eller mangler, hvilke som er sjeldne og hvilke som er tallrike, sier naturligvis en hel del om miljøbetingelsene på stedet. Følgende to grupper indikerer forurensningspåvirkninger:

1. Positive indikatorarter er opportunistiske arter som kan opptre tallrikt i forurensete eller forstyrrete miljøer. Erfaringer har vist at denne gruppen utgjøres av et bemerkelsesverdig konstant utvalg av arter. De ser ut til å gå igjen fra det ene forurensete område til det andre.
2. Negative indikatorarter er arter som mangler til tross for at de naturgitte forholdene skulle være brukbare for dem.

Omkostninger

Arbeidstid og omkostninger vil variere en del, avhengig av hvor mange og hvor store parallellprøver som samles, hvor mange arter og individer det er i prøvene, og av substratets beskaffenhet. Mye planterester i prøvene kan sinke utplukkingen av dyr betraktelig.

Ved bruk av en 0.1 m² grabb, er 4 parallellprøver pr. stasjon et minimum. Ved bruk av mindre grabber eller corer må et større antall parallellprøver tas for å få et tilstrekkelig materiale.

I overvåkingsøyemed er det fullt tilstrekkelig med innsamling én gang pr. år.

Følgende anslag kan gis pr. stasjon:

	Persontimer	Kroner
1. Innsamling (inkl. båtlege)	6-8	2000-2500
2. Prøvebehandling, sortering, artsbestemmelser	40-80	8000-16000
3. Primær databehandling, EDB, rapportering	30-40	6000-8000
Sum	ca. 75-125	ca. 15000-25000

Referanser

Gray, J.S. & Mirza, F. A method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, (under trykking).

Holme, N.A. & McIntyre, A. D., 1971: Methods for the study of marine benthos. *International Biological Programme*, Handbook nr. 16.

30. FJERNANALYSE TIL REGISTRERING AV VANNPLANTER

Fjernanalyse omfatter en rekke teknikker for registrering og analyse av elektromagnetiske bølger av forskjellig bølgelengde som reflekteres fra ulike studieobjekter. I det følgende brukes betegnelsen i en begrenset forstand, dvs om flyfotografering med infrarød falskfargefilm eller med vanlige filmtyper. For mer detaljert beskrivelse av metodikken og erfaringer henvises til arbeider nevnt i litteraturliste bak.

I korthet bygger man på at kombinasjonen av feltobservasjoner og flyfotografering muliggjør utarbeidelse av nøkler til bestemmelse av artsbestander, samfunn og vegetasjonstyper. Det vil si at de ulike elementene man er ute etter gir fra seg spesifikke signaler som registreres og er gjenkjennbare på bildene (objektens signatur). Når identifikasjonsnøklerne er utarbeidet, kan den senere kartlegging og registrering foretas ved flyfotografering alene. (Kravet til oppløselighet begrenser bruken av satellitregistreringer, selv om disse også er anvendelige for en rekke formål).

Fjernanalyse er generelt fordelaktig ved:

- innsamling av store informasjonsmengder på kort tid
- nærmest synoptisk dekning av omfattende arealer
- muligheter for samtidig registrering av ulike ressurstyper, arealer og fenomener (vann, dyrket mark, naturlig vegetasjon, is, snødekke, luft, utslipp etc.)
- Bedret adgang til registrering av vanskelig tilgjengelige områder
- Forening av dokumentasjon og datalagring
- Bedre presentasjons- og populariseringsmuligheter.

Høyere planter

Fjernregistrering av strand- og undervannsvegetasjon har vært benyttet med godt resultat i en rekke tilfeller. (Et utvalg arbeider er nevnt i litteraturlisten bak). Metoden har blant annet vist seg anvendbar for å studere invasjon av vasspest i Jarevatnet i retrospektiv ved gamle sort/hvitt flyfotografier (Rørslett (1977)). Tilgroingsforløp- og hastighet har latt seg beskrive (NIVA, 1974, 1976, 1977); likeledes effektene av endrede

vannutskiftningsforhold på brakkvannsvegetasjon.

Undervannsvegetasjon lar seg registrere og karakterisere ned til et par meters dyp selv i relativt uklart vann.

Informasjonen man kan få ut av flyopptak med infrarød (IR) falskfargefilm og andre filmtyper kan oppsummeres slik:

- Fordeling av vegetasjonstyper/"samfunn" med spesifikke IR-signaturer. Arts-identifisering er ofte mulig.
- Sonasjoner av vegetasjon og utbredelse av vegetasjonselementer. Igjengroingsprosesser og begroingsforhold kan observeres.
- Målinger av vegetasjonsdekkets tetthet, "produktivitet" i en generell sammenheng. Kartlegging av fruktbare og ikke fruktbare områder basert på vegetasjonens frodighet.
- Oppfølging av vegetasjonens utvikling i sammenheng med årstidene (fenologiske studier).
- Virkninger av forurensninger og fysiske inngrep på vegetasjon - parasitt-angrep, regulering, tørke, oversvømmelse, giftutslipp etc.
- Utstrekning av våtmarker og myrer.

Marine alger

For denne gruppen organismer mangler ennå informasjon som muliggjør en like fullstendig tolkning av bildematerialet som for de høyere planters vedkommende. Det er imidlertid sannsynlig at det bare er manglende bevilgninger til innledende undersøkelser og utarbeidelse av nøkler til tolkning av bildematerialet som har hindret metoden i å bli like operasjonell for marine benthosalger som for høyere planter i ferskvann.

Ut fra det som foreligger av bildemateriale, er det allerede klart at det er relativt enkelt å skille fjærebeltets grønnalgesamfunn fra beltene

av større brunalger (grisetang, blæretang o.a.) Likeledes kan man identifisere beltet av blågrønnalger i sprøytsonen. Vanskeligere er det f.eks. å skille grisetang fra blæretang.

Det er særlig følgende overvåkingsrelevante forhold som kan dekket ved flyregistrering:

- Forholdet mellom grønnalger og de større tangarter i fjærebeltet. Disse grupper konkurrerer om plass, og grønnalgene favoriseres både av økende næringssaltbelastning og eventuelt av større ferskvannstilførsel (f.eks. ved overføring av vann fra et nedbørfelt til et annet ved vassdragsreguleringer).
- Tilveiebringelse av generelle referansedata i relasjon til alle miljøpåvirkninger som influerer på samfunnene av fastsittende alger i fjæra og på grunt vann. Blant de påvirkninger som er mest aktuelle kan nevnes oljeutslipp og høsting av tang og tare.

Av det ovenstående fremgår at flyfotografering også kan brukes til ressurskartlegging i stor skala (forekomst av grisetang, fingertare, stortare og andre potensielt utnyttbare arter).

Litteratur

Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 1971:

O-55/68, B-77/69. Bruk av infrarød fargefilm ved regionale vassdragsundersøkelser. Forurensningsvirkninger på høyere akvatisk vegetasjon. Februar 1971, 14 s. (Forf.: B. Rørslett og O. Skulberg).

NIVA, 1973:

Fjernanalyse (Remote sensing-RS). Noen erfaringer i forbindelse med vassdragsundersøkelser og hydrobiologi. 25. november 1973, 6 s. (Forf.: O. Skulberg).

NIVA, 1974:

B-17/69, B-6/72. Bruk av remote sensing (fjernanalyse) ved hydrobiologiske undersøkelser. Innlegg på "Fjernanalyse, kurs i praktisk bruk" arr. av Norske Sivilingeniørers Forening, Fagernes, 11-13 nov. 1974. 6. nov. 1974, 24 s. (Forf.: B. Rørslett).

NIVA, 1974:

B-6/72, B-17/69, O-50/73. Hydrobotaniske forhold i Øra-området ved Fredrikstad. 15. januar 1974, 51 s. (Forf.: B. Rørslett).

NIVA, 1975:

A2-05, B1-17, O-69/72. Vegetasjonsundersøkelser i Østensjøvatn, Oslo kommune, 1974-75. 10. mai 1975, 65 s. (Forf.: B. Rørslett og O. Skulberg).

Rørslett, 1974:

Bruk av remote sensing ved regionale vassdragsundersøkelser.
S. 47-52 i Norsk institutt for vannforsknings 1973. Oslo 1974, 124 s.

Rørslett, 1976:

Tilgroing med høyere vegetasjon - omfang, hastighet og årsaker.
S. 49 - 56 i Norsk institutt for vannforskning 1975. Oslo 1976, 148 s.

Haugen, I.N. og Rørslett, B., 1976:

Fjernanalyse - et hjelpemiddel ved regional miljøovervåking.
Forskningsnytt nr 3 (1976): 16-21.

Rørslett B., 1977:

Vasspest (*Elodea canadensis*) på Østlandet fram til 1976.
Blyttia 35: 61-66.

NIVA, 1976:

O-174/73. En undersøkelse i 1975 av Borrevatn. 24. nov. 1974, 119 s.
(Forf.: P. Brettum og B. Rørslett)

NIVA, 1977:

XB-20. Tilgroing som prosess i vannforekomster, Resultat av fotogrammetrisk måling på tidsserier fra noen Østlands-lokaliteter.
1. aug. 1977, 12 s.+tabeller. (Forf.: B. Rørslett).

31. ALGESONDE

Måleprinsipp

Innenfor NTNF's Program for miljøovervåkingsteknikk er det under utvikling et instrument til mengderegistrering av forskjellige typer av planktonalger. Ved utsendelse av lys av forskjellige bølgelengder eksiteres fluorescens i samsvar med algenes kvalitative og kvantitative pigmentsammensetning. Eksitasjonsspekterene vil således være forskjellig fra gruppe til gruppe, og i prinsippet fra art til art.

Muligheter og begrensninger

Metoden åpner for automatisk karakteristikk av planteplanktonsamfunn med hensyn til sammensetning og mengde. Planktonalgenes fordeling vil kunne kartlegges nøyaktigere og/eller hurtigere enn ved konvensjonelle metoder. Tidligere automatisk registrerende utstyr har vært begrenset til å gi konsentrasjonen av totalchlorofyll, m.a.o. ingen informasjon om samfunnets sammensetning.

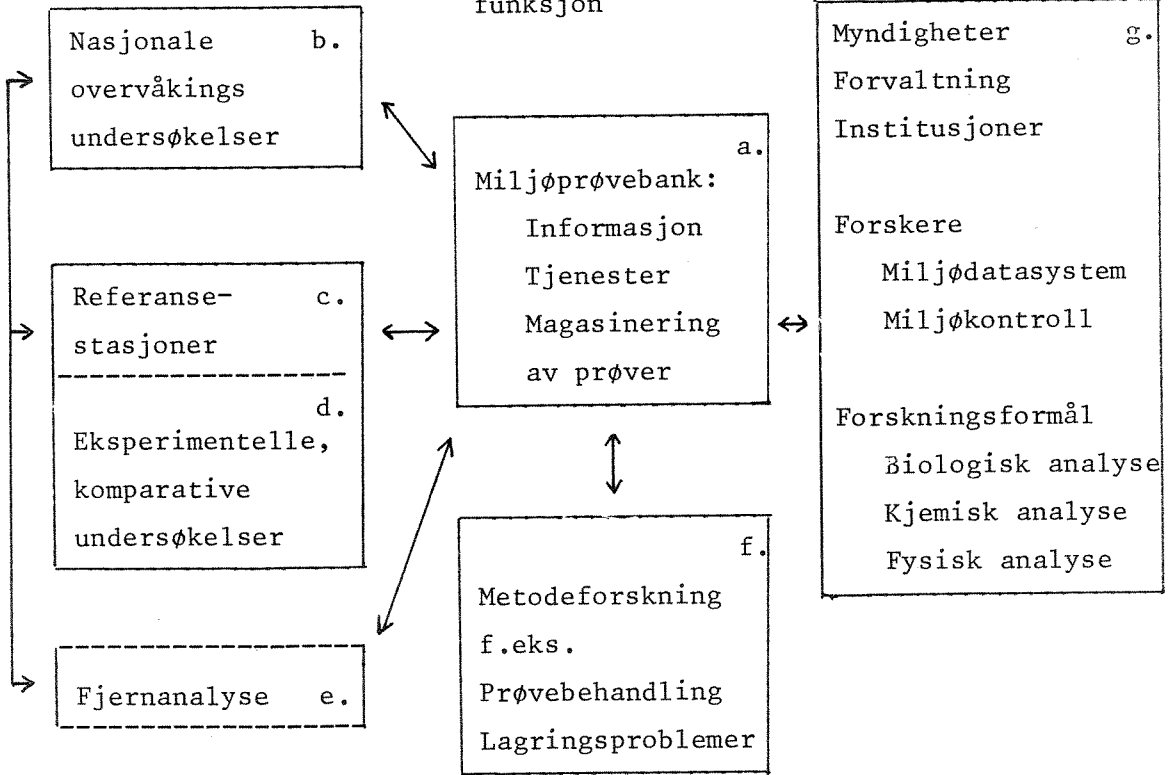
Laboratorie- og feltforsøk har vist at apparaturen virker i prinsippet (sondrer mellom ulike algegrupper). Imidlertid vil det nødvendigvis ta noen tid før operasjonelle feltinstrumenter er kommersielt tilgjengelig. Bl.a. må det først lages og utprøves en prototyp. På denne bakgrunn må det vel i hvert fall regnes med 2-3 år før metodikken kan tas i bruk for rutineformål.

32. MILJØPRØVEBANK I SAMMENHENG MED OVERVÅKING AV VANNRESSURSER

Grunnleggende virksomhet

Miljøprøvebankens plassering og funksjon

Brukere



Beskrivelse

Idéskissen viser Miljøprøvebankens arbeidsoppgaver og dens sammenheng med overvåking av miljøkvalitet og forskningen på dette felt (a). Miljøprøvebanken har sin funksjon i å oppbevare miljøprøver (biologisk materiale, prøver av jord-vann-luft) til bruk for analyser, referanseformål og dokumentasjon. En løpende oversikt over foreliggende prøvemateriale (katalog) utarbeides og redegjør for typer av materiale, hvor det finnes og dets brukbarhet. Magasinering av prøver blir ivaretatt og prøver stilles til rådighet for forskningsformål.

Miljøprøvebanken er tilpasset de nasjonale overvåkingsundersøkelser for kontroll av forurensninger (b). Utvalgte prøver som samles inn gjennom de aktuelle undersøkelser går til magasinering i miljøprøvebanken. Prøvene velges ut etter faglige kriterier, de skal oppbevares for fremtidige undersøkelsesformål og være tilgjengelige for analysering etter optrukne regler. På spesielle referansestasjoner gjennomføres grunnleggende observasjoner og inngående studier av miljøforhold og biologiske virkninger (c). Eksperimentelle, komparative undersøkelser blir gjort for å kunne kvantifisere virkninger av forurensningsbelastning på organismer, organismsamfunn og livsprosesser (d). Disse undersøkelser kompletterer feltundersøkelsene ved å gi muligheter til observasjoner av miljøpåvirkning under definerte betingelser og kontrollert variasjon av påvirkningsgrad. Miljøprøvebanken mottar prøver fra såvel feltundersøkelser som eksperimentelle undersøkelser i felt og laboratorium.

Fjernanalyse vil etterhvert inngå som en nødvendig del av de nasjonale overvåkingsprogram. Det er hensiktsmessig å knytte resultater av denne overvåking sammen med miljøprøvebanken (e). Tolkningen av observasjoner fremkommet ved fjernanalyseteknikk må ha grunnlag i biologiske realiteter. Nøkkelen til forståelsen av informasjonsrikdommer som fjernanalyse materialet inneholder er observasjoner og prøver i godt studerte referanseområder.

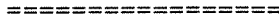
Spesielle forskningsbehov som miljøprøvebanken har omfatter bl.a. utprøving av metoder (f). Det er en rekke problemer omkring prøvebehandling som trenger avklaring. Fenomener knyttet til langtidslagring av miljøprøver er forløpig ikke systematisk undersøkt.

En allsidig bruk av miljøprøvebanken kan forutsettes (g). Myndigheter og forvaltningsorganer vil trenge informasjon fra miljøprøvebanken. Et samarbeide med virksomheten knyttet til de nasjonale miljødatasystemer og miljøkontrollinstanser vil finne sted. Tjeneste fra forskningen utføres og materiale stilles til disposisjon fra forskningsformål.

Eksempel på materiale til oppbevaring i miljøprøvebankens magasiner:

Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3
Prøver av organismenes ytre livsmiljø	Prøver av organismenes indre miljø	Prøver av vegetasjon og fauna
Jord Vann Luft	Celler Vann Organer Organismer Populasjoner	Arter Organismesamfunn Indikatorarter Individer

V E D L E G G



FORSLAG TIL NOEN GRUNNLAGSSTUDIER OG METODE-
FORSKNINGSPROSJEKTER

A1 BIOKJEMISKE PARAMETRE SOM INDIKATORER PÅ PLANKTONALGERS FYSIOLOGISKE TILSTAND

Algenes fysiologiske tilstand er avhengig av de forhold de lever under. En forandring av forholdene, f.eks. begynnende næringsbegrensning, endrede lysforhold eller toksisk påvirkning endrer cellenes fysiologiske tilstand, noe som kan registreres som en forandring av cellenes biokjemiske sammensetning.

Biokjemiske parametre vil derfor kunne brukes for å beskrive den fysiologiske tilstanden til naturlige planktonalgepopulasjoner og dermed også de forhold som disse algene lever under. Dette vil være verdifullt spesielt når en ønsker å identifisere vekstbegrensende næringsstoff og bestemme ved hvilket tidspunkt dette begynner å bli begrensende. Videre kan slike metoder brukes til å påvise fysiologisk stress på planktonalger i resipienter for avløpsvann med giftige komponenter, enten ved analyser direkte på den naturlige planktonpopulasjonen eller på alger i laboratoriekulturer.

Teoretisk er det mulig å benytte en lang rekke biokjemiske analyser for å undersøke algenes fysiologiske tilstand f.eks. karbohydrater, proteiner, DNA, ATP, klorofyll, klorofyllets in vivo - fluorescens, andre pigmenter, enzymaktiviteter osv.

På grunnlag av den kjennskap man har til disse parametre synes det å være mest aktuelt å bruke analyser av ATP, klorofyll, klorofyll-fluorescens og aktivitet av alkalint fosfatase ved siden av cellenes innhold av karbon, nitrogen og fosfor. (Se metodebeskrivelse, kap. 8 "Biokjemiske indikatorer, planteplankton").

Tolkingen av biokjemiske analyseresultater forutsetter kjennskap til algenes fysiologi og hvordan den påvirkes av miljøforholdene. Dette kompliseres av at de fysiologiske egenskapene varierer fra art til art og at planktonsamfunnene ofte inneholder en lang rekke arter. Responsene til forskjellige arter på en gitt påvirkning vil variere mindre for noen parametre enn for andre slik at det sannsynligvis er mulig å finne noen biokjemiske indikatorer som er generelt anvendelig for å beskrive algenes fysiologiske tilstand. Den informasjon som kan utvinnes av de biokjemiske parametre vil imidlertid øke etter hvert som kjennskaper til algenes fysiologi økes.

Den nødvendige forskningsinnsats før biokjemiske parametre kan tas i bruk ved rutinemessige overvåkingsundersøkelser omfatter algefysiologiske undersøkelser og undersøkelse av metodeproblemer.

Et bedre kjennskap til algenes biokjemiske sammensetning som funksjon av miljøpåvirkning vil kunne oppnås ved en kombinasjon av laboratorieeksperimenter med algekulturer og analyser av alger i naturlige planktonpopulasjoner. Et representativt utvalg av alger må undersøkes.

En rekke spørsmål omkring analysemetoder, lagringstid og betingelser før analyse m.v. må utredes.

Omkostninger (fordelt over 2 år):

Arbeidsomkostninger	kr 180.000,-
Kjemiske analyser	<u> " 50.000,-</u>
	kr 230.000,-
	=====

A2 BAKGRUNNSNIVÅER OG EGNEDE INDIKATORER PÅ FOREKOMST AV POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I MARINE OMRÅDER

Mål: Finne frem til et utvalg brakkvanns- og saltvannsorganismer egnet til å være indikatorer på PAH-belastning, slik at belastningsgraden kan overvåkes og følges over tid, blant annet i relasjon til etablering av renseanlegg for industriutslipp. Etablere bakgrunnsnivåer for PAH i disse arter med henblikk på fremtidige oljehell etc.

Begrunnelse: I lys av oljeutvinning, petrokjemisk industri og særlig det store antall smelteverk langs kysten er det behov for en enkel metode til å følge med i belastningen med de delvis kreftfremkallende stoffene PAH.

Muslinger, særlig blåskjell og nærstående arter, er allerede i bruk som PAH-indikatorer og har vist gode egenskaper i den forstand at man på denne måten har kunnet gi en tydelig demonstrasjon av avstandsgradienter i forurensningsbelastning. Foreløpig har man likevel noe mangelfulle data om bakgrunnsnivåer også for blåskjell.

I enkelte områder er blåskjell mindre tilgjengelig, dvs i de tilfellene fjordens overflatelag er for sterkt preget av ferskvann eller der hvor liten næringstilgang eller sterk bølgeeksponering gjør forholdene mindre gunstige. Følgelig er det behov for å ha et utvalg supplerende indikatorer.

Prosjektbeskrivelse

Innsamling av potensielle indikatorarter foretas på utvalgte lokaliteter med en eller flere kjente punktkilder. Aktuelle arter er blant annet albuskjell, strandsnegl, 0-skjell, grisetang, blæretang, tarmgrønske og sjøsalat. Bløtdyr (blant annet muslinger og snegl) er det fra før godt grunnlag for å anta at vil egne seg. Upubliserte data fra NIVA indikerer sterkt at det samme er tilfellet med gristetang og blæretang. Analysene

vil bli foretatt med henblikk på å tilveiebringe:

- 1) Bakgrunnsnivåer
- 2) Grunnlag for å bedømme mulighetene for å spore kjente utslipp ved å sammenligne PAH-profilen i indikatorartene med PAH-sammensetningen i vedkommende avløpsvann.

For det siste formål er det følgelig nødvendig med avløpsvannsanalyser.

Innsamling foretas på stasjoner i økende avstand fra kilden inntil presumptivt uberørte områder er nådd.

Omkostninger:

Feltarbeide i 6-8 fjordområder	kr	60 000,-
Reiser, båtlete, diett		20 000,-
Analyser, biol. materiale, 100 prøver á kr 1500/-		150 000,-
Analyser avløpsvann. 20 prøver á kr 1500/-		30 000,-
Bearbeidelse, rapportering		40 000,-
	kr	300 000,-
		=====

--- 0 ---

Dette prosjektet kan kombineres med andre tilsvarende arbeidsoppgaver, som f eks det foreslåtte arbeide med innsamling og analyse av fastsittende alger med henblikk på nøyaktigere fastsettelse av bakgrunnsnivåer av metaller (se kap. A3). En annen kombinasjonsmulighet er etablering av bakgrunnsnivåer for andre miljøgifter (PCB, hydrokarboner) i blåskjell, albueskjell, sjøstjerner eller andre egnede arter. Dette vil representere vesentlig innsparing på feltarbeid og reiseutgifter.

Kombinasjonen med lignende prosjekter kan til sammen gi en relativt fullstendig "baseline" for nivåer av metaller og organiske miljøgifter i norske fjorder.

A3 MARINE BENTHOSALGER SOM METALLINDIKATORER - NORMALVARIASJON I METALL-
INNHOOLD I RELASJON TIL FORSKJELLIGE MILJØFAKTORER

Mål: Å komme frem til et så vidt mulig smalt intervall for normalkonsentrasjoner i et representativt utvalg norske arter, basert på analyse av feltmateriale. Samtidig etablere referanseverdier for norske fjorder.

Begrunnelse: Metallkonsentrasjonen vil avhenge av en rekke faktorer. Resultatet er at et temmelig bredt intervall av konsentrasjoner opptrer i forskjellige områder uten betydelige punktkildebelastninger. Til dels har man et variasjonsområde opp mot en størrelsesorden for alger som grisetang og blæretang. For å få en mest mulig nøyaktig og ømfintlig metode er det ønskelig å innsnevre dette intervallet. Utover metallinnholdet og metallenestilstandsform vet man at følgende forhold kan ha betydelig innflytelse:

- a) Algenes alder
- b) Årstiden (vesentlig pga. algenes varierende vekst gjennom året)

Blant andre faktorer nevnes:

- c) vekstinfluerende forhold i sin alminnelighet (lys, temperatur, saltholdighet, giftstoffer o.a.)
- d) voksenivå på stranden
- e) interferens fra andre metaller

Eksakte relasjoner mellom ulike miljøfaktorer og algenes metallinnhold kan bare finnes eksperimentelt. Imidlertid er relevansen av resultatene noe usikker fordi det store antall faktorkombinasjoner i naturen ikke lar seg simulere ved eksperimentene. Derfor kan bredt anlagt feltundersøkelser være nødvendig for å gi supplerende informasjon. Særlig påtrengende er dette behovet i uberørte eller bare diffust belastede vannforekomster, og i relasjon til problemet snikforurensning.

Betingelsen for at feltundersøkelser skal gi noe utover det man allerede vet, er at de ovennevnte miljøfaktorer bringes best mulig under kontroll eller kvantifiseres i den grad det lar seg gjøre.

For enkelte flerårige arter lar alderen seg ofte bestemme ut fra ytre trekk (eks.: grisetang, blæretang). For arter med en veldefinert vekstsesong

(enkelte ettårige grønnalger) eller vekstrytme (f.eks. de store tareartene) lar også alderen til hele planter eller deler seg anslå relativt eksakt ut fra feltobservasjoner. Følgelig er det mulig å samle inn planter (eller deler) med tilnærmet samme alder.

Flerårige alger bør samles inn tidlig på våren før vekstsesongen begynner. Ettårige arter eller de deler av plantene som vokser ut hvert år samles på slutten av vekstsesongen eller før ny vekst begynner.

Fjærebeltets arter samles inn fortrinnsvis fra midtre del av sitt vertikale utbredelsesområde.

Prosjektbeskrivelse

Innsamlingene konsentreres om grisetang og blæretang, men det samles også inn en del arter som kan dominere under litt forskjellige forhold (sagtang, fingertare, gjelvtang, sjøsalat, tarmgrønske, grønndusk, rekeklo) for å få et bredt referansemateriale for fremtidige overvåkingsformål.

Materialet samles i god avstand fra kjente punktkilder og på steder som er representative for bredest mulig spredning m.h.t. saltholdighetsmiljøet. Blant lokalitetene bør være noen som er preget av sterkt humusholdig ferskvann. Om mulig bør lokalitetene også kunne grupperes på en skala for veksthastighet hos algene. Ulike deler av landet bør være representert, likeledes lokaliteter som skiller seg markert fra hverandre hva angår tidevannsskjell. Alt i alt bør undersøkelsen omfatte 100-150 stasjoner.

For grisetang og blæretang - som lar seg dele i avsnitt av definert alder - bør det gjøres analyser av ulike deler av tangen for å se om hele planter eller deler er mest egnet som metallindikatorer. Alternativt kan hele planter av forskjellig alder samles inn fra samme sted.

Feltarbeidet kan gjøres over 1-2 år.

Omkostninger

Forberedende arbeid, utvelgelse av innsamlingsområder	kr. 25.000,-
Feltarbeide, 100 stasjoner (2 personer 1 måned)	" 70.000,-
Båtleie, Bilutgifter, diett	" 40.000,-
Analyser, 400 prøver, 10 elementer	" 120.000,-
Bearbeidelse, rapportering	" 100.000,-
	<hr/>
	kr. 350.000,-

A4 ALGER OG MOSER SOM METALLINDIKATORER I NORSKE FERSKVANNSFØREKOMSTER

Mål: 1) Å finne frem til arter av moser og fastsittende, trådformede alger egnet til indikatorbasert overvåking av metallforurensning i norske elver, eventuelt også innsjøer.

2) Etablere representative bakgrunnsnivåer (variasjonsintervaller) for konsentrasjonene av de mest aktuelle metallene (kvikksølv, bly, kadmium, kobber, jern, sink og aluminium) i utvalgte arter.

Begrunnelse: Konsentrasjonene av metaller i norske ferskvannsføremøster er i stor grad ukjent, særlig med hensyn til de metallformene som er tilgjengelige for opptak, mest aktive i relasjon til giftvirkninger, og utgangspunkt for eventuell akkumulering i næringskjeder.

Norge har en rekke gruveutløp som det er aktuelt å overvåke på denne måten. Mobilisering av kvikksølv og giftige tilstandsformer av aluminium ved forurensning begynner å avdekkes som muligens betydelige problemfelter.

Det tredje aspektet gjelder den mulige snikforurensning som foregår ved diffus belastning med langtransporterte metaller. Selv om dette problemet er spekulasjonspreget og konsekvensene foreløpig lite konkretiserbare, bør utviklingen følges etter etablering av en baseline. En slik referanse kan vanskelig fås uten ved bruk av metallindikatorer. Alternativt må det gjøres svært omfattende og hyppige analyser av vannprøver. Disse vil dessuten ikke gi samme type informasjon fordi man i varierende grad får med tilstandsformer som ikke er tilgjengelige for organismene.

Prosjektbeskrivelse

Ut fra foretatte og igangværende undersøkelser velges det ut et mindre antall av indikatorarter som må antas å være brukbare til formålet (se kap. 9.3 foran). Dette bør i prinsippet være arter eller representanter for slekter som har landsomfattende utbredelse, er hyppig forekommende og dessuten rimelig lette å identifisere i felt. For mosenes vedkommende er det arter av slektene *Hygrohypnum* og *Fontinalis* som peker seg ut, muligens også *Sphagnum* (i innsjøer). For algenes vedkommende er det vanskeligere,

bl.a. på grunn av kravet til identifikasjon i felt og ofte blanding av flere arter på samme sted. Sannsynligvis er det mest aktuelt å satse på gruppen zygnemaceer (slektene *Spirogyra*, *Zygnema*, *Mougeotia*). Disse tilfredsstillende kravet til vid utbredelse og hyppig forekomst, og lar seg i hvert fall identifisere til slekt ved bruk av en sterk lupe.

De nevnte organismer samles inn fra et i første omgang mindre antall vannforekomster, som bør omfatte i hvert fall følgende kategorier:

- Tilnærmet uberørte elver og innsjøer med forskjellig naturlig vannkvalitet, særlig hva angår humusinnhold, alkalinitet/ledningsevne og pH
- Vassdrag belastet med gruveavrenning (med henblikk på avstandsgradienter, eventuelt også konsentrasjonsfaktorer)
- Vannforekomster der man har noe kjennskap til vannets metallinnhold (med henblikk på konsentrasjonsfaktorer). Et eksempel på dette er det nasjonale overvåkingsprograms pilotprosjekt i Glåma, der den partikulære og løste fraksjonen av metaller analyseres.

Omkostninger

Forberedende arbeide, detaljplanlegging	kr	15.000,-
Feltarbeide, ca. 25-30 lokaliteter	"	40.000,-
Reiseutgifter, diett	"	25.000,-
Metallanalyser, 75 prøver, 7 elementer	"	30.000,-
Bearbeidelse, rapportering	"	40.000,-
		<hr/>
	kr	150.000,-
		<hr/>

A5 TYPIFISERING AV LOKALITETER I STRØMMENDE VANN SOM GRUNNLAG FOR OVERVÅKING

Mål: 1) På grunnlag av fysisk/kjemiske kriterier å definere et mindre antall typelokaliteter som er representative for norske vassdrag.
2) Ved nøye beskrivelse av begroing og bunnfauna på 3 eksempllokaliteter innen hver kategori få bedre kunnskap om hvilke naturlige samfunn som knytter seg til de enkelte typer av lokaliteter. Det dreier seg m.a.o. om å nå frem til en biotypifisering grunnlagt på en innledende fysikalsk/ kjemisk typifisering.

Begrunnelse: Sammensetningen av begroings- og bunnfaunasamfunnene beror i stor grad på fysiske forhold som temperatur, strømhastighet og bunnens beskaffenhet. Blant naturbetingede kjemiske faktorer må nevnes pH, alkalinitet og humuspåvirkning. Med mindre man tar hensyn til slike fundamentale avhengigheter vil overvåking basert på biologiske observasjoner neppe kunne bli et verktøy egnet til å gi eksakte uttrykk for sammenhengen mellom årsak og virkninger ved moderate eller små forurensningsbelastninger (eller andre inngrep i naturforholdene). Hittil har slike hensyn overveiende blitt trukket inn i vurderingene på en ukvantifiserbar måte.

Prosjektbeskrivelse: Det velges ut ca. 25 typelokaliteter som klassifiseres m.h.t. temperaturregime, strømhastighet (vannløpsbredde og -helning) og substrat. Klassifiseringen skjer i henhold til skjema for lokalitetsbeskrivelser ved begroingsundersøkelser (fig. 1). Ca. 75 stasjoner velges fortrinnsvis ut i vassdrag med igangværende undersøkelser (f.eks. innen overvåkingsprogrammets pilotprosjekter), eller på steder der man allerede har gode kunnskaper om fysiske/kjemiske forhold.

På disse stedene utføres grundig kartlegging av begroingssamfunn og bunnfauna. Det må legges vekt på at de registrerte organismer i størst mulig utstrekning identifiserer til art. (Uten artsbestemmelse blir koblingen mellom fysisk/kjemiske og biologiske forhold alltid vesentlig dårligere definert; ofte ikke definerbar overhodet).

Lokalitetene bør i første omgang være mest mulig uberørt av sivilisatoriske påvirkninger. Senere er det aktuelt å plukke ut stasjoner som også representerer ulike typer og grader av belastning.

Hver stasjon undersøkes to ganger i året, henholdsvis tidlig om sommeren og tidlig på høsten, men tidspunktene må tilpasses vannføringsforholdene. For å få et skjønn på variasjonene fra år til år, bør undersøkelsene gjentas over en 3-års periode.

Omkostninger

1. år

Detaljplanlegging, evt. innledende befaringer for stasjonsutvelgelse	kr. 30.000,-
Feltarbeide, diett, reiseutgifter	" 115.000,-
Analyser (75 st., begroing + bunnfauna)	" 110.000,-
Bearbeidelse, rapportering	" 85.000,-
	<hr/>
	kr. 340.000,-

2. og 3. år (pr. år)

Feltarbeide, etc.	" 115.000,-
Analyser	" 110.000,-
Bearbeidelse, rapportering	" 75.000,-
	<hr/>
	kr. 300.000,-

Alternativt kan undersøkelsene innskrenkes til å omfatte bare begroing eller bare bunnfauna. I så fall ville det muligens være best å satse på begroing - ut fra den betraktning at planteveksten er en mer fundamental egenskap ved en lokalitet enn bunnfaunaen. På den annen side vet man lite om hvilke av de to samfunnselementer som egner seg best for indikatorformål. Ved et innskrenket opplegg kunne man redusere års-omkostningene til ca. kr. 175.000,- (begroing alene) eller ca. kr. 225.000,- (bunnfauna alene). Man ville imidlertid gå glipp av fordelene ved et integrert opplegg.

Betydelig innsparing vil kunne oppnås ved samordning med igangværende undersøkelser, men forholdet lar seg vanskelig beregne før detaljplanlegging har funnet sted.

KJEMISK / FYSISKE PARAMETRE

TEMP °C	PH	KOND	FARGE (filt.)	FARGE (u/filt.)	TURB	ALK (m-eks)	CA	MG	NA	K	SIO ₂	HÅRDHET
	TOT.-P	NO ₃ -N	TOT.-N	PB	ZN	CU	AL	PERM	DIKROM	BOF	SO ₄	CL

SKALAER FOR BRUK TIL BÆRNING AV MAKROHABITATINDEKS OG DEKNINGSGRAD.

INDEX	TEMPERATUR (T)		BREPDE (B)		HELLNING (H)		SUBSTRAT (S)		INDEX	DEKNINGSGRAD	BILLEDIG FREMSTILLING AV SAMLET DEKNINGSMENGE
	REGIME	U	INDEX	3)	INDEX	3)	TYPE	3)			
1	MEGET KALD < 8°C	1	BEKK < 2 m	1	FLATT < 1%	1	MUDDER < 0.2 mm	+	KUN FÅ INDIVIDER	1/2	
2	KALD 8 - 12	2	STOR BEKK, LITEN ELV 2 - 5 m	2	SVAK HELLNING 1 - 5%	2	SAND 0.2 - 5 mm	1	< 1/6	1/4	
3	TEMPERERT 12 - 17°C	3	ELV 5 - 25 m	3	VANLIG HELLNING 5 - 20%	3	GRUS, SMÅSTEN 0.5 - 2 cm	2	1/8 - 1/6	1/8	
4	VARM > 17°C	4	STOR ELV > 25 m	4	STERKERE HELLNING 20 - 50%	4	MINDRE RULLESTEIN 2 - 15 cm	3	1/4 - 1/8	1/16	
		5		5	KRAFTIG HELLNING > 50%	5	MIDDELSTORE RULLESTEIN 15 - 40 cm	4	1/2 - 1/4	1/32	
		6		6		6	STORE STEIN, FAST FJELL > 40 cm	5	1 - 1/2		

MÅLTE VERDIER:

HELLNING (Flere måln.)	
SNITT:	
BREPDE (Flere måln.)	
SNITT:	

PRØVETAKERS INITIALER	
BEARBEIDERS INITIALER	

- 1) REPRESENTERER MIDLERE SOMMERTEMPERATUR (JUNI, JULI, AUGUST)
- 2) REPRESENTERER SNITTVERDI FOR LOKALITETSOMRÅDET
- 3) REPRESENTERER DOMINERENDE SUBSTRAT

Fig. foits. (s. 2)

A6 LITTORALE ALGESAMFUNN I INNSJØER (FORPROSJEKT)

Mål/Begrunnelse: Å belyse spørsmålet om det i strandkantens algesamfunn finnes egnede indikatorer på innsjøers trofigrad (næringsstatus). I første omgang vil det være nødvendig med en registrering av hvilke arter og samfunn som finnes i vannforekomster av forskjellig karakter.

Utenlandske erfaringer tyder på at tilstedeværelse eller fravær av en utpreget "algebord" kan ses i sammenheng med innsjøenes innhold av næringsalter. Disse algesamfunn er imidlertid lite utforsket i Norge. På grunn av spesielle geografiske, klimatiske og andre forhold vil ikke erfaringer fra utlandet kunne overføres direkte til norske innsjøer.

I tilfellet det finnes brukbare indikatorarter eller -samfunn, vil dette kunne ha verdi både som varslingsmiddel av en uønsket utvikling og utgjøre et enklere overvåkingsobjekt enn planteplanktonsamfunn, som ofte krever hyppige observasjoner for å gi utsagnskraftige data.

Prosjektbeskrivelse

Strandsonens algesamfunn kartlegges i et utvalg innsjøer som er forskjellig med hensyn til gjødslingspåvirkning og andre forhold (blant annet topografi og reguleringsinngrep). Algesamfunnene følges gjennom vegetasjonsperioden for å belyse sesongvariasjoner og disses mulige sammenheng med blant annet vannstandsbevegelse. Det er tenkt på følgende innsjøer: Randsfjorden, Maridalsvatnet, Storsjøen (i Rendalen), Tyrifjorden, Gjersjøen og Kolbotnvatnet. Undersøkelsen skal ha innledende karakter og knyttes til igangværende prosjekter i de nevnte vannforekomster.

I tillegg til en kvalitativ bedømmelse av algekomponentene vil en søke å løse metodiske problemer i forbindelse med kvantifisering og måling av biologisk aktivitet; nevnes kan klorofyll og ATP-analyser, organisk tørrvekt og fotograferingsteknikker.

Arbeidet har forprosjekt-karakter. Resultatene fra første år vil bli sammenstilt i en kort rapport, og det faglige utbyttet vurdert før eventuell videreføring.

Omkostninger

Forprosjektet vil kunne la seg utføre innen en ramme på kr 45 000,-.

A7 BLÅGRØNNALGER SOM INDIKATORER I FERSKVANN

Blågrønnalgene har en rekke økologiske egenskaper som avviker fra andre algegrupper. De har en iøynefallende rolle i innsjøenes og elvenes økosystem. Blågrønnalgene utøver en stor påvirkning av vannkvalitet og næringskjeder i vannforekomstene.

Andelen av blågrønnalger i ettersommerens planteplanktonsamfunn øker med økende eutrofiering (se fig. 1). Innen gruppen blågrønnalger finner man imidlertid også en tydelig variasjon i forekomst i forhold til eutrofieringsgraden (fig. 2). Noen arter synes å være knyttet til oligotrofe vann og andre til eutrofe vann. Som følge av dette er det en sonering i de enkelte arters utbredelse etter eutrofieringsgradienten fra upåvirkede til sterkt påvirkede lokaliteter. De foreliggende erfaringer i Norge tilsier at det vil være mulig å benytte kvalitative og kvantitative observasjoner av blågrønnalger som et hensiktsmessig bedømmelsesgrunnlag for vurdering av biologisk vannkvalitet.

Et arbeid bør gjennomføres for å legge til rette bruken av disse muligheter her i landet. Resultatene vil danne grunnlag for anvendelsen av blågrønnalger som indikatorarter/indikatorsamfunn. I forbindelse med arbeidet med overvåking av landets vannressurser vil dette få praktisk betydning.

Gjennomføring: Arbeidet tar utgangspunkt i eksisterende rapporter om blågrønnalgenes forekomst i Norge. Et stort datamateriale foreligger ved universiteter, museer og ved NIVA. På grunnlag av dette vil det være mulig å gjøre en grov oversikt over blågrønnalgenes geografiske utbredelse og de forskjellige arters forekomst etter en eutrofigradient.

Luker i det eksisterende materialet krever supplerende prøvetaking i områder som er lite undersøkt. Supplering kan også skje ved bearbeiding av tidligere innsamlede og konserverte prøver.

Prosjektet kan gjennomføres i løpet av en 3-års periode med en årlig ramme på ca. kr. 30.000,-.

Fig. 1. Totalt algevolum og %-vis forhold mellom volumet av ulike algegrupper i 100 innsjøer basert på middelverdier av analyseresultatene.

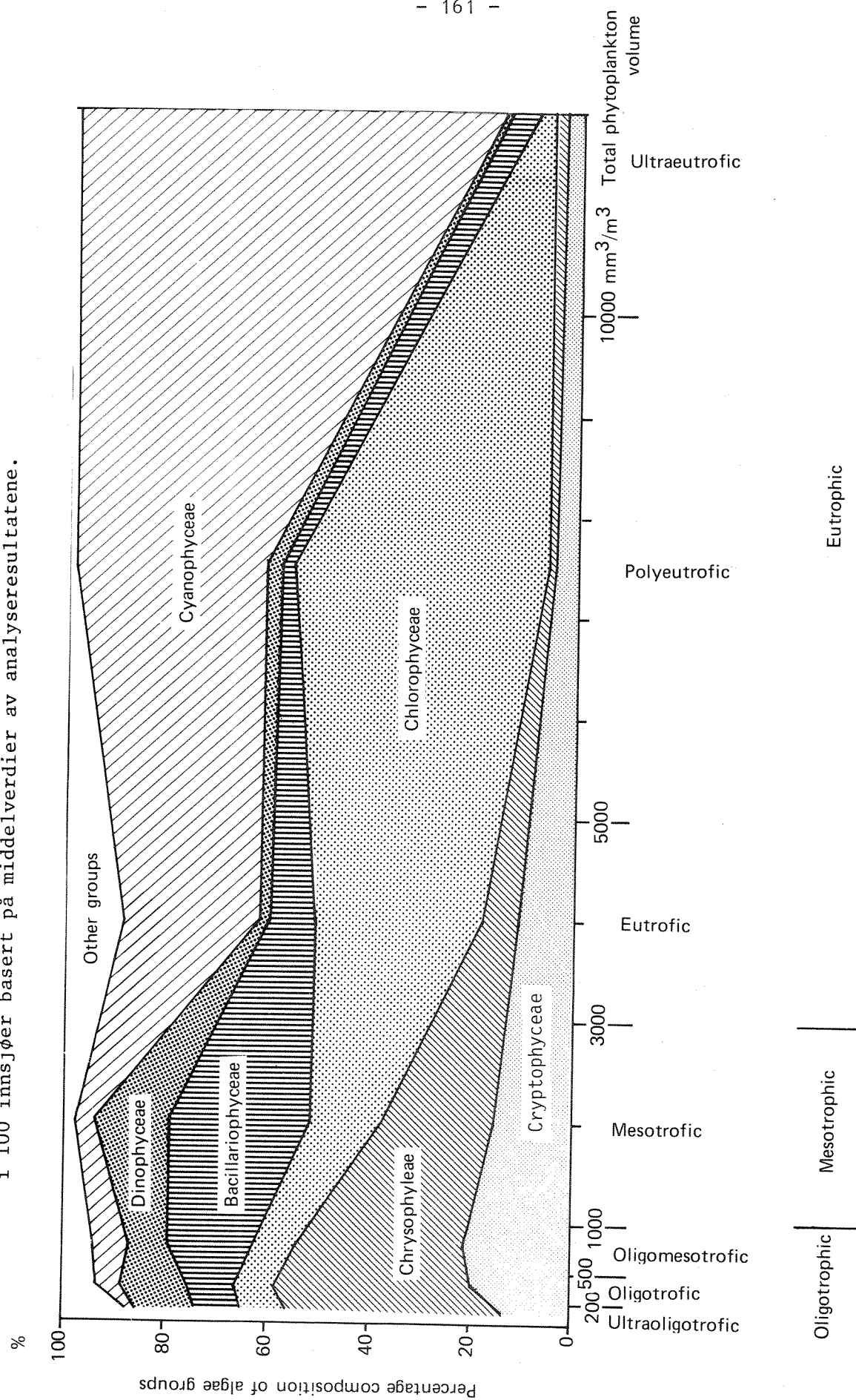
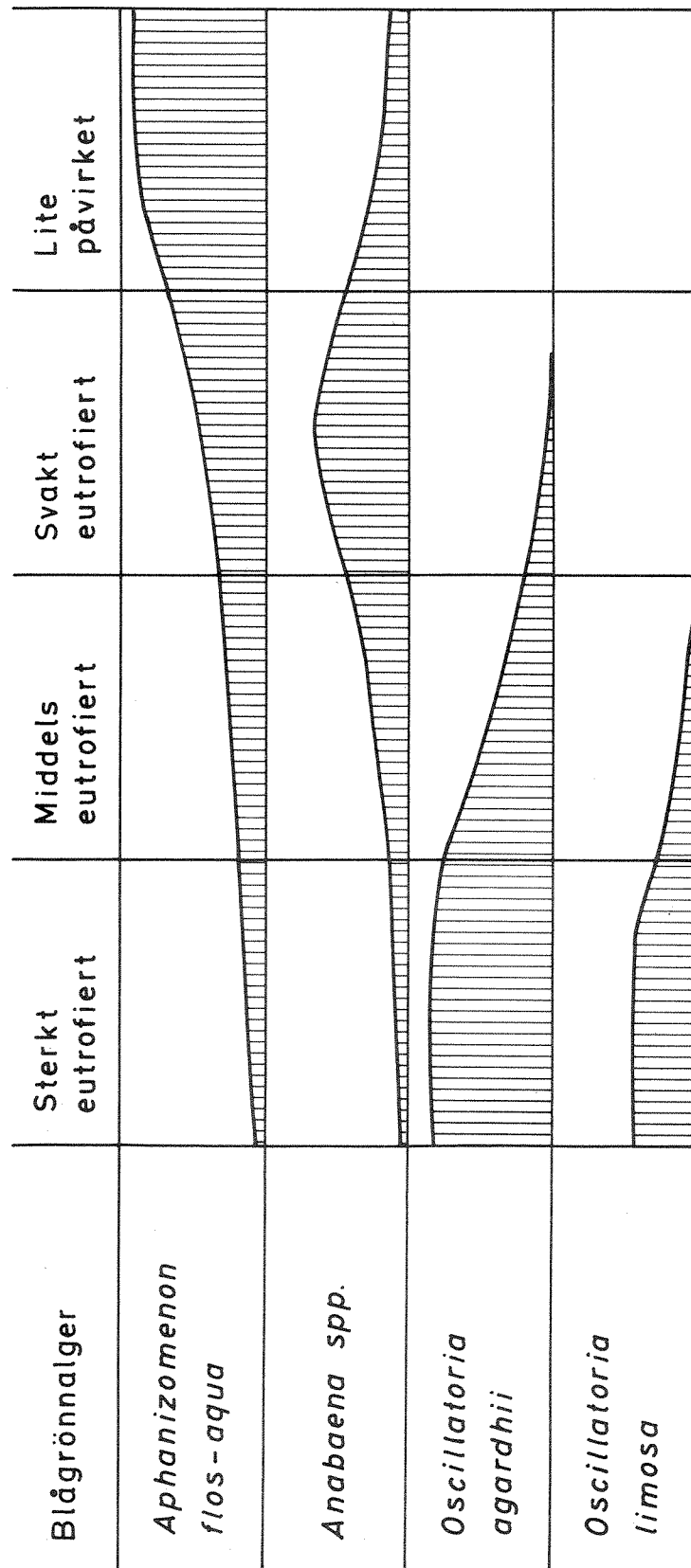


Fig. 2. Forekomst av blågrönalger i forhold til trofigrad



A8 BRUK AV KUNSTIGE SUBSTRAT VED INNSAMLING AV HVIRVELLØSE DYR I STRØM-
MENDE VANN

Mål/Begrunnelse: Et stort problem ved biologisk prøvetaking er å finne økologiske sammenlignbare stasjoner. Dette begrenser seg ikke bare til å finne prøvetakingssteder med sammenlignbare fysisk-kjemiske karakteristika, men også muligheten for prøvetaking (prøvetakbarhet), og avstanden mellom prøvetakingsstedene er vesentlig for å få gode sammenlignbare data.

Ved undersøkelse av bunnfaunaen i rennende vann er det store metodiske problemer. Disse øker med vannmengde og strømhastighet, der substrat og dyp ofte hindrer en i å bruke de vanligste prøvetakerne (Ekman-, Surber-, Neill-, Kajakhentere). Det er ønskelig å komme frem til en metode for innsamling av dyr som er mer kvantitative enn den som i dag ofte benyttes (kfr. kap. 22.1). Bruk av innretninger med artifisielle substrat, som legges ut der det er ønskelig og som sikrer like habitat, kan være løsningen. Metoden gir mulighet for bedre å kunne sammenligne makrovertebratsamfunnene på forskjellige steder i vassdraget, eller på et bestemt sted gjennom tid. Metoden er ikke ny, men har fått stor anvendelse i den senere tid bl.a. i overvåkingssammenheng. Metoden er videre rask i felt og gir prøver som er hurtig å bearbeide.

Prosjektbeskrivelse: En vil ta kontakt med institusjoner/forskere for å orientere seg om eksisterende opplegg og metoder, hvor artifisielle substrat nyttes ved innsamling av makrovertebrater for bedømmelse av vannkvalitet. Videre vil et litteraturstudie gjennomføres. På bakgrunn av den kunnskap en da har samlet vil enkle forsøk bli utført i felt for å vinne erfaring med metode og apparatur. Metoden standardiseres, beskrives og testes i forhold til de metodene som er i bruk ved instituttet i dag.

Omkostninger:

Innsamling av informasjon og utstyr. Detaljplanlegging	kr. 25.000,-
Feltforsøk	" 30.000,-
Bearbeidelse og rapportering	" 45.000,-
	<hr/>
	kr. 100.000,-

A9 SPHAGNUM I ELVER OG INNSJØER - EN MULIG FORSURNINGSINDIKATOR

Problemstilling

Svenske undersøkelser (Grahn 1977) har vist at spredning av torvmoser (*Sphagnum* spp.) kan være en bivirkning av forsurening.

Lite er kjent om forekomst av moser i norske innsjøer og elver. Sporadiske undersøkelser foretatt av NIVA viser at slekten *Sphagnum* ofte opptrer på dypt vann i innsjøer. Det kan nevnes at *Sphagnum subsecundum* v. *inundatum* vokser ned til 15m dyp i Otravassdragets innsjøer.

I dette vassdraget er det en klar tendens til økende *Sphagnum*-forekomst lengst ned, nettopp i det samme området hvor forsurening gjør seg sterkest gjeldende.

Økende forekomst av *Sphagnum* har flere konsekvenser for økosystemet som blir berørt.

Grahn (1977) peker bl.a. på følgende:

- utkonkurrering av *Isoëtes* (brasmegras)-samfunn;
- opphopning av detritusmateriale, sopp m.v. på bunnen;
- redusert nedbrytning av organisk materiale;
- *Sphagnum* virker som ionebytter, og sender ut H^+ i vannmassene når metallioner tas opp;
- tette *Sphagnum*-matter gir ugunstige vilkår for bunndyr, og influerer dermed fiskeforholdene indirekte.

Den svenske undersøkelsen er utført i Bohuslän og Värmland. Over perioden 1967-1974 er det påvist stor økning i *Sphagnum*-forekomstene.

Ved hjelp av undervanns-stereofotografering og permanente referansepunkter på bunnen kan tidsvariasjoner i biologiske samfunn studeres kvantitativt (Rørslett m.fl. 1978).

Sphagnum er velegnet til dette formålet, fordi torvmassene lett identifiseres i bildematerialet.

Forslag til undersøkelse:

Tidsutvikling av *Sphagnum* i noen innsjøer bør følges gjennom flere år. Det er hensiktsmessig å velge ut 2 innsjøer på Sørlandet i et forurningsområde. En tredje innsjø, utenfor forurningsområdet bør tas med som kontroll.

I hver innsjø settes det opp 1-2 serier med referansepunkter på bunnen, ned til minst 15m dyp. Tilstanden på referansepunktene dokumenteres med stereofotografering. En årlig serie vil være tilstrekkelig, dersom fotografering skjer tidlig i august måned.

Bildedata bearbeides og lagres på EDB for detaljanalyse.

Som undersøkelsesobjekt er Otravassdraget velegnet, her er NIVA involvert i undersøkelser og f.eks. vannkjemi-data blir tilgjengelig uten merkostnader. Dessuten har Otravassdraget en klar pH-gradient fra øverst til nederst mens vannkjemien ellers varierer lite (ned til Vennesla).

Egnede innsjøer (der forekomst av *Sphagnum* er kjent) er følgende:

- Hartevatn (ikke påvirket av forurning)
- Kilefjord (noe " " ")
- Venneslafjord (mer " " ")

NIVAs foreløpige data antyder at *Sphagnum*-forekomsten i disse innsjøene tiltar fra Hartevatn til Venneslafjord.

Kostnadsoverslag

Første års kostnader må dekke etablering av referansepunkter i de aktuelle innsjøene. Erfaringsmessig er dette noe tidkrevende.

1. år: Etablering av referansepunkter	ca. kr. 60.000,-
2. år (og videre): Fotografering i 3 innsjøer	Pr.år " " 30.000,-
+ datalagring og analyse	

For en 5-års periode blir kostnadsoverslaget:

1. år	Etablering	kr. 60.000,-
2-5 år	Fotografering & dataanalyse	" 120.000,-
5. år	Sammenstilling & rapportering	" 50.000,-
Totalt for 5 år		<hr/> " 230.000,- <hr/>

Det kan diskuteres om tidsrommet for en slik undersøkelse bør være lengre eller kortere enn 5 år.

Det er også mulig med andre opplegg med tilsvarende siktemål. Eksempelvis kunne man undersøke forekomsten av *Sphagnum* i et utvalg innsjøer med tilnærmet samme forhold i de tilhørende nedbørfelter, men forsuret i forskjellig grad.

Referanser

Grahn, O., 1977: Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances.

Water, Air & Soil Pollution 7: 295-305.

Rørslett, B., Green, N.W., Kvalvågnæs, K., 1978: Stereophotography as a tool in aquatic biology.

Aquatic Botany 4: 63-69.

A10 SUPPLERENDE STEREOFOTOGRAFERING AV HARDBUNNSAMFUNN I FRIERFJORD-
OMRÅDET

Stereofotografering av hardbunnsamfunn som overvåkingsmetode har blitt utført i Frierfjordområdet overvåkingsprogram 1976 - 1978. Det er derimot ikke planlagt stereofotografering i Frierfjordområdet i årene 1979 - 1982. Da man har data fra 1976 og ut 1978, er det meget fordelaktig å fortsette med fotografering i de følgende år. (Etter planen vil man i 1983 og 1984 fortsette fotograferingen innen rammen av overvåkingsprogrammet). Med observasjoner også i de 4 mellomliggende år vil man få et svært godt grunnlag for å bedømme stereofotografering av marine hardbunnsamfunn som rutinemetode i overvåking.

Resultatene hittil inneholder mange verdifulle opplysninger som f.eks. virkning av lavt oksygeninnhold på fastsittende dyr (NIVA 1979), men denne metoden er ny, og videre utvikling og utprøving er derfor ønskelig. Dette gjelder såvel feltarbeid som bildeanalyser og -databehandling.

En viktig fordel ved metoden er at man kan studere organismesamfunn i sine naturlige omgivelser og derigjennom komme til å forstå de økologiske relasjonene i sjøen bedre. Et stadig problem er at mange av de artene som blir fotografert sjelden har blitt studert *in situ* tidligere og at deres autoøkologi er lite forstått.

Prosjektet går i første omgang bare ut på innsamling av prøver til videre bearbeidelse og referanse. I 1979-1982 er det planlagt fire hydrografiske tokt pr. år. Det er derfor ønskelig at det i dette prosjektet blir utført like mange tokt. To av de fem stereostasjonene er valgt ut: Stasjon F-2 Saltbua og F-4 Risøyodden (fig. 1). Disse stasjonene er stort sett like i topografi. Stasjon F-2 ligger innenfor Breviksterskelen og F-4 ligger utenfor. Forurensningsbelastningen er mye sterkere på F-2 enn på F-4.

Omkostninger:

Feltarbeide, 4 år	kr 120.000,-
Avsluttende bearbeidelse og rapportering	" 70.000,-
	<hr/>
	kr. 190.000,-

Referanse:

NIVA, 1979 (i trykk) 0-129/76 Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skiensselva. Årsrapport for 1977. Saksbehandler: Brage Rygg.

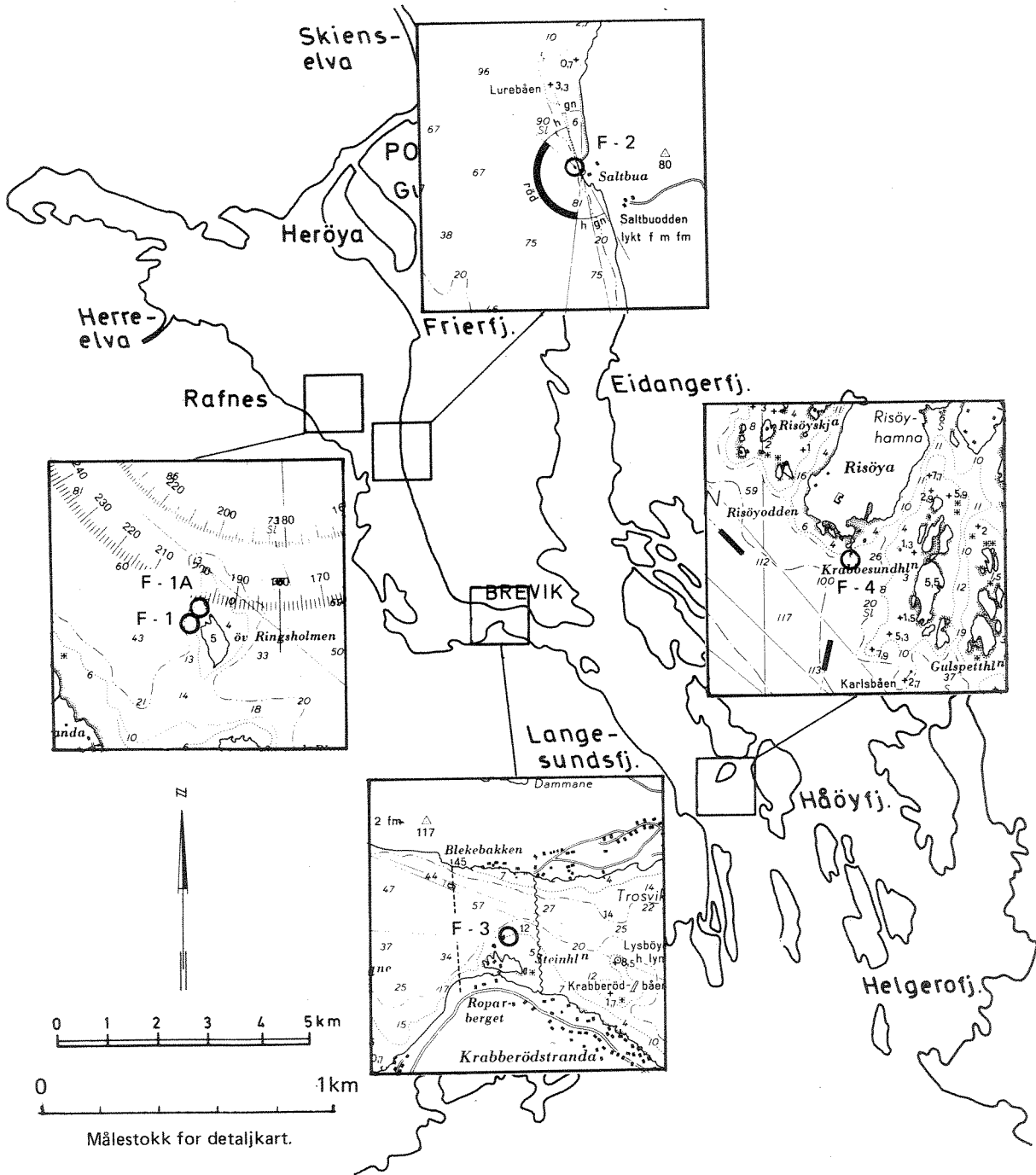


Fig. 1. Stereofotostasjonene i Grenlandsfjordområdene.

A11 VIDERE UTPRØVING AV METODER TIL BESKRIVELSE AV MARIN BLØTBUNNSFAUNA
FOR OVERVÅKINGSFORMÅL

Om anvendeligheten av bløtbunnsfaunaobservasjoner henvises til metodebeskrivelsen i kap. 29 foran.

Innsamling

Fangstegenskapene til forskjellige redskaper bør undersøkes nærmere. Et redskap bør være minst mulig selektivt, dvs. det bør gi et riktig bilde av det innbyrdes mengdeforhold mellom artene. En corer med fri vanngjennomstrømning på nedtur oppfyller antagelig dette kravet. For å bedømme andre typer redskaper (i første rekke grabber), kan det gjøres sammenlignende undersøkelser der corerresultatene brukes som referanse. Dette bør gjøres på noen forskjellige bunntyper. For å få et godt statistisk materiale må det tas mange replikater med hvert redskap.

En annen problemstilling er å finne hvilket replikatantall som er nødvendig for å omgå problemet med ujevn fordeling av dyrene på bunnen. Det bør også undersøkes hvor stort prøvemateriale som behøves for å få representert de fleste artene på stedet.

Resultatene vil gi grunnlag for å fastslå hvilke prøvestørrelser og replikatantall som er mest hensiktsmessige.

Databehandling og tolkning

Egnete statistiske metoder bør utprøves. Den metoden som bl.a. er fremhevet av professor Gray ved institutt for marinbiologi og limnologi ved Universitetet i Oslo, baserer seg på registrering av forholdet mellom de ulike arters individtall. I et artsrikt organismsamfunn som er i likevekt forventes en lognormal fordeling av artenes individtall. Avvik fra den lognormale fordeling inntreffer når opportunistiske arter øker sitt individantall og erstatter eller fortrenger mindre tolerante arter (fig. 1).

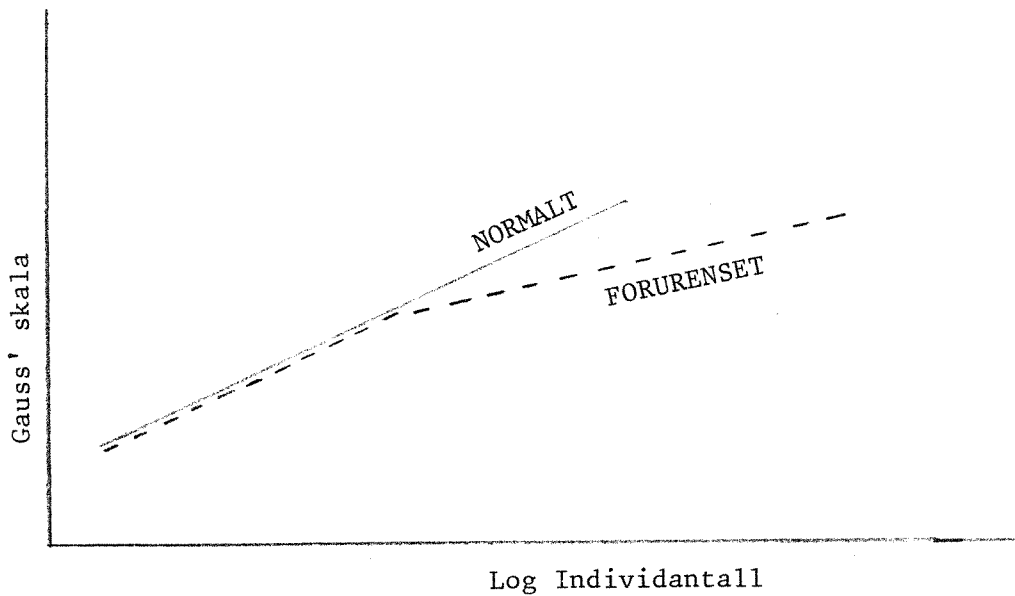


Fig. 1. Kumulativ % av artene fra art nr. 1 til art nr. S, rangert etter økende individantall.

Ved plotting på logaritmisk sannsynlighetspapir opptrer den kumulative lognormale kurven som en rett linje. Ved avvik fra lognormal fordeling, forårsaket av forstyrrelser i organismesamfunnet, opptrer knekk på den rette linjen.

Metoden krever store og artsrike prøver, men synes å være robust og ha god utsagnskraft og generell anvendelighet. I saltvann representerer bløtbunnsfaunaen det artsrikeste organismesamfunn, og innsamlingen er enkel. Bearbeidelse og artsbestemmelser er imidlertid tidkrevende.

Det er ønskelig å teste metoden på noen store bløtbunnsfaunaprøver fra lokaliteter med ulik forurensningsgrad. Hvis den viser seg brukbar, kan metoden benyttes til å følge med i utvikling over tid på nærmere bestemte overvåkningslokaliteter.

Materiale foreligger bl.a. fra Vefsnfjorden. På to stasjoner ble det tatt 15 grabbprøver i stedet for ordinært 5. Det er ønskelig med midler til å bearbeide disse ekstra prøvene. I tillegg vil det være ønskelig med et par store prøver fra en sterkere forurenset fjord, f.eks. Frierfjorden eller Saudafjorden. De bløtbunnsfaunaprøver som hittil er innsamlet ved instituttet

har vist seg å være litt for små for en skikkelig evaluering av Grays metode.

I arbeidet med å finne fram til gode indikatorarter eller indikatorgrupper er ennå mye ugjort. Mye kan antagelig hentes fra datamateriale som allerede foreligger fra forskjellige steder, men feltundersøkelser med dette problemet for øye er fremdeles nødvendig. Siktemålet er å finne fram til mest mulig forenklede, men likevel holdbare indikatorsystemer. Dette ser ut til å være innen rekkevidde. Det er f.eks. en forbausende likhet i bløtbunnsfauna fra Iddefjorden, Frierfjorden og indre Oslofjord, som alle er belastet med organisk forurensning.

Omkostninger

Det som er foreslått ovenfor kan utføres innen et opplegg av 1-1½ års varighet. En del av arbeidet kan gjøres på materiale som allerede er innsamlet, ved litteraturstudier, kontakt med andre institusjoner osv. Men det forutsettes også en god del nytt feltarbeide. Arbeidets omfang er beregnet til 750 persontimer og en omkostning på kr 175.000,- inklusive rapportering. Arbeidet kan imidlertid splittes opp. Den delen som angår testing av "Grays metode" på innsamlet materiale og tilleggsprøver fra Frierfjorden og Saudafjorden er kalkulert til kr 100.000,-.

Referanser

Gray, J.S. & Mirza, F. A method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, (under trykking).

Holme, N.A. & McIntyre, A.D., 1971: Methods for the study of marine benthos. *International Biological Programme*, Handbook nr. 16.

A12 UTARBEIDELSE AV NØKLER TIL REGISTRERING AV FASTSITTENDE MARINE ALGER
VED FLYFOTOGRAFIER. (FORPROSJEKT).

Mål: Få frem et sett av nøkler til bestemmelse av artsbestander, samfunns-
typer og mengder av fastsittende marine alger ut fra flyfotografier med
infrarød falskfargefilm.

Begrunnelse: Identifikasjon av algebestander på basis av flyfotografier
vil ha stor potensiell anvendelse innen vannressursovervåking og ressurs-
kartlegging. Ved siden av å forene dokumentasjon med datalagring gir fly-
observasjoner muligheter for nærmest samtidig dekning av store arealer.

Prosjektbeskrivelse: Det velges ut et mindre antall områder (stasjoner)
med store bestander av de mest aktuelle artene eller gruppene, bl.a. grønn-
alger, grisetang, blæretang, sagtang, fingertare og stortare, eventuelt
også sprøytsonens blågrønnalgebelte. Områdene bør helst ha veldefinerte
soner av de nevnte arter og forholdsvis stor forskjell mellom flo og fjære.
Fortrinnsvis søkes en fjord eller mindre kyststrekning der alle vegeta-
sjonstyper er representert. De valgte områdene underkastes nøyaktige felt-
undersøkelser resulterende i vegetasjonskart som viser utbredelse og
grenser for de enkelte arter eller algesamfunn. Områdene fotograferes i
målestokkene 1:1000, 1:5000 og 1:20000. Etter jevnføring av vegetasjons-
kartene med flyfotografiene søkes utarbeidet identifikasjonsnøkler.

Omkostninger

Detaljplanlegging, utvelgelse av undersøkelsesområdet og stasjoner	kr. 20.000,-
Flyfotografering	" 35.000,-
Markundersøkelser	" 30.000,-
Bearbeidelse og rapportering	" 25.000,-
	<hr/>
	kr. 110.000,-
	=====