

RAPPORT LNR 3640-97

**E**valuering av  
Langtidsprogram for  
overvåking av  
miljøforholdene i  
kystvannet i Bohuslän



Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

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

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Evaluering av Langtidsprogram for overvåking av miljøforholdene i kystvannet i Bohuslän	Løpenr. (for bestilling) 3640-97	Dato 1997.04.10
	Prosjektnr. Undernr. O-96185	Sider Pris 126
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Braaten, Bjørn Hylland, Ketil Johnsen, Torbjørn M.  Magnusson, Jan Knutzen, Jon Moy, Frithjof Schaanning, Morten T. Walday, Mats	Fagområde Generelle marine undersøkelser	Distribusjon
	Geografisk område Sverige	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund (VVF O-län)	Oppdragsreferanse J.nr. 1777/96
---	------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>NIVA har evaluert langtidsprogrammet for miljøovervåking som gjennomføres av VVF O-län langs Bohuslän-kysten. Evalueringen skal danne et av grunnlagene for revisjon av programmet i 1997. Programmet er meget omfattende i målsetning og elementer. De 11 delprogrammene dekker i prinsipp alle hovedelementene man normalt vil inkludere i et kystovervåkingsprogram. Kvaliteten på undersøkelsene er ikke i særlig grad dokumentert i de tilgjengelige rapportene fra programmet, men synes med enkelte unntak å være tilfredsstillende for formålet. Evalueringen har resultert i en rekke forslag til endringer i prøvetakingsdesign og parametervalg for flere av delprogrammene, og også anbefalinger om bedre koordinering mellom grupper av delprogrammer med hensyn til sted og tid for prøvetaking, databehandling og rapportering. Det er et stort potensiale for øket informasjonsutbytte fra eksisterende data via mer avansert statistisk analyse og integrert databehandling på tvers av delprogrammene. Det anbefales at det gjøres en omfattende integrert analyse av alle data fra programmets første 5 år.</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Kystovervåking</li> <li>2. Evaluering</li> <li>3. Overvåkingsstrategi</li> <li>4. Overvåkingskvalitet</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Coastal monitoring</li> <li>2. Evaluation</li> <li>3. Monitoring strategy</li> <li>4. Monitoring quality</li> </ol>
---	--

  
Torgeir Bakke  
Prosjektleder

ISBN 82-577-3200-1

  
Bjørn Braaten  
Forskningsjef

**Main Office**

P.O. Box 173, Kjelsås  
N-0411 Oslo  
Norway  
Phone (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Regional Office, Sørlandet**

Televeien 1  
N-4890 Grimstad  
Norway  
Phone (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Regional Office, Østlandet**

Sandvikaveien 41  
N-2312 Ottestad  
Norway  
Phone (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Regional Office, Vestlandet**

Nordnesboder 5  
N-5008 Bergen  
Norway  
Phone (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
N-9000 Tromsø  
Norway  
Phone (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Title Evaluation of the long term programme for monitoring of the environmental conditions in the coastal waters of Bohuslän	Serial No. 3640-97	Date 1997.04.10
	Report No. Sub-No. O-96185	Pages Price 126
Author(s) Bakke, Torgeir Braaten, Bjørn Hylland, Ketil Johnsen, Torbjørn M. Magnusson, Jan Knutzen, Jon Moy, Frithjof Schaanning, Morten T. Walday, Mats	Topic group General marine surveys	Distribution
	Geographical area Sweden	Printed NIVA


Client(s) Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund (VVF O-län)	Client ref. J.nr. 1777/96
--	------------------------------

Abstract NIVA has evaluated the long term environmental monitoring programme conducted by VVF O-län along the coast of Bohuslän. The evaluation shall form basis for revision of the programme in 1997. The programme is very comprehensive in aims and elements involved, and the 11 individual subprogrammes cover in principle all the main aspects one would normally include in a coastal monitoring programme. The quality of surveys carried out is not documented to any detail in the reports available from the programme, but appears with some exceptions to be satisfactory for the purposes. The evaluation has resulted in a set of amendments in sampling design and parameters for several of the subprogrammes, and also recommendations for closer coordination among groups of subprogrammes concerning sampling sites and time, and data treatment and reporting. The potential is great for increased information output from already generated data, through more sophisticated statistical analysis and integrated data treatment across the subprogrammes. A comprehensive integrated analysis of all data from the first 5 years of the programme is recommended.
--

4 keywords, Norwegian 1. Kystovervåking 2. Evaluering 3. Overvåkingsstrategi 4. Overvåkingskvalitet	4 keywords, English 1. Coastal monitoring 2. Evaluation 3. Monitoring strategy 4. Monitoring quality
---	--

  
Torgeir Bakke  
Project manager

ISBN 82-577-3200-1

  
Bjørn Braaten  
Head of research department

Evaluering

av

**Langtidsprogram for overvåking av miljøforholdene  
i kystvannet i Bohuslän**

Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund

## Forord

Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund (VVF) inviterte Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i brev av 15. mars 1996 til å utarbeide tilbud på en evaluering av forbundets overvåkingsprogram i Bohusläns kystområde. NIVAs tilbud på arbeidet ble oversendt 15. april 1996, og NIVA ble tildelt oppdraget i kontrakt av 2. juli 1996. Prosjektperioden har vært fra kontraktsinngåelse til ferdigstilling av rapport 15. januar 1997, senere forlenget gjennom muntlig avtale til ut april 1997.

Det har vært avholdt 5 møter mellom VVF og NIVA under prosjektets gang:

- \* 25. juni 1996, diskusjon om arbeidsomfang og rapportgrunnlag
- \* 25. oktober 1996, presentasjon av foreløpige prosjektresultater
- \* 11. november 1996, møte med VVFs referansegruppe
- \* 4. februar 1997, presentasjon av endelig evaluering
- \* 24. - 25. mars 1997, avsluttende rapportdiskusjon.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært sekretær Pege Schelander, VVF. Prosjektansvarlig hos NIVA har vært forskningsleder Torgeir Bakke. Følgende fagpersoner ved NIVA har hatt ansvar for gjennomføring av evalueringen:

Forsker Jan Magnusson:	Delprogram Hydrografi
Avdelingssjef Torbjørn Johnsen:	Delprogram Plankton
Seniorforsker Jon Knutzen:	Delprogram Miljøgifter i organismer
Forsker Morten Schaanning:	Delprogram Miljøgifter og næringsemner i sediment
Forskningsleder Torgeir Bakke:	Delprogrammer Bløtbunnsfauna og Mobil epifauna
Forsker Mats Walday:	Delprogram Hardbunnsfauna
Forsker Frithjof Moy:	Delprogram Makroalger
Forskningsssjef Bjørn Braaten:	Delprogram Fisk og Toxinkontroll i muslinger
Forsker Ketil Hylland:	Delprogram Radioaktivitet
Prosjektsekretær Liv Berg:	Teknisk rapportredaksjon
Forskningsssjef Jens Skei:	Intern kvalitetskontroll

Oslo, 10. april 1997.

  
Torgeir Bakke  
prosjektleder

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1. INNLEDNING</b>	<b>13</b>
1.1 Bakgrunn og målsetning	13
1.2 Grunnlag for evalueringen	14
<b>2. EVALUERING AV DELPROGRAMMENE</b>	<b>15</b>
2.1 Hydrografi/hydrokjemi	15
2.1.1 Bakgrunn og målsetning	15
2.1.2 Programmets struktur i forhold til VVFs målsetning	18
2.1.3 Databehandling og rapportering	30
2.1.4 Forholdet til internasjonale programmer	32
2.1.5 Konklusjoner	33
2.2 Plankton	40
2.2.1 Programmets innhold og gjennomføring	40
2.2.2 Sammenheng mellom målsetning og utførelse	40
2.2.3 Konklusjoner og anbefalinger	42
2.2.4 Sluttkommentar	43
2.2.5 Konklusjoner	43
2.3 Miljøgifter i organismer	44
2.3.1 Datagrunnlag	44
2.3.2 Programmets innhold og gjennomføring	44
2.3.3 Konklusjoner og anbefalinger	54
2.4 Miljøgifter og næringsemner i sediment	55
2.4.1 Datagrunnlag	55
2.4.2 Programmets innhold og gjennomføring	56
2.4.3 Konklusjoner og anbefalinger	64
2.5 Bløtbunnsfauna	68
2.5.1 Datagrunnlag	68
2.5.2 Programmets innhold og gjennomføring	68
2.5.3 Konklusjoner og anbefalinger	73
2.6 Hardbunnsfauna	73
2.6.1 Datagrunnlag	73
2.6.2 Programmets innhold og gjennomføring	73
2.6.3 Konklusjoner og anbefalinger	81
2.7 Grundtområde-fauna (mobil epifauna)	83
2.7.1 Datagrunnlag	83
2.7.2 Programmets innhold og gjennomføring	84
2.7.3 Konklusjoner og anbefalinger	88
2.8 Makroalger (benthisk flora)	89
2.8.1 Datagrunnlag	89
2.8.2 Programmets innhold og gjennomføring	89
2.8.3 Konklusjoner og anbefalinger	93

---

2.9 Fisk	96
2.9.1 Bakgrunn, målsetning og innhold	96
2.9.2 Evaluering	97
2.9.3 Konklusjon	100
2.10 Radioaktivitet	100
2.10.1 Mål, design og metoder	100
2.10.2 Tolkning av resultatene	101
2.10.3 Generell vurdering	101
2.11 Toxinkontroll av muslinger	101
2.11.1 Bakgrunn, målsetning og innhold	101
2.11.2 Programmets struktur i forhold til VVFs målsetning	102
2.11.3 Konklusjon	103
<b>3. SAMLET EVALUERING</b>	<b>104</b>
3.1 Programmets omfang og geografiske dekning	104
3.2 Kvalitetskontrollrutiner	104
3.3 Resultatbearbeidelse	104
3.4 Harmonisering mellom delprogrammer og potensiale for integrert data-analyse	105
3.4.1 Hydrografi - planteplankton - toxinkontroll	105
3.4.2 Miljøgifter i organismer og sedimenter - fiskehelse	106
3.4.3 Sedimenter - bløtbunnsfauna	106
3.4.4 Hardbunnsfauna - makroalger	107
3.4.5 Harmonisering mellom resipientvariable og utslippsdata for miljøgifter	108
3.5 Generelle anbefalinger ved revisjon av programmet	108
<b>4. SAMLET MILJØSTATUS FOR BOHUSLÄNS</b>	
<b>KYSTOMRÅDE</b>	<b>110</b>
<b>5. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER</b>	<b>113</b>
<b>6. REFERANSER</b>	<b>115</b>
<b>VEDLEGG</b>	<b>122</b>

---

## Sammendrag

1. På oppdrag fra Göteborg och Bohus läns Vattenvårdsförbund (VVF) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) gjennomført en evaluering av VVFs igangværende overvåkingsprogram for kystområdene i Göteborg og Bohus län. Overvåkingsprogrammet består av 11 delprogrammer som dekker ulike deler av det marine miljø og har ulik plan for gjennomføring. Evalueringen skal danne et av grunnlagene for en revisjon av programmet i 1997.
2. Evalueringen skal fastslå hvorvidt undersøkelsene dekker VVFs målsetninger, diskutere behovet for tilleggsundersøkelser og bedømme metodevalg, stasjonsplassering og arbeidets kvalitet i alle ledd. Som grunnlag for evalueringen har NIVA mottatt de rapporter som er fremkommet gjennom programmet, samt en rekke andre rapporter tilsendt fra VVF og Länsstyrelsen. Det er først gjort en evaluering av hvert enkelt delprogram for seg, hvoretter en samlet evaluering er foretatt.
3. Hydrografiprogrammet bør med mindre justeringer være godt nok for de formål VVF har. Det foreslås opprettet stasjoner nær Strömstad, i indre del av Fjällbackaskjærgården, Åbyfjorden og Hakefjorden. Stasjonen ved Riksgränsen foreslås begrenset til overflateobservasjoner, eventuelt sløyfes helt. Variabelvalget ansees som nødvendig for målsetningen, men det foreslås observasjon av uorganiske partikler og gulstoff på et utvalg stasjoner, samt enkelte kompletteringer av POC og PON analyser. Det anbefales at det gjennomføres en statistisk analyse av sentrale variable for vurdering av nødvendig observasjons-frekvens i relasjon til ønsket utsagnskraft. Årlige parallellanalyser mellom laboratoriene anbefales. Sesong-rapportene foreslås sløyfet.
4. Planktonprogrammets antall stasjoner i nære kystområder og fjorder er tilstrekkelig for målsetningen, men man bør vurdere å flytte enkelte av stasjonene. Dessuten bør det etableres en stasjon i åpen sjø. Innsamlingsfrekvensen bør differensieres og økes i vekstsesongen forslagsvis til hver 14. dag for å kunne registrere kortvarige blomstringer av giftige/potensielt giftige alger og andre endringer i artssammensetning. Programmet bør kobles tettere sammen med hydrografi-programmet, spesielt i resultatanalyse og rapportering. Programmet bør også kobles sammen med programmet på toksiner i blåskjell i stasjonsvalg, tidsplan og resultatanalyse.
5. Programmet på miljøgifter i organismer er bare foreløpig rapportert. Den planlagte fylldigere bearbeidelse bør realiseres. Omfanget av undersøkelsen er stort, prøvematerialet er tilfredsstillende dokumentert og de anvendte analysemetoder synes i hovedsaken akseptable, med unntak av at noen deteksjonsgrenser er for høye. En del tvilsomme eller feilaktige angivelser hva angår effektgrenser, bakgrunnsnivåer og konsentrasjonsfaktorer bør rettes i en mer fullstendig bearbeidelse. I fremtidig overvåking bør det differensieres mellom stoffer egnet til lokal og langsiktig regional overvåking. Flere relativt flyktige stoffer som inngår ansees bare egnet i lokal overvåking. Disse bør utelates til fordel for en i hvert fall sonderende kartlegging av dioksiner og PCBer med dioksinlignende virkning. Bortsett fra kvikksølv kan metaller i fiskefilét sløyfes. For studier av utvikling over tid er det nødvendig med individuelle analyser eller på et antall parallelle blandprøver. De valgte indikatorartene vurderes som gode, og alle unntatt ålekvabbe (tångsprell) er mye anvendt. Analyse av skrubbe bør vurderes for kobling til delprogrammene på sedimenter og fiskehelse. Generelt bør de tre delprogrammene kobles tettere sammen i stasjonsvalg, tid for undersøkelse, resultatanalyse og rapportering.
6. Programmet på miljøgifter og næringsemner i sediment dekker områder med svært varierende bunntopografi og forurensningskilder. Kvalitet på gjennomføring av delprogrammet synes god. Stasjonene reflekterer ofte kun lokale forhold, men én stasjon pr. område er for lite til at det kan trekkes statistisk signifikante konklusjoner mht. områdets tilstand. Femårig frekvens ansees som et minimum. Signifikante trender vil tidligst vise seg etter tre - fem prøveomganger, tilsvarende



15 - 25 år. Det foreslås derfor at stasjonene samles i totalt 7 regioner, hver med 3 - 6 faste stasjoner. Ved en analyse pr. stasjon fås samme antall prøver som nå, og trender bør kunne oppdages tidligere. Overvåking av flere av de organiske miljøgiftene foreslås redusert. Tributyltinn (TBT) foreslås inkludert. Kost/nytte-verdien av flere stoffgrupper bør vurderes før de innlemmes i fremtidig overvåking. Programmet gir lite bidrag til å vurdere eutrofitilstanden i områdene.

7. Resultatene fra sedimentovervåkingen og (med noen forbehold) miljøgift-overvåkingen i organismer, viser at det så langt bare er PCB, PAH/olje, TBT, kvikksølv, bly og kadmium som fremtrer i regionale overkonsentrasjoner og derfor bør med i en fortsatt regional overvåking.
8. Bløtbunnsfauna-programmet gir et viktig bidrag til beskrivelse av lokale miljøforhold. Stasjonsantallet er lite, men bør ved koordinering med andre eksisterende programmer også kunne beskrive regionale forhold. Metodevalg og kvalitet på gjennomføringen ansees være tilfredsstillende, men utvidet statistisk analyse av resultatene anbefales. Programmet bør kobles tett sammen med sedimentprogrammet både i feltinnsamling og resultatanalyse for øket informasjon om årsaker til faunaendringer.
9. Programmet på hardbunnsfauna bør videreføres uten store endringer, men en kobling til program på makroalger anbefales. Man bør inkludere flora ved opparbeidelsen av fotomaterialet fra registreringene. Dette vil avdekke samspill/konkurranse mellom alger og dyr og styrke resultatenes utsagnskraft i forhold til VVFs målsetning om deteksjon av nærings saltbelastning. Utvidet statistisk analyse som inkluderer alger, dyr, fysiske og kjemiske miljøparametre og biologiske egenskaper hos arter anbefales. Foto-overvåking av fast avmerkede arealer anbefales der nåværende opplegg gir for liten presisjon.
10. Programmet på makroalger gir et godt bilde av eutrofirelaterte miljøforhold i overflatelaget, men de stasjoner som er valgt er ikke egnet til å bestemme endringer i nedre voksegrense for algene, som ofte knyttes til eutrofi. Dersom egnede stasjoner for dette ikke finnes, anbefales at registreringene av nedre voksegrense overføres til faunaprogrammet. Det anbefales at det gjennomføres fullstendig eller forenklet faunaregistrering langs de transekter som benyttes i makroalge-programmet.
11. De to hardbunnsprogrammene dekker ulike typer hardbunnsbiotoper. Begge bør videreføres, men modifiseres slik at både alger og dyr registreres i hvert program.
12. Programmet på mobil epifauna i grunne havsviker dekker et viktig faunaelement i det kystnære marine økosystemet, med direkte relevans for oppvekstforhold for kommersielle fiskearter. Antall stasjoner synes tilfredsstillende ut fra målsetningen, og stasjonsnettets dekker både kystområdet og utvalgte fjorder. Undersøkellesmetodikken vurderes som godt standardisert. Metodikken er robust og gir god nøyaktighet i anslag av tetthet. Presisjonen er lav grunnet store fluktuasjoner i epifaunaen, men ansees tilfredsstillende for formålet. Datautnyttelsen vurderes som mangelfull, og betydelig mer informasjon bør kunne hentes ut av eksisterende data. Programmet bør samordnes bedre med registreringer av vegetasjonsforhold, spesielt masseforekomst av fintrådig alger.
13. Programmet på fiskehelse gjennomføres på skrubbe (skrubbskata) etter standard metodikk som er utarbeidet av ICES. Metoden baseres på visuell bedømmelse og er derfor svært personavhengig. Metoden er imidlertid rask, og det er mulig å få et stort datamateriale på kort tid. Den største svakheten ligger i den statistiske analysen, mangelen på referanselokalitet og på miljøgiftanalyser av skrubbe fra de aktuelle lokalitetene. Høyeste forekomsten av leverforandringer, funnet i Danafjorden, faller sammen med de høyeste verdiene av kvikksølv og organiske miljøgifter i sedimenter og organismer, men entydig årsakssammenheng kan ikke fastslås. Delprogrammet bør kobles sammen med programmet for miljøgifter i organismer. Dette bør være lett siden fiske-

programmet genererer et stort prøvemateriale av skrubbe som bør være velegnet for miljøgift-analyser.

14. Fra programmet for toxinkontroll i muslinger er det ikke sendt ut noen skriftlige rapporter om aktiviteten. Gjennomføring av programmet kan derfor ikke evalueres. En oversendt sammen-dragsrapport fra et doktorarbeid på muslingtoxiner, der deler av kontrollprogrammet er omtalt, er evaluert. Kontrollsystemet omfattet bruk av en kjemisk metode (HPLC) som har vist seg å være et meget nyttig verktøy for påvisning av diarrhé-toxin (DSP) til dels også paralytisk toxin (PSP), men forfatterne anbefaler selv en kombinasjon av kjemiske og biologiske metoder (musetest). Arbeidet viser at det er viktig å legge opp til et omfattende kontrollprogram gjennom hele året.
15. Sammenlignet med de fleste andre nasjonale og regionale overvåkingsprogrammer er VVFs program meget omfattende i målsetning og omfang. Delprogrammene dekker i prinsippet alle hovedelementer som det er naturlig å ta med i overvåking av forurensningstilstand og -utvikling i et kystvannsområde. Programmet omfatter ca. 25 stasjoner som dekkes i varierende grad i delprogrammene. Forslag til stasjonsmodifikasjoner er gitt ovenfor for enkelte delprogrammer.
16. Resultat-analysene er svært enkle i de fleste rapportene. Det er et klart potensiale for økt informa-sjonsutbytte av eksisterende data gjennom bedre statistisk analyse og behandling på tvers av delprogrammene. En omfattende integrert analyse av resultatene fra de første 5 år av program-perioden bør gjøres for å gi en helhetlig tilstandsbeskrivelse for kystområdet. Denne analysen bør også omfatte data på tilførsel og klimavariasjoner.
17. Kvalitetssikringsrutinene er i liten grad dokumentert i rapportene, selv om metodevalget for flere av programmene gir inntrykk av å være bygget på omfattende praktisk og statistisk utprøving. Det anbefales at alle rapporter inneholder et fullstendig metodekapittel som også omfatter beskrivelse og resultater av de kvalitetskontrollrutinene som er innarbeidet.
18. Evalueringen har også omfattet en kort oppsummering av miljøtilstanden i kystområdet ut fra de tilgjengelige resultatene. Resultatene indikerer en avtagende gradient i eutrofi-parametre fra land mot hav og fra sør mot nord langs kysten. Uorganisk nitrogen i overflatelaget synes å ha øket regionalt over tid, men i en periode med meget milde vintre og enkelte år med store tilførsler fra Tyskebukta (f.eks. 1995). Måleseriene er for korte til å fastslå om dette er en reel langsiktig trend. Analyser av oksygen i bassenger har vist negative trender i observasjoner fra 1960 til 1991, men være statistisk signifikant for en stasjon i Gullmarn.
19. Ingen større oppblomstringer av toksiske alger er registrert. Overvåkingen av alge- og dyresamfunn på hard- og bløtbunn har avdekket enkelte lokalt påvirkede områder, f.eks. Havstensfjord og Brofjorden, men ingen klar regional endring. Miljøgiftundersøkelsene i sedimenter og organismer har også avdekket lokalt belastede områder, f.eks. Danafjord. Det er videre registrert regionale overkonsentrasjoner av PCB, PAH/olje, TBT, kvikksølv, bly og kadmium. Danafjord er eneste område med forhøyet forekomst av skade (leverforandringer) på skrubbe.

## Summary

1. The Norwegian Institute for Water Research (NIVA) has, on contract from the Göteborg och Bohus läns Vattenvårdsförbund (VVF), Uddevalla, Sweden, performed an evaluation of the environmental monitoring Programme conducted by VVF along the coast of the Gothenburg and Bohus County. The monitoring Programme consists of 11 independent subprogrammes covering various element of the marine environment. The evaluation shall form part of the background for a revision of the Programme in 1997.
2. The evaluation shall assess to what extent the surveys fulfill the aims of VVF for the monitoring, discuss the need for supplementary investigations, and also assess the choice of procedures, station layout, and total quality of the work performed. As basis for the evaluation NIVA has received all reports produced by the Programme, as well as several other relevant reports procured by VVF and the County Administration (Länsstyrelsen). First step in the evaluation has been to assess each subprogramme individually, followed by an overall evaluation of the total Programme.
3. With only minor adjustments the hydrography subprogramme is considered sufficient to meet the aims of VVF. Establishment of new stations is proposed at Strömstad, the inner part of the Fjällbacka archipelago, Åbyfjord and Hakefjord. It is also proposed that the station at the Norwegian-Swedish border is omitted, or at least reduced to surface sampling only. The parameters included in the subprogramme are considered necessary for the purpose. Analysis of inorganic particles and humic substances ('gelbstoff'), as well as introductory analyses of particulate organic carbon and nitrogen (POC, PON), is proposed for a selected set of stations. Statistical analysis to determine the optimal frequency of observation should be performed for the most important parameters. Annual parallell analyses between the laboratories involved are recommended. It is also proposed that the seasonal reports are omitted.
4. The number of stations in the plankton subprogramme is sufficient for the purpose, but one should consider moving some of the stations. In addition the establishment of one offshore station is proposed. The sampling frequency should be differentiated with biweekly surveys in the spring growing season in order to cover shorter blooms of toxic or potentially toxic algae as well as other changes in species composition. The subprogramme should be more closely coupled to the subprogramme on hydrography, in particular concerning analysis and reporting of results. Coordination with respect to station position and timing to the subprogramme on mussel toxins is also proposed.
5. Only a provisional report has been made from the subprogramme on micropollutants in organisms. Production of a complete report is recommended. The scope of the survey is extensive, and the sampling activity is well documented. The analytical procedures applied seem acceptable, except for some detection limits which are too high. Some questionable figures on limits of effects, background levels and bioconcentration factors should be verified or corrected in a more complete treatment. In future monitoring one should differentiate between substances appropriate for local versus longterm, regional monitoring. Several relatively volatile substances included are only applicable in local monitoring. The should be replaced by an introductory survey of dioxins and PCPs with dioxin-like effects. Except for mercury one may also omit metals in fish muscle. For studies of trends in time, analyses of single individuals or of a number of parallel pooled samples is necessary. The choice of indicator organisms is good, and all except the blenny (*Zoarches viviparus*) are frequently used. Analysis of the flounder (*Platichthys flesus*) should be considered as a coupling to the subprogrammes on sediments and on fish pathology. In general these three subprogrammes should be more closely connected concerning choice of stations, timing, analysis of results and reporting.

6. The subprogramme on micropollutants and nutrients in sediments covers sites which vary strongly in topography and pollutant sources. The total survey quality of the subprogramme appears good. The stations themselves reflect in general only local conditions. With only one station in each area, statistically based conclusions about environmental state cannot be drawn. The present sampling frequency of every 5th year is considered a minimum. Significant trends will only show up after 3-5 surveys, i.e. in 15-25 years time. It is therefore recommended that the stations are arranged in 7 regions, each with 3-6 fixed stations. One analysis per station will give the same number of samples as in the present design, but any trends would be detected sooner. Reduced monitoring of several of the organic micropollutants is proposed. Tributyl tin (TBT) should be included. A better cost-benefit analysis should be presented for several groups of compounds, before they are included in the future monitoring. The subprogram gives only a small contribution to aid the assessment of the eutrophication state of the coastline.
7. The results from the sediment monitoring and to some extent the monitoring of levels in organisms show that so far only PCB, PAH/oil, TBT, mercury, lead, and cadmium show elevated concentrations on a regional scale. These are therefore the only obvious candidates to include in the future regional monitoring.
8. The subprogramme on soft bottom fauna gives an important contribution to the description of local environmental conditions. The number of stations is low, but together with other ongoing programmes a satisfactory description of regional conditions should be achieved as well. The applied procedures and the quality of the surveys are considered appropriate, but extended statistical analysis of the results is recommended. The subprogramme should be more closely coordinated with the subprogramme on sediments concerning both sampling and data analysis, in order to facilitate explanation of fauna changes.
9. The programme on hard bottom fauna should be continued without significant procedural changes. A coupling to the subprogramme on macroalgae is strongly recommended. Identification of macroflora should be included in the analysis of the photographic material from the sampling surveys. This will give information on the algal-fauna interaction, and thus strengthen the conclusions in relation to one of the VVF aims: detection of effects of eutrophication. Extended statistical analysis is recommended, combining data on fauna, flora, hydrophysical and -chemical conditions, and also known biological characteristics of the important species. Fixed site photographic registration is recommended for any stations where the natural variability is too large to give satisfactory precision with the present method.
10. The subprogramme on macroalgae should give a good documentation of surface related eutrophication effects, but the stations chosen are unsuitable for assessing the depth distribution of the macroalgae, which is often tied to eutrophication. If suitable stations cannot be established, it is recommended that this aspect of the subprogramme is transferred to the subprogramme on hard bottom fauna. A complete or at least a simplified fauna registration should be performed along the transects used in the macroalgal subprogramme.
11. The two subprogrammes on hard bottoms cover different types of biotopes. Both should be continued, but modified so that both cover fauna and flora registration.
12. The subprogramme on mobile epifauna in shallow bays covers an important element of the coastal ecosystem, with direct relevance to the aspect of recruitment conditions for commercial fish stocks. The number of stations is considered sufficient for the purposes, and the stations cover both coastal and fjord environments. The survey procedure is well standardized, robust and gives good accuracy in the assessment of abundances. Due to high natural fluctuation of the epifauna the precision is low, but still considered satisfactory for the purpose. The utilization of the data is considered low, and far more information ought to be extracted from the available material. A

better coordination with simultaneous registration of vegetation is recommended, in particular with registration of any mass occurrence of filamentous green algae.

13. The subprogramme on fish pathology is based on studies of flounder (*Platichthys flesus*) according to standard procedures developed by ICES. The method is based on visual judgment and hence highly dependent on the persons involved. The method is, however, quick and generates a large volume of data in a short time. The weakness in the present subprogramme lies in the statistical analyses, the lack of good reference localities, and of tissue analysis of micropollutants in flounder from the same localities. The highest prevalence of liver changes, from Dana fjord, co-occurs with the highest levels of mercury and organic micropollutants in sediments and organisms, but any unanimous cause-effects relationships cannot be established. The subprogramme should be coordinated with the subprogramme on micropollutants in organisms. This ought to be easy since the fish pathology subprogramme generates large samples of flounder which should be suitable for tissue analysis of pollutants.
14. There are no written reports from the subprogramme on toxin control in mussels. Evaluation of how the subprogramme is performed is therefore not possible. A summary report from a doctorate thesis on mussel toxins has been available, which gives a short description of the subprogramme on toxin control. This has formed the basis for the evaluation. The subprogramme applies a chemical method (HPLC) shown to be very useful in detection of the diarrhea toxin (DSP), partly also the paralytic toxin (PSP), but the authors still recommend a combination of chemical and biological (test on mice) control methods. The work demonstrates the importance of establishing a control programme covering all the year.
15. Compared with a range of other national and international monitoring programmes the VVF programme is very comprehensive both concerning aims and elements involved. The subprogrammes cover in principle all the main elements one would normally include in monitoring of the environmental condition and development in a coastal area. The programme comprises about 25 stations which are more or less covered by the different subprogrammes. Suggestions on station modifications are given above for several of the subprogrammes.
16. The analysis of the results is in most reports simple. The potential for increased information output is large through better statistical analysis and integrated treatment across the subprogrammes. A comprehensive integrated analysis of the results from the first 5 years of the programme should be done to produce a total description of the environmental condition of the coast. This analysis should also include information on sources and input rates of pollutants, and on general climatic variables.
17. Quality assurance (QA) routines are only fragmentarily documented in the reports, although the choice of methods in several of the subprogrammes appear to be based on comprehensive practical and statistical testing. It is recommended that all reports contain a complete chapter on methods including description and results from the QA routines applied.
18. The evaluation has also produced a short summary of the environmental conditions in the coastal area studied, on basis of the available results. These indicate a decreasing gradient in eutrophication parameters from land towards sea and from south to north along the coast. Inorganic nitrogen shows a regional increase with time, during a period with very mild winters and occasional years with large inputs from the German Bight (e.g. 1995). The time series available are too short to determine if this is a longterm trend. Analysis of oxygen in the fjord basins has shown negative trends in the observations from 1960 to 1991, however, significant only at one station in the Gullmar fjord.
19. No larger blooms of toxic algae have been recorded. The monitoring of algal and faunal communities on hard and soft bottoms has identified several locally polluted areas, e.g.

Havstensfjord and Brofjord, but no regional changes. The analysis of micropollutants in sediments and organisms has also identified locally contaminated areas, such as Danafjord. Also regional contamination by PCB, PAH/oil, TBT, mercury, lead and cadmium has been detected. Danafjord is the only area with elevated occurrence of pathologic damage to flounder (liver changes).

# 1. INNLEDNING

## 1.1 Bakgrunn og målsetning

Göteborg och Bohus läns Vattenvårdsförbund (VVF) er en ideell organisasjon som har til oppgave å utføre undersøkelser i det marine miljø på oppdrag fra medlemmene. Medlemmene i VVF er kommunene i Göteborg och Bohus län og industri med utslipp til kystvannet og/eller som er pålagt av myndighetene å kontrollere sine utslipp. VVF ble stiftet i 1987 og har i de siste 6 år utført flere ulike typer måleserier som ledd i et samlet overvåkingsprogram for kystvannet. Overvåkingsprogrammet består av tilsammen 11 delprogrammer med ulik målsetning, stasjonsantall og plassering, ulik tidsplan for feltarbeid og for rapportering. I 1997 skal programmet revideres. Revisjonen skal optimere programmet mht. myndighetenes krav til måleprogram ut fra ønsket om en regional overvåking, fra krav til adekvat nøyaktighet i målingene og på basis av de økonomiske forutsetningene for programmet.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag av VVF å evaluere overvåkingsprogrammets innhold og gjennomføring som basis for revisjonen. Evalueringen bygger på de rapporter og plandokumenter som er utarbeidet fra overvåkingen og tidligere evalueringer som er gjort for deler av programmet, samt annen dokumentasjon av virksomheten. Evalueringen gjøres også i lys av andre overvåkingsaktiviteter som utføres i området, bl.a. utført av SNV, SMHI, Hallan läns kustvattenkontroll og kontrollprogram for Gullmarfjorden, og målsetning og gjennomføring er til dels sammenlignet med tilsvarende aktiviteter i Norge og internasjonalt.

VVF har beskrevet arbeidsoppgavene i evalueringen som følgende:

- Fastslå om de undersøkelser som gjennomføres er tilstrekkelig for å
  - \* oppnå programmets målsetninger slik de er definert av VVF (vedlegg 1),
  - \* belyse “gamle synder”s påvirkning på en tilfredstillende måte og
  - \* vise innvirkning av ulike faktorer som vær, fartøytrafikk, utslipp av ballastvann, innvandring av nye arter, m.m. på miljøforholdene på kort og lang sikt.
- Evaluere og diskutere behovet for tilleggsundersøkelser for å kunne forklare de resultater som er funnet. En viktig del av dette er å evaluere om de data som allerede finnes, kan analyseres og utnyttes på bedre måte enn hittil gjort, og om man derved kan redusere behovet for tilleggsundersøkelser.
- Evaluere måle- og analysekvaliteten og jamførbarheten av de innsamlede måledata over tid.
- Evaluere nåværende omfang og kvalitet av miljøgiftanalysene i organismer og sediment, på basis av de krav man bør kunne stille til slike undersøkelser i dag, og foreslå parametre som bør inn i et langsiktig miljøgift-program.
- Evaluere og diskutere de undersøkelsesmetoder som anvendes, deres styrke og begrensninger for ulike formål, i lys av de målsetninger VVF har for sin overvåking.
- Evaluere stasjonsvalg, antall stasjoner og geografisk fordeling av stasjonene i de ulike delundersøkelsene i lys av programmets målsetninger.

Denne rapporten presenterer resultatene av evalueringen. Første fase har vært å evaluere hvert delprogram for seg (kapittel 2). Deretter er det gjort en samlet evaluering med fokus på integrering mellom de ulike delprogrammene (kapittel 3).

## **1.2 Grunnlag for evalueringen**

En fortegnelse over de rapporter og dokumenter som er oversendt NIVA fra VVF som grunnlag for evalueringen er gitt i vedlegg 2. Annen dokumentasjon og bakgrunslitteratur som er benyttet, er beskrevet løpende i rapporten med henvisning til litteraturfortegnelsen i kapittel 6. NIVA har også i en del tilfeller hatt direkte kontakt med konsulentene som har vært ansvarlig for gjennomføring av VVFs program for utfyllende opplysninger. Det er i tillegg avholdt et møte den 11. desember 1996 mellom NIVA og VVFs referansegruppe for programmet, hvor det spesielt ble informert om medlemmenes målsetninger, bakgrunn for valg av stasjoner og undersøkelselementer og øvrige kontroll-programmer i regionen.



## 2. EVALUERING AV DELPROGRAMMENE

### 2.1 Hydrografi/hydrokjemii

#### 2.1.1 Bakgrunn og målsetning

Målsetningen er å studere forandringer på lang og kort sikt av hydrografiske og hydrokjemiske forhold, hvilket vil være avgjørende for mange av de øvrige variasjonene i det marine miljøet. Programmet er i utgangspunktet ambisiøst. Det skal gi et oversiktlig bilde av miljøforholdene i vannet, angi påvirkningen på miljøet med hensyn til endringer i lokale og regionale utslippskilder, legge grunnlag for fremtidige sammenligninger, skaffe langtidsserier, identifisere utslipp av næringsstoffer (N, P) over tid og beskrive effektene av disse.

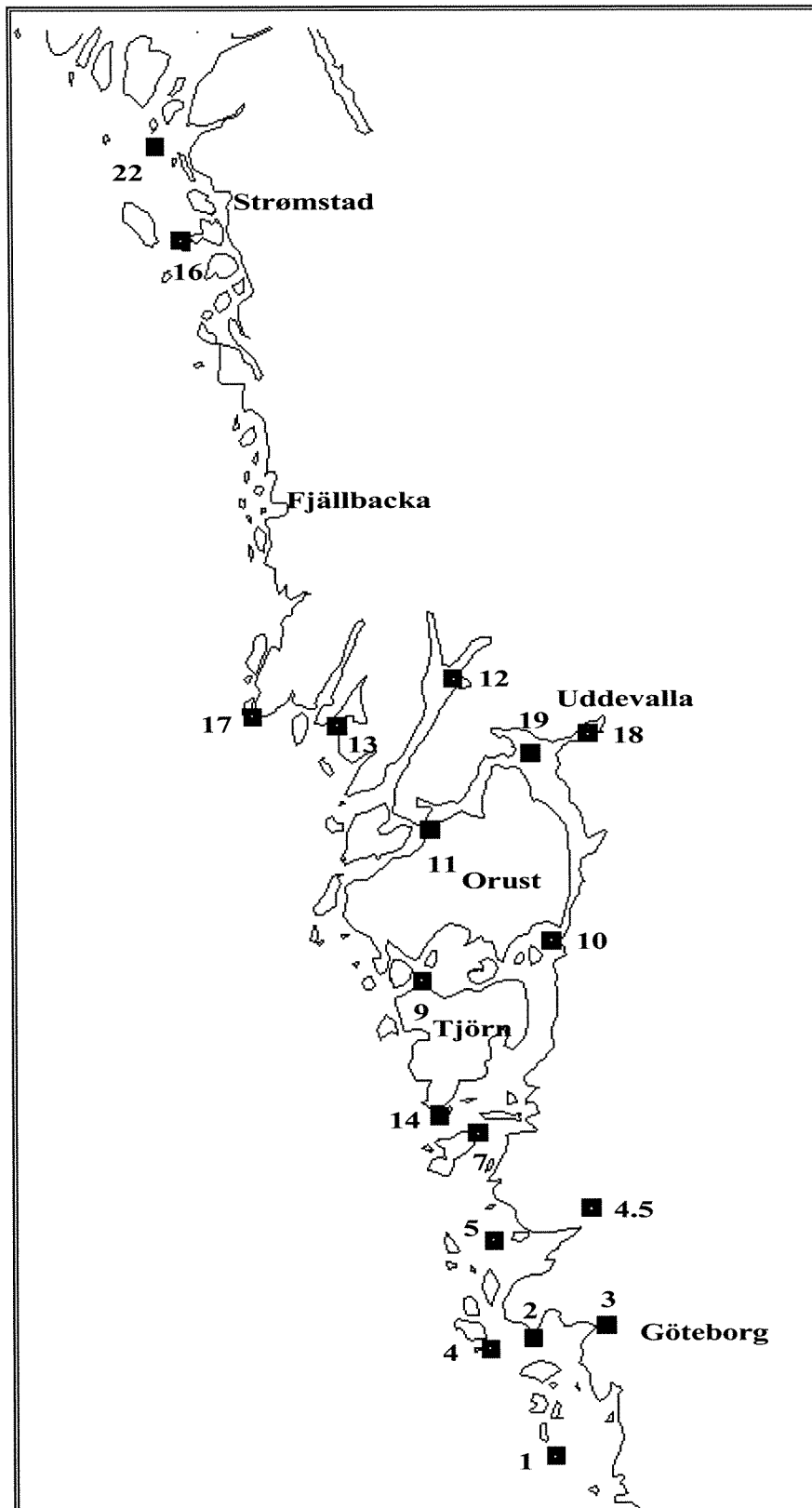
Den hydrografiske/hydrokjemiske delen av programmet er knyttet til eventuelle overgjødningseffekter. Delprogrammet vil kunne forklare forandringer som avsløres av de biologiske undersøkelsene, men enkelte variable kan også brukes direkte som mål på vannkvalitet, om de sammenholdes med nødvendig bakgrunnsinformasjon (f.eks. klimabetingede variasjoner).

Det svenske kystkontrollprogrammets hydrografiske/hydrokjemiske del består idag av 18 stasjoner (figur 2.1.1) (i 1990 - 94 på 20 stasjoner) langs Bohuslänkysten med månedlige observasjoner av siktedyp, temperatur, saltholdighet, oksygen, totalfosfor, fosfat, totalnitrogen, nitrat, nitritt, ammonium, silikat, partikulært organisk karbon og nitrogen, samt klorofyll-*a* (tabell 2.1.1). Prøver tas på standardypene 0,5, 2, 5, 10, 15, 20 og 30 meter og dypere, samt normalt ved bunnen. Analyser gjennomføres ved ulike laboratorier (Tjärnö Marinbiologiska Station, Kristinebergs Marina Forskningstation og SMHI, Göteborg). I tillegg finnes et nasjonalt program (PMK) med høyfrekvente observasjoner (ca. hver 14. dag) på 3 stasjoner, samt havstasjoner som drives av SMHI (ca. 8 -10 ganger pr. år).

**Tabell 2.1.1.** Stasjoner og observasjoner i overvåkingsprogrammet i 1996. For POC og PON er også tidligere observasjoner i 1990 - 96 markert.

Stasj. nr.	Navn	Observasjonsperiode	Største obs. dyp	Antall dyp	Antall observasjonsdyp for hver parameter													
					T/S	O <sub>2</sub> /H <sub>2</sub> S	PO <sub>4</sub> -P	Tot-P	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot-N	SiO <sub>4</sub>	POC	PON <sub>1</sub>	KI-a	Siktedyp	
1	Valö	1990-96	22	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	2 <sup>2</sup>	2 <sup>6</sup>	6	x
2	Skalkorgarna	1990-96	12	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	1 <sup>2</sup>	1 <sup>6</sup>	4	x
3	Älvsborgsbron	6.6.94-96	10	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	1 <sup>5</sup>	1 <sup>5</sup>	4	x
4	Danafjord	1990-96	37	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	2	2	7	x
4.5	Kornhall	7.2.95-96	8	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	x
5	Rävungarna	7.2.95-96	10	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4				4	x
7	Instö Ränna	1990-96	12	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	1 <sup>2</sup>	1	4	x
9	Stigfjorden	1990-96	22	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	2	2	6	x
10	Galterö	1990-96	38	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	2	2	7	x
11	Koljöfjord	1990-96	42	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	2	2	8	x
12	Innre Gullmarn	1990-96	65	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	2 <sup>3</sup>	2 <sup>4</sup>	8	x
13	Brofjorden	1990-96	49	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	2	2	8	x
14	Åstol	1990-96	63	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	2	2	7	x
16	Kosterfjorden	5.6.90-96	240	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	2	2	7	x
17	Byttelocket	1990-96	26	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	2 <sup>3</sup>	2 <sup>4</sup>	6	x
18	Byfjorden	1990-96	46	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	2	2	7	x
19	Havstensfjord	1990-96	40	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	2	2	7	x
22	Riksgränsen	5.7.94-96	230	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	2	2	7	x
			<b>Sum</b>	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	21	22	109	

<sup>1</sup> = 1993-96 når ikke annet er markert    <sup>2</sup> = 1990-95    <sup>3</sup> = 1990-94    <sup>4</sup> = 1993-94    <sup>5</sup> = 1994-95    <sup>6</sup> = 1993-95



Figur 2.1.1. Hydrografiske/hydrokemiske stasjoner i 1996.

Andre deler av programmet tar for seg tilførsler av næringssalter fra ulike kilder som f.eks. renseanlegg og elver. Kildeanalyser gjennomføres i regi av Åtgärdsgrupp Väst (Naturvårdsverket 1966).

Hydrografi/hydrokjemi-delen er tidligere evaluert (Axelsson og Rydberg 1993), hvor det også ble foretatt bearbeidelse av observasjoner.

Grunnlaget for evalueringen er dels den tidligere evalueringen, sesongrapporter og årsammenfatninger fra Vattenvårdsförbundet 1990 - 96, Miljøvårdsrapport 1992:11 (Öberg 1992), samt Provningsjämförelse hydrografi 1995 (Krysell 1995).

## **2.1.2 Programmets struktur i forhold til VVFs målsetning**

For å oppfylle programmets målsetning er det noen grunnleggende forutsetninger som må avklares, som valg av stasjoner, variabler, observasjonsfrekvens og kvaliteten på dataene (kvalitetssikring). Delprogrammet må også knyttes opp mot tilførselsforandringer, klima og de biologiske undersøkelsene. Hydrografi/hydrokjemi-delen vil således først komme til sin fulle rett når en slik syntese blir gjennomført. I det følgende vil de ulike delene som her er nevnt kommenteres.

### **2.1.2.1 Stasjonsvalg**

I de ulike rapportene er det av og til nevnt bakgrunnen for stasjonsvalget, b.la. at stasjonvalget er gjort for å kunne avsløre endringer i lokale og regionale tilførselsforandringer, men utvalget er også gjort etter hva som foreligger av historiske observasjoner (Schelander pers. medd.). Imidlertid etterlyses en mer sammenhengende motivering for lett å kunne se begrunnelsen. I de enkelte sesong- og årsrapporter er stasjonsbegrunnelse av og til nevnt, men en tabellarisk oversikt over hvilke spesielle formål hver stasjon skal dekke, bør finnes i et så omfattende program. Følgende argumenter bør f.eks. kunne inngå i en slik stasjonsbegrunnelse:

#### *Referansestasjoner*

- Disse skal kunne beskrive generelle forhold i det ytre kystvannet (evt. langtransporterte forurensninger) for å kunne gi et bilde av årlige "klima"-variasjoner, bakgrunnsnivåer for utskiftningsvann med det indre kystområdet, samt at valget er gjort for å kunne bygge på tidligere observasjonsserier.

#### *Regionale stasjoner*

- Stasjoner som ikke er direkte påvirket av lokale utslipp. Antatt områderepresentasjon. Forekomsten av eldre observasjoner.

#### *Lokale stasjoner*

- Stasjoner i områder med lokale utslipp (tilførsler), og hvor lokale tiltak kan forventes å gi direkte effekter. Forekomsten av eldre observasjoner.

Andre argumenter kan også inngå, som andre programmer, lett tilgjengelighet for observatører, etc.

Sett ut fra målsetningen av programmet, er det nødvendig med et stort stasjonsnett i et så topografisk variert område. Eksisterende stasjonsnett er i denne sammenheng ikke for lite.

Den **regionale** dekkingen må anses for å være god. Stasjonsnettet beskriver i stort sett avtagende gradienter av eutrofirelevante parametre fra Göteborgområdet til Koster (tabell 2.1.3 og 2.1.4) og fra de indre områdene og ut mot havet (figur 2.1.4 - 2.1.11). Imidlertid mangler ytre referansestasjoner, men dette dekkes av andre programmer. Ytre referansestasjoner er av betydning for å se på endringer som skyldes langtransporterte forurensninger, f.eks. fra Østersjøen/Kattegat og Tyskebukta. Uten hyppige observasjoner på stasjoner i den ytre skjærgården vil slike transporters innflytelse på en eventuell regional forandring ikke kunne avsløres.

Lokale kriterier for valg av stasjonsnett er nærhet til eller influens av lokale kilder. Tilførsler av næringssalter er beskrevet av Länsstyrelsen i Göteborg (1995), samt en oversikt av Axelsson og Rydberg (1993). Tilførslene av næringssalter til området domineres av transporten med eller via elvene i fylket. De største lokale kildene er omkring Göteborg (Göta Älv og Nordre Älv), og må anses vel representert av eksisterende stasjonsnett. Ved andre store kilder foreligger stasjoner lokalt unntatt for Hakefjorden, Iddefjorden, Strömstadsområdet, Åbyfjorden, Fjällbackaområdet, Sannäsfjorden, Breviks kil (Tjörn) og Dynekilen, som har vassdrag med relativt stor tilførsel av nitrogen (Länsstyrelsen i Göteborg 1995). For Iddefjordens del dominerer norske utslipp, og en overvåking i denne fjorden er ikke bare en oppgave for Vattenvårdsförbundet. Det bør vurderes å etablere stasjoner ved Strömstad, Fjällbacka indre skjærgård og Åbyfjorden. Dette er områder med samme størrelse av utslipp som i andre områder hvor det idag eksisterer stasjoner. Også Hakefjorden er dårlig representert. Disse 4 områdene burde bli representert med observasjoner i overflaten (0 - 5 meters dyp), hvis kriteriet for overvåking er å følge områder med de største tilførslene.

De to nordligste stasjonene (16 og 22) er tildels nokså like. Stasjon 22 er sannsynligvis opprettet for å følge eventuelle transporter av Glommavann sørover. En enkel korrelasjonsanalyse av stasjonene viser at det er bare overflaten og største dyp som skiller dem (tabell 2.1.4). Overflatedataene viser ofte lavest saltholdighet og siktedyp, samt noe høyere konsentrasjoner av næringssalter på stasjon 22. På det største dypet er det en tendens til noe "bedre" forhold på denne stasjon. Stasjonen kan sløyfes hvis en ikke ønsker dokumentert spredningen av næringssalter fra Glomma/Hvaler-området. I sistnevnte tilfelle er det tilstrekkelig å begrense observasjonene til selve overflaten.

### 2.1.2.2 Variabelvalg

Det er et omfattende, men generelt sett nødvendig antall variabler i programmet. I tidligere evaluering (Axelsson og Rydberg 1993) ble det spesielt påpekt at POC (partikulært organisk karbon) bør måles på flere dyp, og at PON (partikulært organisk nitrogen) bør innføres. Dette er tildels gjennomført, men begrenset til 2 dyp på noen stasjoner over sprangsjiktet. En bedre oppløsning ville være ønskelig, - f.eks. to observasjoner over sprangsjiktet (0 og 5 m) og én under sprangsjiktet. På de ytre stasjonene vil disse observasjonene kunne gi beskjed om den organiske belastningen som tilføres de indre områdene ved vannutskiftninger, og for de indre stasjoner informasjon om nedbrytningen av spesielt karbon. Kombinert med beregninger av oksygenforbruk og indirekte organisk belastning i terskelbassenger (enklere modeller) vil observasjonene også kunne gi forklaringer om influensen av lokale, respektive andre kilder (se nedenfor). Observasjonsprogrammet har variert for disse variable (se tabell 2.1.1). Det anbefales at observasjoner på stasjon 1 ved Valö gjeninnføres og, hvis det ikke foreligger observasjoner av disse variable i Göta Älvs spesielle overvåkingsprogram, at det blir tatt observasjoner i overflaten av POC og PON på stasjon 3 for å få opplysninger om variasjonen i elvevannet.

Variable som mangler i programmet er uorganisk partikulært materiale som er av stor betydning for å avgjøre om eventuelle forandringer i siktedyp skyldes tilførsel av erosjonspartikler eller er en følge av eutrofiering (her sett i sammenheng med f.eks. forandringer i nedre voksegrense for fastsittende alger). Dersom man ønsker å kunne tolke opprinnelsen til ulike vannmasser (kildesporing), vil gulstoff være en nyttig parameter sammen med saltholdighet.

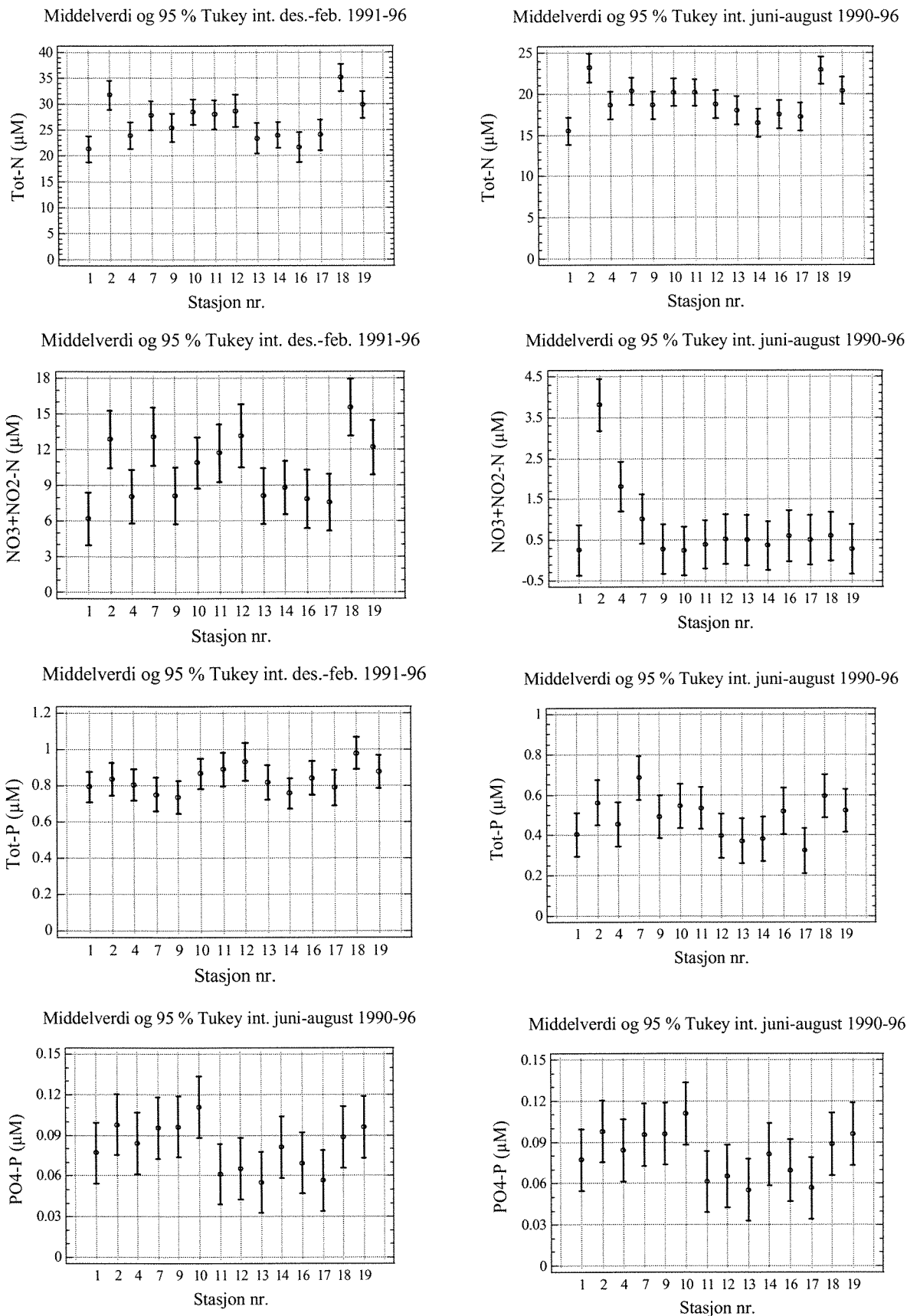
Observasjoner av uorganiske partikler og gulstoff har fått ny aktualitet i samband med tilførsel av flomvann fra kontinentet. Det er ikke nødvendig med gulstoffobservasjoner på alle stasjoner, men for å kunne få hjelp til å avsløre ulike kilders effekt på området, bør det foretas observasjoner på de høyfrekvente havstasjoner, enkelte stasjoner i Gullmarn og fjordsystemet innenfor Orust/Tjörn, samt i Göta Älv. Observasjoner av uorganiske partikler kan også begrenses til overflatevann og et utvalg av stasjoner, som Älvsborgsbron, Danafjord, Instö Ränna, Havstensfjord og Gullmarn.

Nytten av å observere nitritt separat kan diskuteres. Oftest vil det være nok med samlet analyse av nitritt+nitrat.

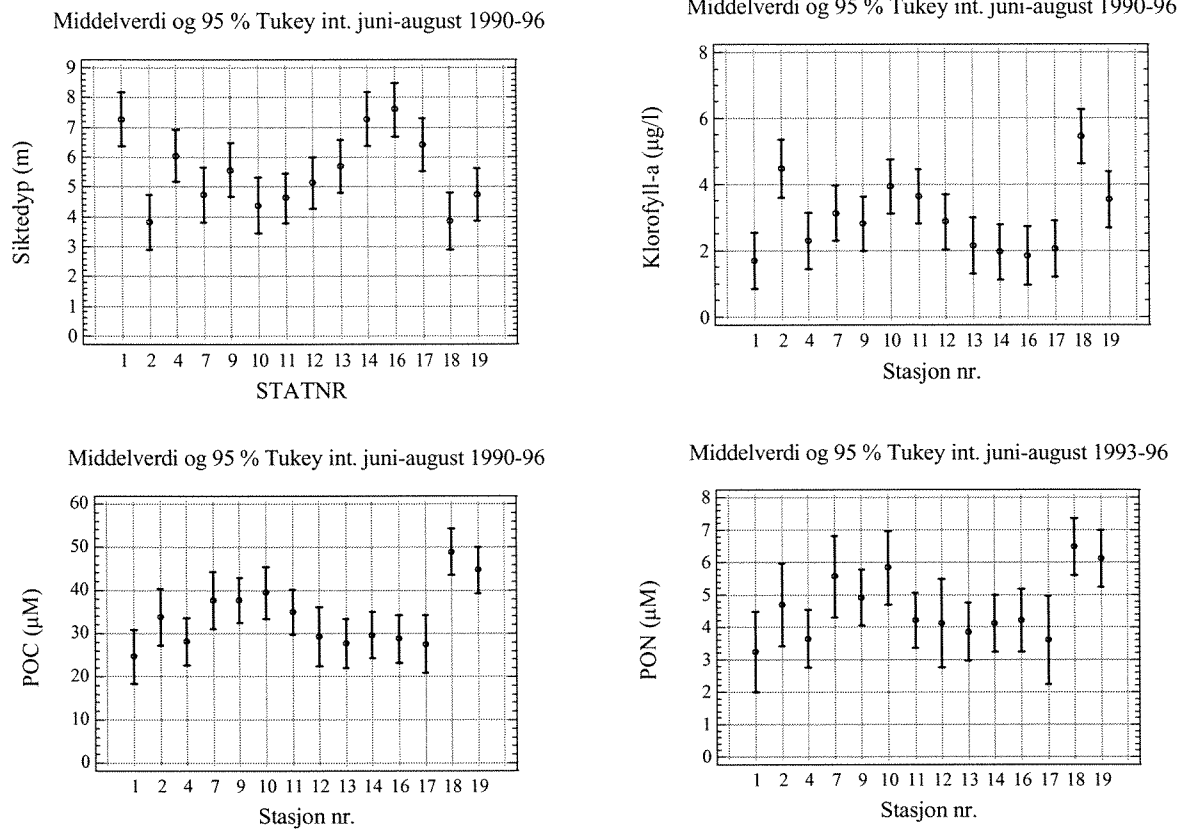
### **2.1.2.3 Observasjonsfrekvens**

Ettersom observasjonsfrekvensen er nært knyttet opp til behandlingen av observasjonene, er enkelte analyser av datamaterialet også behandlet i dette kapitlet.

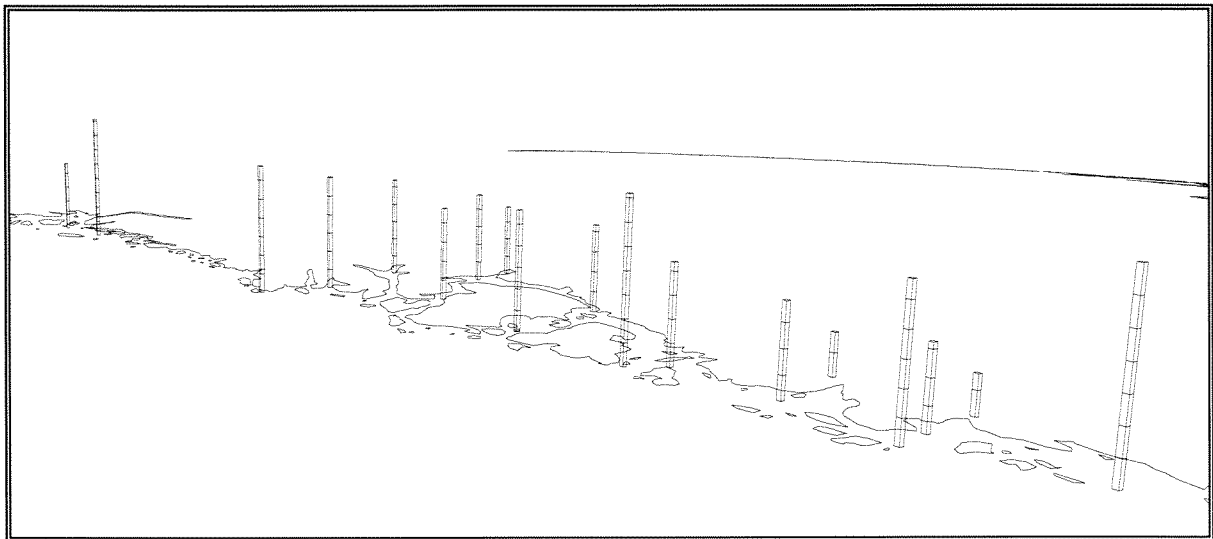
Krav til observasjonsfrekvens er nært knyttet til hvilken sikkerhet en ønsker å kunne vise på forskjeller mellom stasjoner og utvikling i tid, i praksis hvilken grad av sikkerhet oppdragsgiver ønsker å ha som grunnlag for konklusjonene. For perioden 1990 - 96 har vi foretatt en enkel sammenligning av stasjoner og variabler vinter (desember - februar, 1991 - 96) og sommer (juni - august, 1990 - 96) med en variansanalyse (ANOVA) med saltholdighet som kovarians siden de fleste variable er svært avhengig av saltholdighet. Analysen er langt fra fullstendig (f.eks. kan en velge andre perioder og i tillegg kombinere stasjoner, samt velge dyp etter sprangsjiktets egentlige beliggenhet), men viser signifikante forskjeller mellom stasjoner ( $p < 0.05$ ) for de fleste variabler og støtter den tilstandsbeskrivelse som er gitt i prosjektet. Det er valgt en relativt streng analyse (Tukeys multipel range test) og med andre metoder kan større forskjeller sikkert fremkomme (f.eks. LSD, least significant difference method). Noen eksempler er vist i figur 2.1.2 og 2.1.3. Gjennomsnittlige overflateverdier for alle stasjoner for noen variable er vist i figur 2.1.4 - 2.1.11, men her er ikke tatt hensyn til ulik observasjonsfrekvens eller at noen stasjoner ikke dekker hele tidsrommet 1990 - 96. I alle analyser er dessuten laveste verdi satt til nedre analysegrense.



**Figur 2.1.2.** Gjennomsnitt ± 95% konfidensintervall av vinter- (1991 - 96) og sommerobservasjoner (1990 - 96) av nitrogen og fosfor (0 - 5 m dyp) på ulike stasjoner. (Multipel parvis sammenligning mellom stasjoner, Tukeys test, p<0.05).

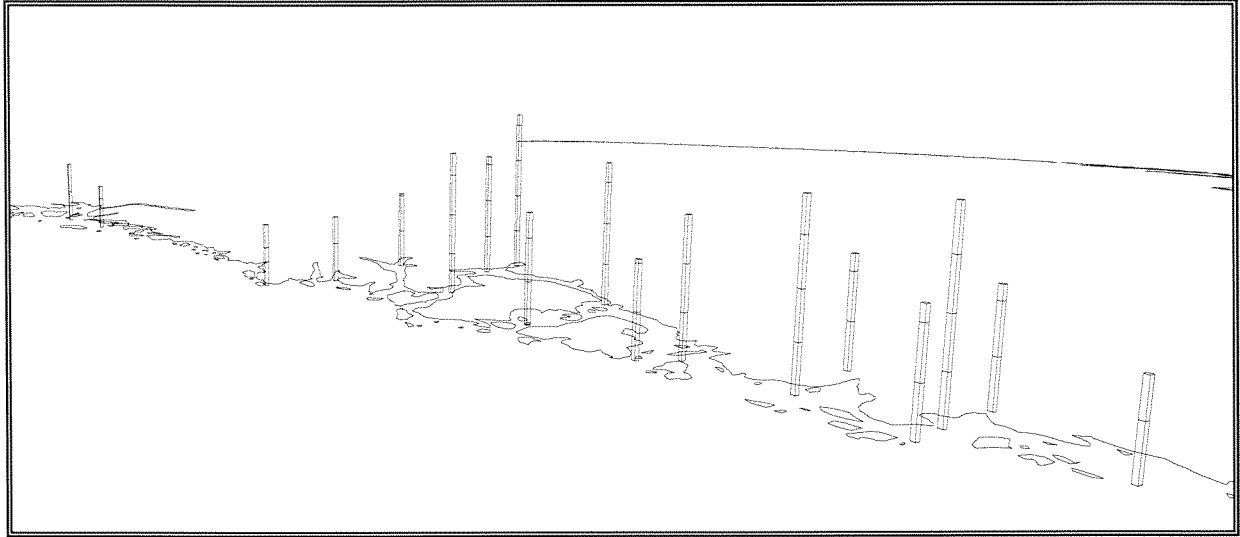


**Figur 2.1.3.** Gjennomsnitt  $\pm$  95 % konfidensintervall av sommerobservasjoner (1990 - 96) av siktedyb og klorofyll-*a* (0 - 5 m dyp), POC (1990 - 96) og PON (1993 - 96) på 5 m dyp på ulike stasjoner. (Multipel parvis sammenligning mellom stasjoner, Tukeys test,  $p < 0.05$ ).

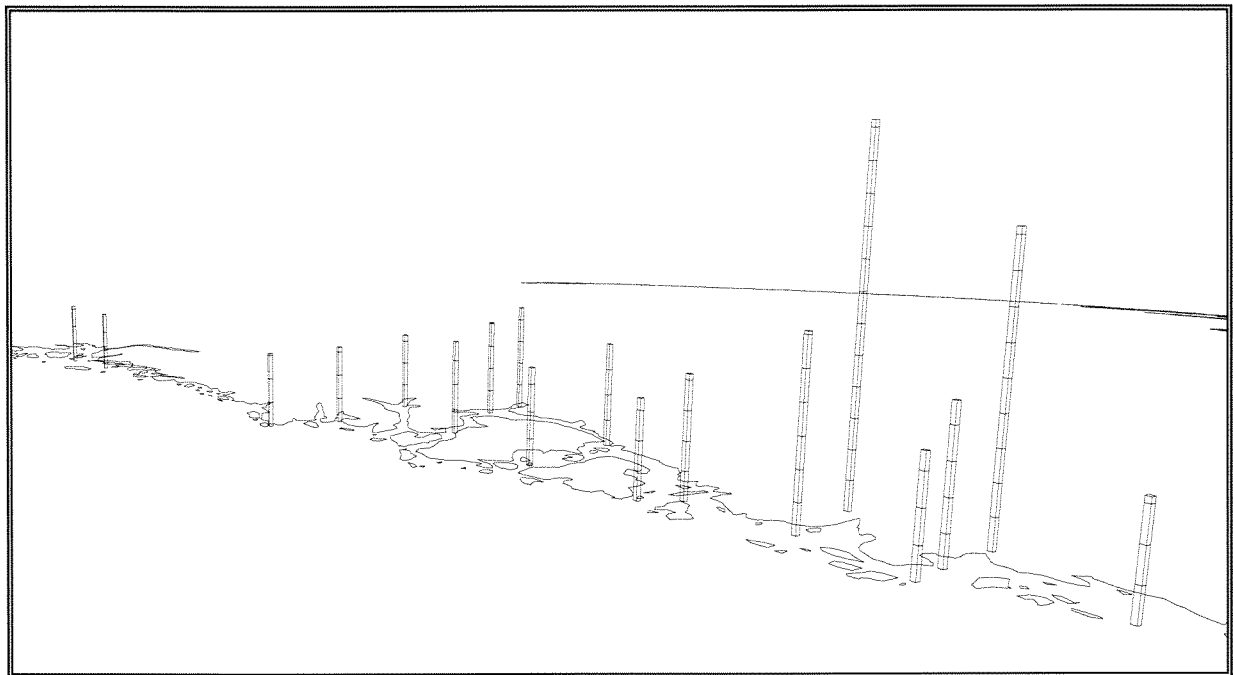


**Figur 2.1.4.** Siktedyb (m), middelverdi (juni - august) 1990 - 96 (1 skalstrek = 1 m).

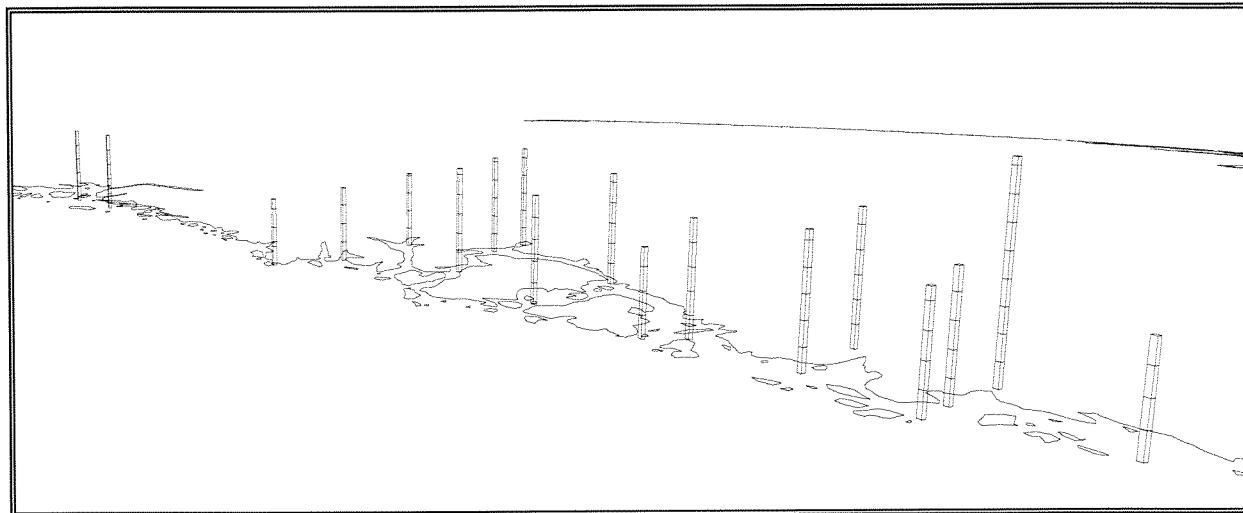




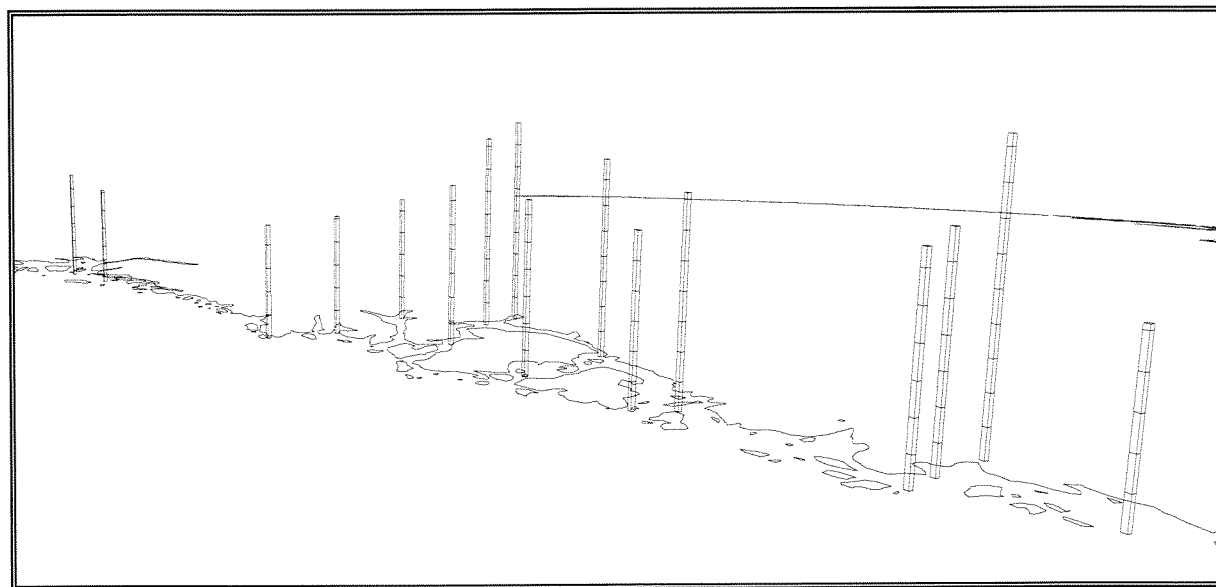
**Figur 2.1.5.** Klorofyll-*a* ( $\mu\text{g/l}$ ), middelveidi (juni - august) 1990 - 96, 0 - 10 m dyp. (1 delstrek = 1  $\mu\text{g/l}$ ).



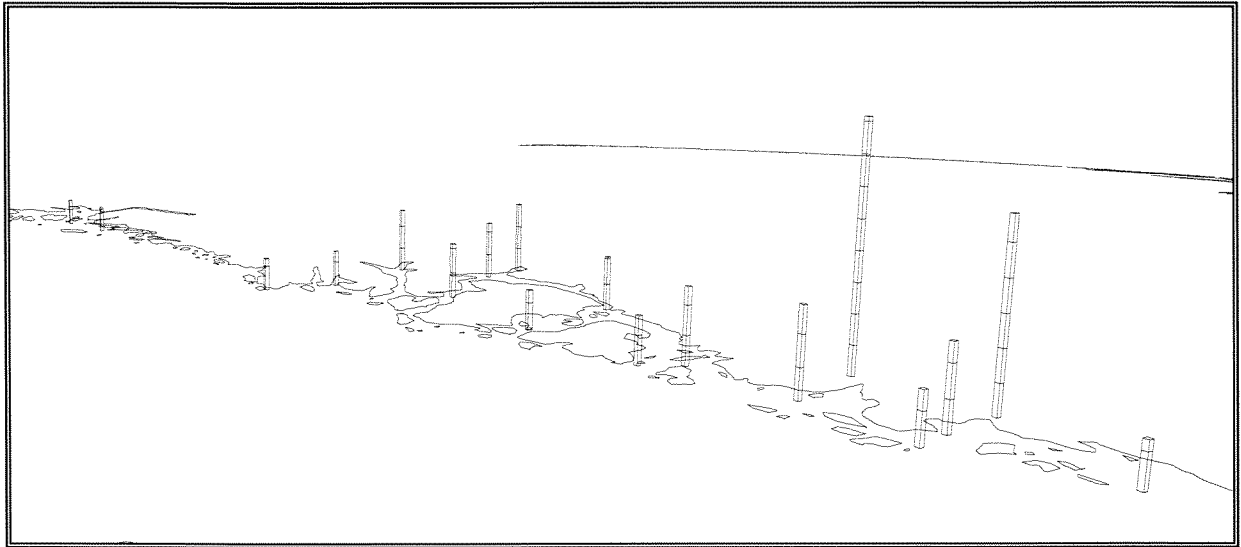
**Figur 2.1.6.** Tot-N ( $\mu\text{M}$ ), middelveidi juni - august 1990 - 96, 0 - 5 meters dyp. (1 delstrek = 5  $\mu\text{M}$ ).



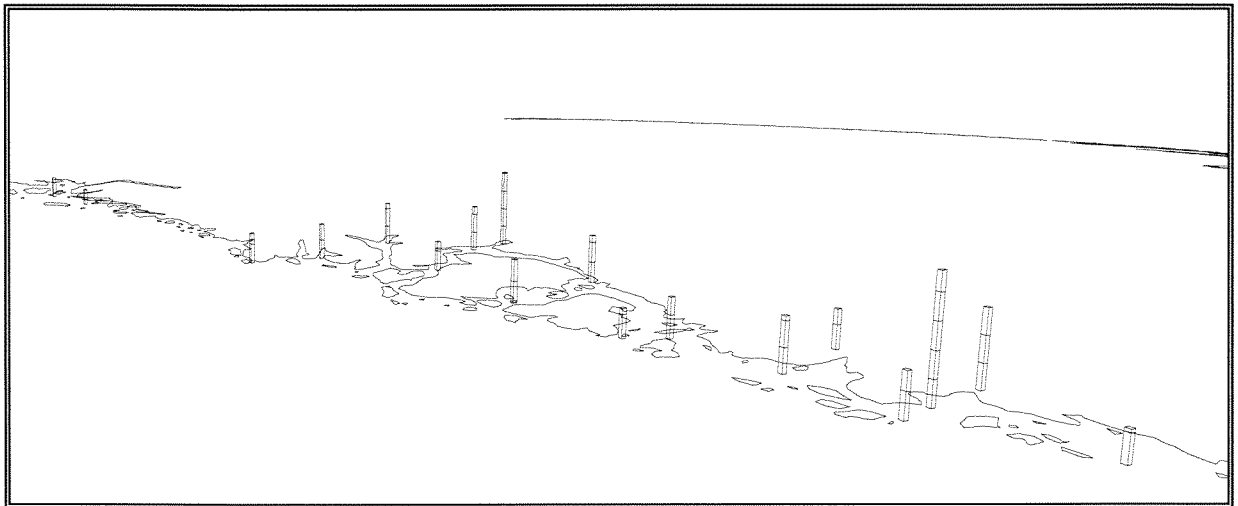
**Figur 2.1.7.** Tot-P ( $\mu\text{M}$ ), middelveerdi juni - august 1990 - 96, 0 - 5 meters dyp (1 delstrek = 0.1  $\mu\text{M}$ ).



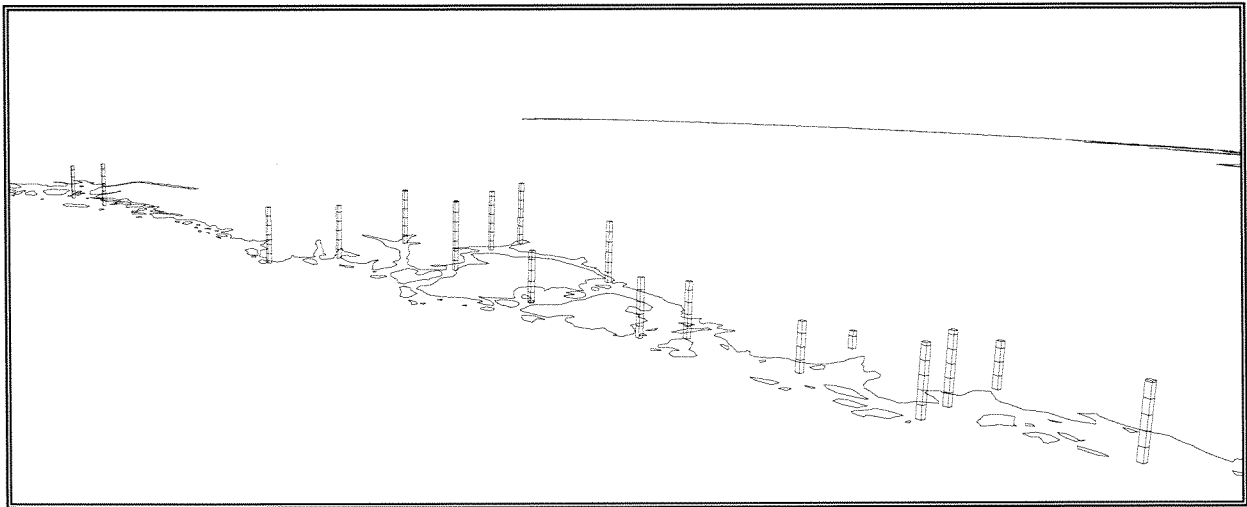
**Figur 2.1.8.** POC ( $\mu\text{M}$ ), middelveerdi juni - august 1990 - 96, 5 meters dyp. (1 delstrek = 5  $\mu\text{M}$ ).



**Figur 2.1.9.** Nitrat+nitritt ( $\mu\text{M}$ ), middelveidi desember - februar 1990 - 96, 0 - 5 meters dyp. (1 delstrek = 5  $\mu\text{M}$ ).



**Figur 2.1.10.** Ammonium ( $\mu\text{M}$ ), middelveidi desember - februar 1990 - 96, 0 - 5 meters dyp. (1 delstrek = 1  $\mu\text{M}$ ).



**Figur 2.1.11.** Fosfat ( $\mu\text{M}$ ), middelværdi desember - februar 1990 - 96, 0 - 5 meters dyp. (1 delstrekk =  $0.1 \mu\text{M}$ ).

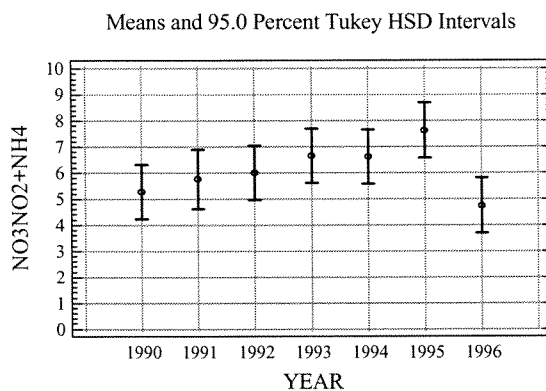
Kravet på observasjonsfrekvens for å kunne konstatere forandringer over tid er dels knyttet til variasjonen i tilførsler, dels til vannmassenes oppholdstid på de ulike stasjoner. Problemet er beskrevet av Axelsson og Rydberg (1993) når de beregner middelværdier av de ulike variabler. I utgangspunktet er kravet til høy observasjonsfrekvens på de ytre stasjonene større enn de indre, men lokale forskjeller kan forekomme. For de indre stasjonene har Axelsson og Rydberg bedømt observasjons-frekvensen i relasjon til vannomsætningen og kommet frem til at én observasjon pr. måned er tilstrekkelig.

En analyse av forandring i tid med et mål for statistisk usikkerhet, er et relativt omfattende arbeid. Dette er ikke gjennomført i prosjektet for overflatedata, men derimot for oksygen i fjordområdene, hvor det er vist en avtagende konsentrasjon (Rosenberg 1990, Öberg 1992). Imidlertid har Kajrup (1996) gjennomført en trendanalyse på oksygen for perioden 1960 - 95. Kajrup benytter seg av alle observasjoner gjennom året og får signifikant negativ trend i Gullmarn, men signifikant positiv trend i Koljefjorden. Analysene er ikke direkte sammenlignbare (ulike tidsrom og ulike sesonger).

Øvrige sammenstillinger som er gjennomført bygger på ulike typer av middelværdier av konsentrasjoner i overflatelaget. Ut fra disse kan det synes som om konsentrasjonen av uorganisk nitrogen (vektede årsmiddel i 0 - 2 meters dyp) har økt fra 1991/92 til 1994/95 (Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län 1996). Imidlertid gjenstår å ta i bruk statistiske metoder for å studere eventuelle trender for nærings-saltene. Våre (noe enklere) analyser viser også økende konsentrasjoner fra 1990 - 95 i overflatevann (0 - 5 m), men det var bare signifikant forskjell mellom 1990 og 1995, og i 1996 var konsentrasjonen igjen signifikant lavere enn i 1995 (figur 2.1.12). Trendene ble styrt av konsentrasjonene i vårperioden. Samme resultater ga analyse av tot-N i overflatelaget, med spesielt forhøyede konsentrasjoner i 1995, dvs. det er tvilsomt om det foreligger en entydig trend.

I programmet er det valgt en relativ jevn fordeling av observasjoner over året. Dette blir problematisk når enkelte eutrofirelevante variable periodevis har store variasjoner på relativt kort tid (f.eks. klorofyll i våroppblomstringer og høstoppblomstringer, som påpekt av Axelsson og Rydberg, og hendelser knyttet til elveflom). For å dekke disse episoder er en økt observasjonsfrekvens nødvendig. Hvor ofte en bør foreta observasjoner kan en statistisk analyse av de aktuelle periodene gi et bilde av (her bør intensivobservasjoner fra de andre programmene i området benyttes), men slike metoder bør også ses i samband med formålet med undersøkelsen og avveies mot krav til ønsket utgangskraft (power) (ICES 1995 og ICES 1996). Enkelte internasjonale programmer har en større

observasjonsfrekvens vinterstid (desember - februar) og mindre om sommeren, med den motivering at vinterperioden vil avsløre eventuelle overkonsentrasjoner av årskonstante utslipp (sett i relasjon til saltholdighet). Dette er ikke nok for svenske forhold, hvor også tilførsler via elver som varierer over året, spiller en stor rolle.



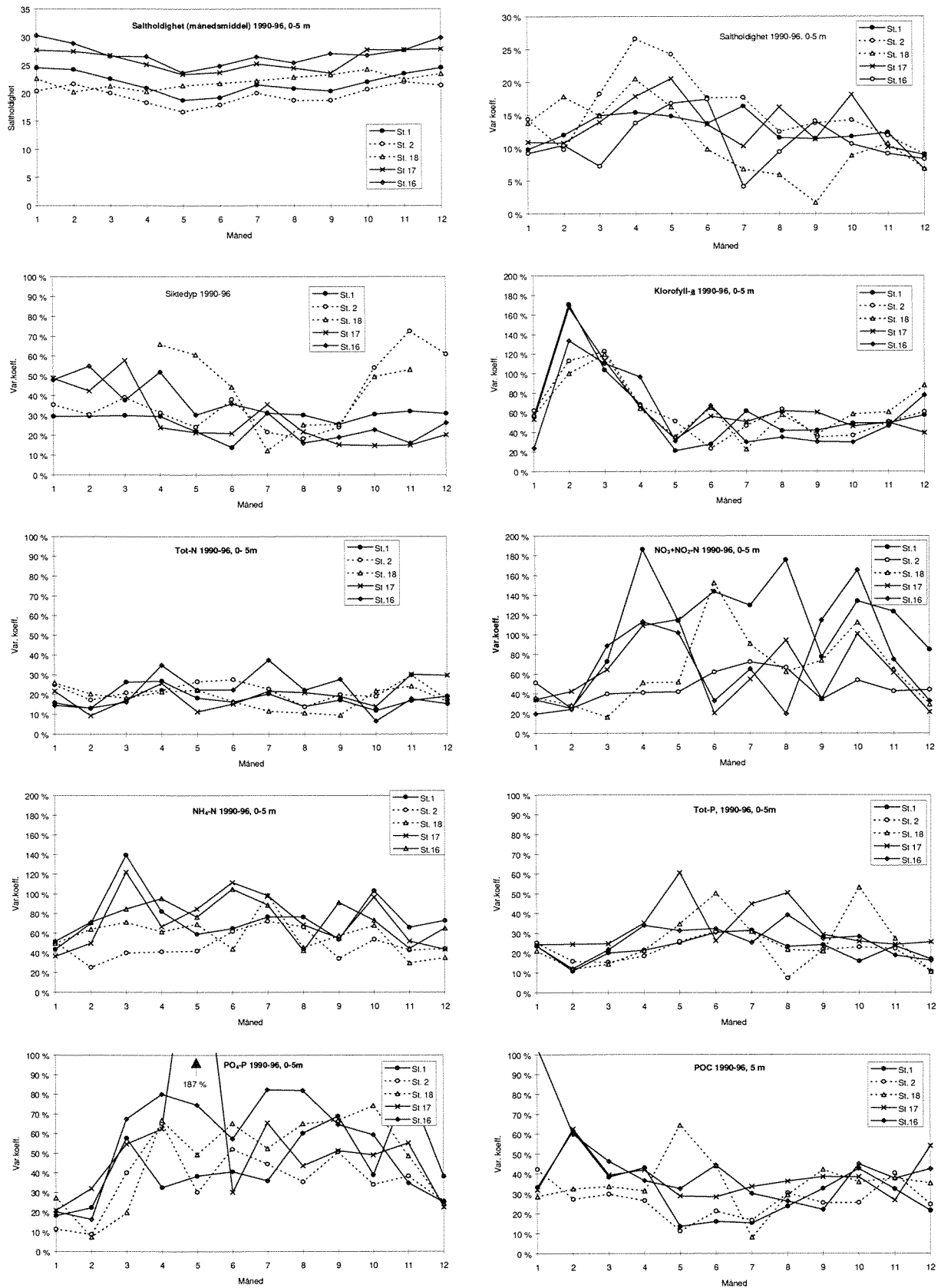
**Figur 2.1.12.** Variasjon i årsmiddel av uorganisk nitrogen i overflatevann (0 - 5 m, alle stasjoner) i perioden 1990 - 1996.

Figur 2.1.13 illustrerer problemet som er diskutert ovenfor. Her er vist variasjonskoeffisienten CV (CV = standardavvik/middelverdi) for et utvalg av stasjoner og variable i 1990 - 96 for overflatedata (0 - 5 meter) gjennom året. Figuren viser at for å kunne avgjøre forskjeller i tid, blir valg av periode avhengig av hvilken variabel en velger, samt tid på året. CV varierer mellom stasjoner og variable, tildels avhengig av saltholdighetsvariasjoner (bl.a. tilførsel av ellevann). Saltholdighetsvariasjonen er størst om senvinteren og våren (flomperioden), og her er også variasjonen av de løste nærings saltene størst, hvilket tilsier større observasjonsfrekvens for å avgjøre signifikante forskjeller i tid. For klorofyll-*a* viser våroppblomstringens store økning i tidsrommet februar - april at også her kreves stor observasjonsfrekvens. Mens det for noen variable eventuelt kan brukes årsgjennomsnitt (f.eks. POC og tot-N), vil variasjonen for andre variable være så stor i enkelte perioder at det vil bli vanskelig å påvise forskjeller med nåværende observasjonsfrekvens.

For et utvalg stasjoner er forskjellen mellom år behandlet med samme metode som ved sammenligningen av ulike stasjoner. Det er benyttet overflatedata (0 - 5 meters dyp, sommer og vinter). Variansanalysen inkluderer saltholdighet som kovarians for å teste på signifikante forskjeller. Ved signifikant forskjell er det gjort en sammenligning (multipel parvis sammenligning mellom år). Det er valgt en relativt streng metode.

Stasjonene Danafjord (4), Åstol (14) og Byfjorden (18) er analysert. Det var få signifikante forandringer mellom årene, men noen forskjeller var mulig å påvise. Analysen viste også at de fleste variable er sterkt avhengig av saltholdighet. All behandling av observasjoner bør ta hensyn til dette.

Det er også mulig å se på grupper av år og teste på forskjeller. Saltholdighetsavhengigheten må alltid studeres i slike sammenligninger. Observasjoner fra stasjon 2, 16, 17 og 18 er valgt som eksempler i en meget grov analyse. Det er gjort en sammenligning av overflatedata (0 - 5 m) vinter (desember - februar) og sommer (juni - august) for noen variable (sammenligning av middelerverdier (t-test) og medianverdier (ikke-parametrisk test)). Det er valgt å se på årene 1990 - 93 mot 1994 - 96.



**Figur 2.1.13.** Midlere saltholdighet pr. måned (0 - 5 m) på noen stasjoner 1990 - 96, samt variasjonskoeffisienten for noen variable i samme tidsrom.

For stasjon 2 (Danafjord) var det en signifikant forskjell mellom juni - august 1990 - 93 og juni - august 1994 - 96 ( $p=0.01$ , t-test og  $p=0.02$ , ikke-parametrisk test). Etersom middelveidien i 1994 - 96 var større, er det således sannsynlig at nitrogenkonsentrasjonen har økt i tidsrommet. Testen ga ikke noen signifikant forskjell for tot-P, men f.eks. siktedypet var signifikant mindre, hvis en aksepterer et lavere konfidensnivå ( $p=0.08$ ). Sammenligner man tot-(N/P)-forholdet, ga dette også en signifikant forskjell ( $p=0.02$ ), dvs. N/P-forholdet har økt fra 1990 - 93 til 1994 - 96. For vinterperioden ga analysen ikke noen signifikant endring i tot-N, men derimot for tot-P og fosfat (avtagende konsentrasjoner).

For stasjon 18 (Byfjorden) ble det funnet omtrent samme resultater, dvs. avtagende tot-P konsentrasjon i 1994 - 96, men ingen forskjell i tot-N vinterstid, samt mindre siktedyp (med lavere signifikans). Om sommeren var det ikke noen signifikant forskjell mellom periodene. Derimot var det signifikante forskjeller i klorofyll-*a* om høsten (men lav signifikans). Ved stasjon 17 (Byttelocket) var det enkelte signifikante forskjeller om sommeren. Ved stasjon 16 (Kosterfjorden) var det også signifikante forskjeller mellom periodene for enkelte variable (tot-P, avtagende om sommeren), muligens dårligere siktedyp.

Analysen som er gjort ovenfor er ikke fullstendig (mest brukt er ikke-parametrisk test). Den er primært gjort for å vise at det innenfor det eksisterende datamaterialet går an å påvise enkelte forskjeller i observasjonene, og at det ved en mer omfattende behandling skal la seg gjøre å påvise forandringer, spesielt når en kan bruke en hel 10-års periode, kombinert med eldre observasjoner på noen stasjoner, samt de intensivstasjoner som finnes i området. Et mer nyansert bilde av situasjonen kan også oppnås ved analyse av utvalgte tidsperioder, dypintervall, osv.

I senere tid er det fokusert på transport av næringssalter fra Tyskebukta til Skagerrak og Bohuslänkysten. Normalt er dette mest aktuelt i perioden februar - mai. Dette gir et behov for høy observasjonsfrekvens i denne perioden. Imidlertid foretas slike observasjoner i andre programmer (PMK og SMHIs program), og disse observasjonene vil være nødvendige for Vattenvårdförbundets program når effekten av slike transporter skal vurderes.

#### 2.1.2.4 Kvaliteten på observasjonene

Kravet til kvaliteten på observasjonene i programmet må nødvendigvis være meget høyt. Spesielt er gjennomføringen av programmet imponerende i regelmessighet.

Axelsson og Rydberg (1993) har bedømt kvaliteten på datamaterialet fra 1990 - 92. Det blir her påpekt noen få forskjeller i tot-P og muligens tot-N mellom de tre deltakende laboratorier. Axelsson og Rydberg henviser også til parallellanalyser (Andersson 1993), som er gjennomført og som styrker deres konklusjon. Imidlertid påpeker de behovet for at samtlige analyser som inngår blir tatt med og at også prøvetakingsteknikk inngår. Siden dette er det gjennomført ytterligere en parallellanalyse mellom de tre laboratorier (Krysell 1995). Her var det også flere andre laboratorier som deltok. Resultatene viser nødvendigheten av slike parallellanalyser når flere laboratorier deltar i programmet. Enkelte variable viser tildels store avvik (oksygen, silikat, ammonium, tot-N og POC). Ved en sammenligning av ulike stasjoner innenfor området må slike forskjellers innflytelse vurderes. Det er meget verdifullt at slike kontroller gjennomføres, og de gir mulighet for gradvis å forbedre resultatene. For et så stort program er det dels nødvendig å begrense antall laboratorier til et minimum, dels foreta årlige parallellanalyser. I denne sammenheng er det også viktig at minst ett laboratorium er akkreditert (her SMHI) og regelmessig deltar i internasjonale interkalibreringer. I det norske kystovervåkingsprogrammet gjennomføres årlige parallellanalyser på samtlige næringssalter og klorofyll. Opplegget er litt annerledes, idet en prøver å gjennomføre analysene på en stasjon i en årstid hvor vertikale gradienter gir en relativt stor konsentrasjonsspredning. Dette gjør det mulig å se

forskjeller mellom systematiske og konstante feil, og derved korrigerer data (Røgeberg m.fl. 1996). Presisjonen kan fastslås av det enkelte laboratorium i egen regi.

Det anbefales en utvidet årlig parallellanalyse mellom de laboratorier som deltar i undersøkelsen. Resultatet bør rapporteres årlig sammen med årets data og med forslag til korrigeringer der hvor dette anses nødvendig.

Kvalitetskontroller er av så stor betydning i det norske kystovervåkingsprogrammet at det blir finansiert av oppdragsgiver (Statens forurensningstilsyn). Dette har gradvis bidratt til en klar forbedring av analyseprosedyrene, men også gjort det mulig å ta hensyn til avvik når disse lar seg beregne. Ettersom de svenske observasjonene også kan sammenlignes med danske og norske data, burde slike parallellanalyser også foretas mellom enkelte av de tre lands laboratorier.

Prøvetakingsteknikken er en viktig del av et overvåkingsprogram, spesielt når det er flere ulike operatører. Det bør foreligge en beskrivelse av feltmetoder som skal følges av samtlige operatører.

Som en del av kvalitetssikringen inngår også databaser. Dette arbeidet er idag tillagt SMHI, og det er av stor viktighet at databasefunksjonen fortsetter slik også i fremtiden, samt at observasjonene er kvalitetssikret og like lett tilgjengelige som nå. Denne del av prosjektet fungerer meget bra.

### **2.1.3 Databehandling og rapportering**

Foreliggende rapportering består i sesongs- og årsammenfatninger, en rapport som behandler observasjoner frem til og med 1991 (Öberg 1992), samt evalueringsrapporten (Axelsson og Rydberg 1993).

Sett ut fra målsetningen med programmet kan en sette et spørsmål ved behovet for sesongsrapporter. Hensikten med disse er uklar, og den generelle verdien kan muligens bestå i intern informasjon til ulike forskere som arbeider i området, eventuelt for å sikre fremdriften av datarapporteringen. Imidlertid er kravet til rapportering av kvalitetssikrede observasjoner knyttet til observasjonsårets slutt. Dersom dette innebærer at det i sesongrapportene gis ut data som ikke er kvalitetssikret, er behovet for å trykke dataene uklart. Det foreslås derfor at sesongrapportene vurderes på ny eller sløyfes og at data som ikke er kvalitetssikret får begrenset distribusjon.

Årsammenfatninger bør derimot produseres inklusive resultatet av parallellanalyser, hvis ikke dette gjøres i egen rapport sammen med rådata. Disse rapportene bør også inneholde andre observasjoner som er vesentlige for tolkingen av dataene som klimakarakterisering (temperatur, vind), ferskvannstilførsel og tilførsler av næringssalter, samt annen informasjon om forhold som påvirker kystvannets tilstand (f.eks. forekomsten av langtransporterte forurensninger fra f.eks. Østersjøen eller Tyskebukta). Forøvrig er sammenligningen med eldre observasjoner i foreliggende årsrapporter verdifull, på tross av at det ikke er analysert hvor store avvikene egentlig er i relasjon til "normalåret". Årsrapportene bør ikke bli for omfattende, men gi den informasjon som senere vil forenkle det som idag synes å mangle, - en sammenfattende rapport hvor også biologiske observasjoner inngår (dvs. mer enn planteplanktonobservasjoner). Årsrapportene bør inneholde en kort sammenfatning av klima, ferskvannstilførsler, tilførsler av næringssalter, samt de hydrografiske forhold (vannutskifting, etc.), hvor det er viktig å beskrive avvik fra det en anser å være normale forhold. Videre en gjennomgang av næringssalts situasjonen og oksygenforhold generelt (hva som er felles for hele området) og eventuelle lokale forskjeller, i mest mulig utstrekning sammenlignet med "normalår" eller tidligere observasjoner. Sett ut fra målsetningen med programmet bør sammenligningen helst gjøres mot observasjoner inn-samlet før rens tiltak er gjennomført.

En mer gjennomgående analyse av observasjonene bør foretas med jevne mellomrom og da helst også inkluderende biologiske observasjoner. Hvor ofte en slik analyse bør foretas er dels avhengig av når



en kan forvente resultater som lar seg analysere med tilfredsstillende statistisk sikkerhet, dels av utviklingen på tiltaksiden i området. Ut fra evalueringen som er gjennomført av Axelsson og Rydberg (1993) er det ikke nødvendig med nøyere vurderinger oftere enn ca. hvert 6. år, men i og med at observasjonsomfanget varierer i tid og rom (spesielt tilgangen til eldre data), kan rapporteringsfrekvens og omfang diskuteres. Minimum for en større bearbeidelse av observasjonene bør imidlertid være en gang hvert 10. år. Som følge av at både lokale og regionale hendelser er viktige for en utvikling, er det å anbefale at rapporteringen gjennomføres av de som har både lokal og regional kjennskap til området på ulike felter (tilførsler, klima, hydrografi, hydrokjemi og planteplankton).

I de to foreliggende rapporter som behandler observasjonene fra en meget begrenset tid av prosjektet er det i den første rapporten (Öberg 1992) nesten ikke tatt i bruk statistiske metoder ved sammenligning av stasjoner og for analyse av eventuelle trender. I den tidligere evalueringsrapporten til Axelsson og Rydberg (1993) er det dels henvist til andre arbeider hvor slike analyser foreligger, dels også gjennomført slike analyser. Det finnes således flere eksempler på hvordan materialet kan analyseres (se f.eks. også Andersson 1996) og kobles til tilførsler lokalt og regionalt. I fremtiden bør det analyseres hva som er en statistisk signifikant utvikling, samt deretter, som Axelsson og Rydberg, koble en eventuell utvikling til ulike årsaker. Å kunne påvise mer eller mindre signifikante utviklinger og skille mellom lokale og regionale forskjeller er én sak, men for å kunne koble dette til ulike kilder og variasjon av tilførsler, må analysen bli mer avansert. Axelsson og Rydberg (1993) viser til noen metoder som bør følges opp, men også andre metoder bør vurderes, som ved å beregne oksygenforbruket i terskel-bassenger ut fra modeller (se f.eks. Aure og Stigebrandt 1989, Aure og Danielsson 1993 og Stigebrandt, Aure og Molvær 1994). I et arbeid av Kajrup (1996) er ulike metoder brukt for beregning av oksygenforbruk og karbon flux i Gullmarn og fjordene innenfor Malö Strömmar. Analysen viste ikke noen effekter av økende eutrofi i området, med unntak av Gullmarn. Dette arbeidet viser at det er et stort problem å knytte ulike kilders effekt til et observasjonsmateriale av denne art uten bruk av modellverktøy, hvor endringer i vannutskiftning og variasjoner i tilførsler fra ulike kilder kan analyseres (se også Stigebrandt m.fl. 1994).

Det er gjennomført en evaluering av hvilken type hydrografisk informasjon det er direkte behov for ved tolkningen av resultatene fra de andre programmene. Dette er summarisk gjengitt i tabell 2.1.2.

**Tabell 2.1.2.** Spesifisert behov for hydrografisk informasjon vurdert som nyttig i øvrige delprogrammer.

<b>Delprogram:</b>	<b>Hydrografibehov:</b>	<b>Frekvens, område:</b>
Plankton.	Klorofyll, næringsemner, POC, siktedyp.	Full harmonisering i frekvens og stasjoner.
Miljøgifter organismer.	Ingen spesifikke angitt.	
Miljøgifter sediment.	Ingen spesifikke angitt, men langtidsutvikling i næringsemner i vannmassene kan ha verdi, spesielt partikulært materiale.	Årsmidler ved stasjonene.
Bløtbunnsfauna.	Minimumsverdier for oksygen over året.	Månedsobservasjoner ved stasjonene.
Hardbunnsfauna.	Næringsemner i vannmassene, samt salt- og temperaturprofiler. Lokalt klima vinter/vår før innsamling. Evt. siktedyp. <sup>1)</sup>	Sesongmidler ved stasjonene.
Mobil epifauna.	Næringsemner og temperatur i overflaten. Lokalt klima vår/sommer før innsamling.	Års- og sesongmidler ved stasjonene.
Makroalger.	Næringsemner, temperatur, salinitet og siktedyp i de øvre vannmasser.	Lokalt ved stasjonene.
Fiskesykdommer.	Temperatur og salinitet. Lokalt klima.	Års- og sesongmidler ved stasjonene.
Radioaktivitet.	Ingen spesifikke angitt.	
Toxinkontroll i muslinger.	Kun indirekte behov gjennom koblingen til planktonprogrammet.	

<sup>1)</sup> Primært dersom nedre voksegrense for makroalger legges til dette delprogrammet.

#### 2.1.4 Forholdet til internasjonale programmer

Vattenvårdsförbundets kontrollprogram inneholder det som idag er vanlige variabler i eutrofi-programmer i Skandinavia (se f.eks. Røgeberg m.fl. 1996 og Miljöstyrelsen 1996) og flere variabler enn det som er vanlig i andre internasjonale programmer (f.eks. The Nutrient Monitoring Programme as adopted by OSPAR 1995 (OSPAR 95/15/1, annex 12). Guidelines for overvåking av næringssalter, klorofyll og oksygen er også under utarbeidelse i regi av OSPAR (Joint Monitoring Programme Guideline).

### 2.1.5 Konklusjoner

1. Undersøkelsens omfang er meget stor og stasjonsnettet i hovedsak dekkende sett ut fra en regional vinkel. Lokalt, med hensyn til tilførsler og foreliggende biologiske undersøkelser, bør det opprettes stasjoner nær Strömstad, i den indre delen av Fjällbackaskjærgården, Åbyfjorden og Hakefjorden. Disse stasjonene kan være av mindre omfang (overflateobservasjoner, begrenset til vinter og sommerperiodene). Stasjon 22 (Riksgränsen) kan begrenses til overflateobservasjoner, eller helt sløyfes hvis en ikke ønsker dokumentasjon av innvirkningen av tilførsler fra Glomma/Hvaler. Imidlertid bør ikke programmet endres på bekostning av dagens observasjoner (ut over det som foreslåes om stasjon 22), og en prioritering av hvilke av de andre her nevnte stasjoner som bør inngå, bør sees i sammenheng med de biologiske undersøkelsene (behov for bakgrunnsdata).
2. Valg av variabler er meget omfangsrikt, men nødvendig for å oppfylle målsetningen. Det anbefales ytterligere to dyp for observasjoner av POC og PON, ett over sprangsjiktet og ett i dypvannet. På stasjon 1 bør også disse variable gjenopptas, likeså overflateobservasjoner på stasjon 3 (Älvsborgsbron), hvis ikke slike observasjoner foreligger fra elveprogrammet. Videre anbefales observasjoner av uorganiske partikler på et utvalg av stasjoner i overflatelaget for å kunne vurdere erosjonseffektens innflytelse på siktedypet. (Vi savner siktedypsobservasjoner vinterstid på stasjon 18 og 19).
3. Observasjonsfrekvensen er relativt lav på de ytre stasjoner i forhold til naturlige variasjoner. Det anbefales at det gjennomføres en statistisk analyse for vurdering av nødvendig observasjonsfrekvens i relasjon til ønsket utsagnskraft på sentrale variable og de ulike lokalitetene. For å følge med i episodiske hendelser som import av vann og partikler fra f.eks. Tyskebukta, er det nødvendig med hyppigere observasjoner på de ytre stasjoner, hvis ikke andre programmer dekker dette behovet.
4. Det er prisverdig med de parallellanalyser som gjennomføres og de viser også til et slikt behov. Det anbefales at slike analyser blir årlige og gjennomføres over en større gradient av konsentrasjoner, slik at ulike feil kan identifiseres og eventuelle korrigeringer anbefales. Databasehåndteringen bør (som nå) foretas av en sentral institusjon med erfaringer fra området. Feltmetoder bør dokumenteres.
5. Rapporteringen er detaljrik og informativ, men sesongsrapporter med ikke kvalitetssikrede data synes unødvendig. Årsammenfatningene er bra, men mangler informasjon om klima, ferskvannstilførsel og tilførsler av næringssalter, organisk stoff og partikler. Minst hvert 10. år bør det foretas en nøyere bearbeidelse av observasjonene sammen med øvrige delprogrammer som munner ut i en evaluering av programmet med hensyn til parametre og stasjoner.
6. Det er foretatt forholdsvis få nøyere analyser av utvikling i relasjon til ulike kilder og områder i senere tid (unntatt Rydberg og Axelsson 1993, samt Öberg 1992 og i en særoppgave av Kajrup 1996). Det er et klart behov for en mer sammenfattende rapport for hele perioden, med sammenligninger med eldre data, samt inkludert de biologiske observasjoner som er knyttet til problemstillingen.

Hovedkonklusjonen er at programmet, med mindre justeringer, bør være godt nok for de formål Vattenvårdsförbundet har.

Vattenvårdförbundets 7 målsetningar med övervakningen och våra kommentarer till disse:

<b>VVF's målsetningar:</b>	<b>Kommentarer:</b>
Gi et oversiktsbilde av miljöförhållena i kystvattnet mhp. flora, fauna, <b>vann</b> og miljögifter.	Regionalt er programmet dekkende og gir et bra oversiktsbilde av miljöförhållena. Indre skjærgården ved Fjällbacka er imidlertid ikke dekket.
Angi påvirkning på miljøet ut fra lokale, regionale og andre utslippskilder.	Stasjonsnettet er tilstrekkelig for å fange opp effekter og gradienter i regionen, men programmet er sterkt avhengig av de hyppige observasjonene utenfor eller ved kysten fra andre program for å fange opp bl.a. langtransporterte tilførsler. Lokalt dekkes ikke alle de områder hvor det forekommer større tilførsler.
Danne basis for fremtidige sammenlignende studier, ved å etablere lange tidsserier.	Godt egnet, men graden av sikkerhet i eventuelle endringer bør undersøkes. Programmet er igjen avhengig av observasjoner fra andre programmer med høyere observasjonsfrekvens.
Identifisere utslipp av næringssalter (N, P) over tid.	Programmet vil ikke fange opp <b>alle</b> lokale tilstander med større tilførsler og dessuten ha vanskeligheter med å skille mellom ulike kilder uten hjelp fra de andre programmene i området.
Dekke påvirkningen i hele undersøkelsesområdet, dvs. Bohusläns kystvann.	Se ovenfor.
Fastslå om, og i så fall i hvilken grad, forbundets medlemmer (i grupper eller som enkeltmedlemmer) påvirker miljøet.	Ja, men avhengig av gode data fra utslippene og variasjonen i disse over året og med hvilken grad av sikkerhet en ønsker å trekke konklusjoner.

Tabell 2.1.3. Middelværdi juni - august 1990 - 96, 0-5 m dyp (0-10 m for klorofyll-a) (1994 - 96 for stasjon 3 og 22, samt 1995 - 96 for stasjon 4.5 og 5).

Middelværdier Bosam 1990-96 sommer		Siktedyp		Klorofyll a		PSU		O <sub>2</sub> (%)		TotN		NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N		NH <sub>4</sub> -N	
		Statnr.	N	Siktedyp	N	Kla	N	PSU	N	Omet	N	TotN	N	NO <sub>3</sub> NO <sub>2</sub> -N 2N	N
VALÖ	1	19	6.99	84	2.06	63	20.499	63	106	62	16.58	63	0.51	63	0.43
SKALKORGARNA	2	20	3.25	84	4.39	63	18.871	62	107	63	25.36	63	4.30	59	1.98
E ÄLVSBOGSRON	3	9	1.61	36	2.50	27	10.699	25	93	26	49.53	27	21.69	26	3.41
DANAFJORD	4	21	5.70	84	2.56	63	20.182	62	107	63	19.96	63	2.12	63	1.08
KORNHALL	4.5	6	1.83	10	2.32	6	0.883	6	99	6	58.13	6	35.38	6	1.67
RÄVUNGARNA	5	6	3.83	24	3.63	18	17.073	17	108	18	28.68	18	6.44	18	0.68
INSTÖ RÄNNA	7	19	4.38	83	3.29	62	20.215	61	108	63	21.63	63	1.30	59	0.44
STIGFJORDEN YTTRE	9	19	5.65	84	2.91	63	22.961	59	108	60	18.06	63	0.19	59	0.28
GALTERÖ	10	18	4.33	84	3.78	63	22.436	60	109	59	20.13	63	0.22	60	0.46
KOLJÖFJORD	11	22	4.74	82	3.71	66	23.083	65	106	66	19.65	66	0.29	63	0.33
BJÖRKHOLMEN	12	21	5.38	84	2.61	63	23.855	63	105	60	17.93	63	0.31	60	0.36
STRETUDDEN	13	21	6.02	79	2.03	63	24.425	63	103	59	16.83	63	0.21	60	0.33
ÅSTOL	14	19	7.16	83	2.17	62	21.698	62	108	60	16.98	63	0.45	58	0.29
KOSTERFJORDEN (NR.16)	16	21	8.10	84	1.58	63	25.488	63	111	63	15.43	63	0.16	63	0.22
BYTTELOCKET	17	21	6.74	79	1.99	63	24.412	61	103	59	16.08	63	0.21	60	0.34
BYFJORDEN	18	17	3.84	84	5.17	62	22.222	63	113	61	23.06	63	0.61	59	0.78
HAVSTENFJORD	19	20	4.76	80	3.80	63	22.631	60	112	63	20.17	63	0.24	53	0.50
RIKSGRÄNSEN	22	8	4.69	32	2.57	24	21.758	24	108	24	17.18	24	1.88	24	0.23

Tabell 2.1.3. (forts.)

Middelverdier Bosam 1990-96 sommer		Tot-P		PO <sub>4</sub> -P		SiO <sub>4</sub>		PON		POC		POC/PON		Tot-(N/P)		Uorg-(N/P)	
Middelverdier	Statnr.	N	TotP	N	PO <sub>4</sub> -P	N	SiO <sub>4</sub>	N	PON	N	POC	N	POC/PON	N	Tot-(N/P)	N	Uorg-(N/P)
VALÖ	1	60	0.40	63	0.08	63	0.90	6	3.52	15	26.14	6	7.5	60	45.6	63	13.1
SKALKORGARNA	2	63	0.53	63	0.10	63	2.09	6	5.25	15	36.61	6	7.2	63	52.9	59	77.6
E ÄLVSBOGSRON	3	26	0.99	27	0.20	27	8.45	3	5.80	3	47.07	3	8.2	26	57.4	26	182.8
DANAFJORD	4	63	0.43	62	0.08	62	1.25	12	4.12	21	30.17	12	7.5	63	53.5	62	41.7
KORNHALL	4.5	6	0.58	6	0.08	6	9.23							6	103.1	6	790.2
RÄVUNGARNA	5	18	0.59	18	0.11	18	1.87							18	55.0	18	82.8
INSTÖ RÄNNA	7	63	0.66	63	0.10	63	1.16	6	5.95	14	38.99	6	7.2	63	49.8	59	23.3
STIGFJORDEN YTTRE	9	63	0.50	63	0.10	63	1.31	12	4.87	21	37.27	12	7.6	60	38.9	59	8.0
GALTERÖ	10	59	0.54	63	0.11	63	1.70	7	5.77	16	39.26	7	6.8	59	42.4	60	8.1
KOLJÖFJORD	11	66	0.54	66	0.06	66	1.51	13	4.08	22	34.42	13	7.2	66	38.8	63	15.8
BJÖRKHOLMEN	12	60	0.41	63	0.07	63	1.28	5	4.00	13	28.56	5	7.6	60	53.2	60	15.2
STRETUDDEN	13	60	0.39	63	0.06	63	0.77	12	3.48	19	26.03	12	7.5	59	52.4	60	14.9
ÅSTOL	14	60	0.37	62	0.08	63	0.72	12	4.32	21	30.23	12	7.5	60	50.5	57	11.3
KOSTERFJORDEN (NR16)	16	60	0.55	63	0.07	63	0.88	11	3.56	21	26.24	11	7.7	60	30.2	63	9.6
BYTTELOCKET	17	60	0.34	63	0.06	63	0.57	5	3.54	13	26.42	5	7.1	59	75.7	60	14.7
BYFJORDEN	18	61	0.59	63	0.09	63	1.08	12	6.53	21	49.13	12	7.7	61	47.9	59	30.2
HAVSTENFJORD	19	63	0.53	63	0.10	63	1.08	12	6.08	21	44.50	12	8.0	63	43.6	53	12.3
RIKSGRÄNSEN	22	24	0.50	24	0.07	24	4.47	7	4.47	8	32.13	7	7.6	24	35.0	24	27.7

Tabell 2.1.4. Middelværdi desember - januar 1990 - 96, 0-5 m dyp (0-10 m for klorofyll-a) (1995 - 96 for stasjon 3, 4,5, 5 og 22).

Middelværdier Bosam 1990-96		Siktetyp		Klorofyll a		PSU		O <sub>2</sub> (%)		Tot N		NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N		NH <sub>4</sub> -N	
Stasjon	Statnr.	N	Siktetyp	N	Kla	N	PSU	N	Omet	N	TotN	N	NO <sub>3</sub> +O <sub>2</sub> -N	N	NH <sub>4</sub> -N
VALÖ	1	12	6.17	84	1.82	63	24.401	63	98.11	63	21.91	63	6.49	56	1.12
SKALKORGARNA	2	11	2.95	84	1.30	63	21.141	62	96.58	62	34.10	63	12.96	60	4.74
E-ÄLVSBORGSBRON	3			27	0.61	21	12.868	21	92.90	21	49.25	21	29.05	20	3.00
DANAFJORD	4	12	4.23	84	1.52	63	24.197	61	97.57	63	24.44	63	7.90	60	1.71
KORNHALL	4.5	5	1.60	10	1.38	5	0.623	5	97.77	5	65.70	5	40.73	5	1.63
RÄVUNGARNA	5	3	2.17	12	0.82	9	20.008	9	96.50	9	31.16	9	14.42	9	2.18
INSTÖ RÄNNA	7	14	4.72	80	1.07	60	21.312	57	96.79	60	30.45	59	13.07	57	1.73
STIGFJORDEN YTTRE	9	17	6.56	76	0.95	57	25.724	57	96.59	57	24.33	57	7.35	54	2.02
GALTERÖ	10	11	4.55	86	0.75	66	24.683	66	93.74	66	28.03	66	10.34	63	2.32
KOLJÖFJORD	11	11	5.93	72	0.58	54	24.456	53	90.06	54	28.26	54	10.89	50	1.47
BJÖRKHOLMEN	12	16	3.34	64	0.98	48	23.151	48	95.02	48	29.05	48	13.65	48	2.28
STRETUDDEN	13	18	6.23	80	1.11	57	26.904	57	95.96	51	21.95	60	7.30	59	1.84
ÅSTOL	14	14	6.96	84	1.33	62	24.742	57	97.79	63	23.89	63	8.25	58	1.25
KOSTERFJORDEN (NR16)	16	20	7.81	80	1.37	60	29.647	60	99.35	60	17.51	60	6.56	60	1.02
BYTTELOCKET	17	19	5.84	80	1.18	60	27.645	59	96.34	54	21.80	60	6.59	60	1.56
BYFJORDEN	18	1	7.00	80	0.49	59	22.114	56	90.00	58	37.19	60	15.10	57	4.05
HAVSTENFJORD	19	2	5.15	78	0.50	60	23.763	57	92.26	60	30.89	60	11.85	57	2.41
RIKSGRÄNSEN	22	7	10.36	28	0.67	21	29.048	21	95.90	21	16.98	21	6.73	21	1.37

Tabell 2.1.4. (forts).

Middelverdier Bosam 1990-96		Tot-P		PO <sub>4</sub> -P		SiO <sub>4</sub>		PON		POC		POC/PON		Tot-(N/P)		Uorg-(N/P)	
Middelverdier	Statnr.	N	Tot-P	N	PO <sub>4</sub> -P	N	SiO <sub>4</sub>	N	PON	N	POC	N	POC/PON	N	Tot-(N/P)	N	Uorg-(N/P)
Stasjon																	
VALÖ	1	61	0.80	63	0.51	63	7.18	7	2.1	14	19.2	7	8.6	61	28.3	56	14.8
SKALKORGARNA	2	62	0.84	63	0.53	63	11.01	7	2.5	14	21.3	7	8.6	62	41.6	60	35.0
E ÄLVSBOGSRON	3	21	0.94	21	0.35	21	16.21	2	2.3	2	18.8	2	8.4	21	60.0	20	171.6
DANAFJORD	4	62	0.81	63	0.52	63	7.78	12	1.9	19	16.6	12	8.3	62	31.7	60	19.7
KORNHALL	4.5	5	1.00	5	0.14	5	19.10							5	90.3	5	555.2
RÄVUNGARNA	5	9	0.65	9	0.39	9	10.50							9	47.5	9	45.2
INSTÖ RÄNNA	7	60	0.75	60	0.47	59	9.87	7	2.4	14	20.6	7	8.6	60	41.5	56	33.1
STIGFJORDEN YTTRE	9	56	0.75	57	0.48	57	8.23	11	1.6	17	13.0	11	8.0	56	33.1	54	19.3
GALTERÖ	10	66	0.87	66	0.60	66	12.43	8	1.6	15	14.1	8	7.9	66	32.7	63	21.1
KOLJÖFJORD	11	52	0.96	54	0.71	54	18.67	10	1.1	16	8.8	10	7.2	52	30.4	50	18.3
BJÖRKHOLMEN	12	45	0.99	48	0.61	45	21.31	6	1.5	12	11.1	6	7.1	45	30.8	48	26.4
STRETUDDEN	13	54	0.88	60	0.57	60	8.27	10	1.8	17	12.5	10	6.6	51	25.8	59	16.2
ÅSTOL	14	62	0.76	63	0.50	63	7.67	12	1.6	19	16.1	12	8.6	62	31.9	58	19.3
KOSTERFJORDEN (NR16)	16	60	0.85	60	0.57	60	5.84	12	1.3	19	14.4	12	8.6	60	21.0	60	13.4
BYTTELOCKET	17	54	0.85	60	0.59	60	7.12	6	1.8	12	14.9	6	7.3	54	27.0	60	13.9
BYFJORDEN	18	59	1.00	60	0.69	60	22.81	12	1.3	18	12.1	12	8.0	57	37.8	57	29.6
HAVSTENFJORD	19	57	0.90	60	0.65	60	18.80	12	1.1	18	10.6	12	8.2	57	34.5	57	22.7
RIKSGRÄNSEN	22	21	0.70	21	0.46	21	7.18	7	1.1	7	8.9	7	8.1	21	24.8	21	17.7



**Tabell 2.1.5.** Korrelasjonsanalyse av ulike parametre for hvert dyp 1994 - 96 på stasjon 16 og 22.

	<b>0m</b>	<b>5m</b>	<b>10m</b>	<b>15m</b>	<b>20m</b>	<b>30m</b>	<b>230-240m</b>
PSU	0.8	0.96	0.98	0.93	0.94	0.93	0.93
Siktedyp	0.84						
Kl-a	0.87	0.94	0.94	0.9	0.83	0.65	
Tot-N	0.64	0.8	0.7	0.96	0.88	0.91	-0.14
NO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	0.5	0.94	0.99	0.98	0.97	0.97	0.6
NO <sub>2</sub> -N							
NH <sub>4</sub> -N	0.62	0.94	0.82	0.9	0.84	0.95	0.95
Tot-P	0.69	0.79	0.62	0.94	0.95	0.87	-0.06
PO <sub>4</sub> -P	0.96	0.97	0.97	0.96	0.95	0.95	-0.02
SiO <sub>4</sub>	0.49	0.8	0.99	0.84	0.95	0.91	0.39
O <sub>2</sub> (%)	0.7	0.81	0.93	0.9	0.84	0.88	0.52
POC		0.84			0.8		
PON		0.92			0.77		

## 2.2 Plankton

### Foreliggende materiale vedrørende fytoplankton:

- 1990 - 93:** Kvartalrapporter og årsrapporter fra Kustvattenkontrollen i Göteborgs og Bohus län.
- 1994:** Fytoplankton. Årsrapport 1994. Kustvattenkontrollen i Göteborgs og Bohus län.

### 2.2.1 Programmets innhold og gjennomføring

Hensikten med fytoplanktonprogrammet er uttalt å være en undersøkelse hvor en skal fange opp langsiktige forandringer i fytoplanktonets sammensetning. Dessuten skal programmet fange opp forekomster av giftige planktonarter slik at oppdrettere og allmenheten raskt skal kunne varsles om slike episoder.

For å oppnå programmets målsetting var det i perioden 1990 til sommeren 1994 valgt ut 4 stasjoner, hvorav 3 lå ute ved kysten, mens 1 lå inne i et beskyttet fjordområde. Fra sommeren 1994 ble stasjonsantallet økt til det doblet med stor oppmerksomhet mot fjordene rundt øyene Orust og Tjörn utenfor Uddevalla. Innsamlingsfrekvensen gjennom året har vært konstant med en månedlig innsamling. Prøvene tas som slangeprøver (integrerte prøver) fra 0 - 10 meter og 10 - 20 meter. I tillegg tas det i perioden april - oktober prøver på de samme dyp som under hydrografiprogrammet (0,5, 2, 5, 10, 15, 20 og 30 meter), men disse analyseres kun hvis spesielle situasjoner oppstår. Alle prøver skal først gjennomgås på levende materiale før de fikseres. Innen 6 uker skal fytoplanktonet undersøkes kvalitativt og kvantitativt. Spesielt skal det være oppmerksomhet rundt giftige/potensielt giftige arter. Ved årets slutt skal det skrives en årsrapport som omtaler fytoplanktonets utvikling gjennom året på de ulike stasjonene, og her skal hendelser og forskjeller mellom ulike stasjoner kobles opp mot hydrografiske målinger inkludert næringssaltanalyser.

### 2.2.2 Sammenheng mellom målsetning og utførelse

Hvis programmet skal kunne nå den målsetning som er uttalt, må det tas stilling til en del viktige punkter slik som valg av stasjoner, innsamlingsfrekvens, innsamlingsdyp, fikseringsmetode og analyse-metodikk. Hvert av disse punktene vil i det følgende bli kommentert.

#### 2.2.2.1 Stasjonsvalg

I programmets første fase var det valgt ut 4 stasjoner fra Valö i sør til Riksgränsen i nord. I utgangspunktet kan antallet stasjoner virke tilfredsstillende hvis hensikten kun er å fange opp eventuelle forandringer i fytoplanktonsamfunnet over tid på denne strekningen. For en tilstrekkelig overvåking av forekomsten av giftige alger i hele overvåkingsområdet, synes imidlertid stasjonsantallet å være for lite. Utvidelsen fra 4 til 8 stasjoner er i denne sammenheng forståelig. Det kan imidlertid stilles spørsmål ved om fordelingen av stasjoner mellom indre og ytre områder er den riktige. Likeledes bør det vurderes om det er nødvendig å legge 3 stasjoner i fjordområdet fra Uddevalla og ut til kysten via Koljöfjord. Ut fra kun 1994-resultatene er det vanskelig å bedømme om disse stasjonene er så forskjellige at de er nødvendige for å svare til programmets målsetning. Etter noe lengre tids algeanalyser fra disse stasjonene bør det gjennomføres en analyse for å se på nødvendigheten av alle 3

stasjonene. En flytting av 1 stasjon til Gullmarn kan synes fornuftig hvis ikke dette fjordområdet dekkes av andre overvåkningsprogram.

Ingen av kyststasjonene er plassert så langt ut fra kysten at de fanger opp planktonsammensetningens utvikling ute i åpen sjø. Det kan derfor være vanskelig å bedømme i hvilken grad planktonutviklingen inne ved kysten og videre innover i fjordområdene påvirkes av/følger plankton-suksesjonen ute i åpen sjø. For å få oversikt over om en algeblomstring har sitt utspring lokalt eller om den transporteres fra åpent hav og inn til land, bør det etableres en innsamlingsstasjon utenfor de nære kystområdene. Hvis en slik stasjon etableres utenfor Göteborg, vil den fange opp planktonsammensetningen i vann som transporteres sydfra inn i området.

Overvåkingsprogrammet omfatter også toksinkontroll av muslinger (se kapittel 2.11). For å kontrollere sammenhengen mellom toksiske muslinger og mengden giftproduserende alger i vannmassene er det nødvendig å ha algedata fra området. De fleste musling-stasjonene ligger i områder hvor det også finnes alge-stasjoner. Dette er imidlertid ikke tilfelle for musling-stasjonene C (Kulefjorden ved Grebbestad) og L (Fjällbacka). Ut fra argumenteringen om at en bør ha algedata fra områder hvor det tas prøver for toksininnhold i muslinger, bør det etableres en planteplankton-stasjon i dette området. Området utenfor Strömstad burde kunne dekkes med en plankton-stasjon. I årsrapporten fra 1994 er resultatene fra algeanalysene fra stasjon 16 (Kosterfjorden) og stasjon 22 (Riksgränsen) gjengitt, og ut fra disse resultatene og likhetsanalysen som er utført under delprogram 1 (hydrografi/ hydrokjemi), foreslås det at stasjon 22 sløyfes og at det opprettes en ny stasjon i Fjällbacka-området.

#### **2.2.2.2 Innsamlingsfrekvens**

Den største artsrikdommen med hensyn på kiselalger finner en som oftest i forbindelse med våroppblomstringen tidlig på året. Erfaringer fra Norge viser også at det over relativt kort tid i disse blomstringsperiodene kan skje forholdsvis store endringer i fytoplanktonsammensetningen, dvs. artssuksesjonen skjer over relativt kort tid. For å fange opp artsrikdommen og suksesjonen i disse periodene er det derfor nødvendig med prøvetaking minst hver 14. dag. Når målsetningen med VVFs planktonprogram er å fange opp endringer i fytoplanktonets sammensetning, bør det vurderes å ha en mer differensiert innsamlingsfrekvens som spesielt kan fange opp artssuksesjonen om våren. Uten en økning av innsamlingsfrekvensen, spesielt om våren, vil det være nærmest umulig å fange eventuelle forandringer i algesammensetningen over tid.

Innsamlingsfrekvensen i programmet bør også ta hensyn til at de planktoniske algene har en vekstsesong som strekker seg fra tidlig vår og til sen høst. I vintermånedene er det normalt liten algeproduksjon, og sannsynligheten for store algeblomstringer i denne perioden er derfor liten. Det kan derfor være naturlig å senke innsamlingsfrekvensen på denne årstiden og/eller redusere antall stasjoner hvor det gjennom-føres innsamlinger av prøver til analyse av planteplankton.

Med en delingshastighet på inntil 1 deling pr. dag for planktonalger er potensialet for hurtig økning av celledetallet relativt stort. Det vil si at i løpet av et par uker kan en algeart blomstre opp. Hvis en i tillegg har ugunstige vind og strømforhold, kan algesituasjonen fort endre seg på en lokalitet. Månedlige innsamlinger for å overvåke forekomsten av giftige alger synes derfor ikke å være hyppig nok. I Norge gjennomføres det i regi av Statens næringsmiddeltilsyn ukentlige innsamlinger og analyser av vann-prøver på en rekke stasjoner langs kysten for å følge med i forekomsten av giftige/potensielt giftige alger.

### 2.2.2.3 Innsamlingsdyp

De hydrografiske målingene viser at vannmassene er sjiktet på de fleste av stasjonene med mer eller mindre ferskvannspåvirkning i det øvre vannlaget. Det synes derfor fornuftig å dele den delen av vannsøylen som prøvetas, i to integrerte vannprøver. Ved at det i tillegg tas prøver for eventuell analyse av fytoplankton fra de faste dypene under hydrografiprogrammet, er det mulig å analysere prøver fra ulike dyp nedover i vannsøylen for eventuelt å avdekke blomstringer i spesielle sjikt.

Fra fjordområder i Norge er det vist at enkelte arter (store dinoflagellater slik som f.eks. *Dinophysis* og *Ceratium*) kan samles i relativt tynne vannsjikt - gjerne akkurat i sjiktet mellom brakt overflatevann og saltere fjordvann. I integrerte vannprøver er det vanskelig å oppdage slike ansamlinger. Det kunne derfor f.eks. ved et par stasjoner gjøres forsøk på å opparbeide fytoplanktonprøver fra de faste hydrografidyrene og sammenligne disse med de integrerte vannprøvene. Dette kunne også gi informasjon om inndelingen av de integrerte vannprøvene fra 0 - 10 og 10 - 20 meter er et optimalt valg.

### 2.2.2.4 Fikseringsmetoder

Ulike fikseringsvæsker bevarer fytoplanktonet i ulik grad. Enkelte fikseringsvæsker bevarer f.eks. diatomeer og cocolithophorider godt, mens andre gir god fiksering av nakne flagellater. Retningslinjer utarbeidet av OSPARCOM (1996) for eutrofirelatert overvåking gir heller ingen entydig anbefaling om fikseringsmiddel, men anbefaler at dette utredes innen kommisjonen. Inntil dette eventuelt avklares vil parallelle prøver som fikseres med hver sin fikseringsvæske være en fornuftig strategi.

I de foreliggende rapporter gis det ikke henvisninger til hvilke fikseringsvæsker som er benyttet. En slik metodebeskrivelse kan gjøres en gang og så henvises til i senere rapporter. På grunn av ovennevnte problem med ulike fikseringsvæsker er det viktig at klar metodebeskrivelsen angis. Endringer i fikseringsmetoder under en overvåkingsperiode kan føre til store vanskeligheter med tolkningen av resultatene.

### 2.2.2.5 Analysemetodikk

For identifisering og kvantifisering av planteplankton kan flere ulike metodikker benyttes. Vanligst er det å benytte ulike sedimentasjonskamre hvoretter de sedimenterte prøvene analyseres ved bruk av omvendt mikroskop. For overvåking av store dinoflagellater, slik som f.eks. *Dinophysis* spp., kan algene først oppkonsentreres på filter før telling gjennomføres.

I de foreliggende rapportene er det ikke gitt opplysninger om analysemetodikk. Hvis telleresultatene skal gjennomgå statistiske analyser, er det nødvendig med en beskrivelse av anvendt metodikk, slik at metodens usikkerhet kan legges inn i statistikkanalysen. Endringer i analysemetode i løpet av en overvåkingsperiode kan få konsekvenser for tolkingen av de statistiske analyseresultatene.

## 2.2.3 Konklusjoner og anbefalinger

Frem til 1994 er rapporteringen av fytoplankton kvartalsvis, hvor siste kvartalsrapport også er en årsrapport. Verdien av kvartalsrapportene kan synes uklar i forhold til programmets målsetning. For vurdering av endringer over lang tid kan ikke kvartalsrapporter ansees å ha noen verdi. All den tid slike rapporter også foreligger i ettertid etter eventuelle blomstringer av giftige/skadelige alger, er det

vanskelig å se at kvartalsrapportene kan ha noen varslende effekt hverken for oppdrettere eller allmenheten.

For 1994 er fytoplanktonutvikling presentert i en egen årsrapport. Denne tar for seg planktonets utvikling fra måned til måned på de ulike lokalitetene, slik at det til en viss grad er mulig å få oversikt over hvilke arter som dominerer gjennom året. På grunn av for lav innsamlingsfrekvens spesielt om våren fremkommer imidlertid ikke artssuksesjonen i forbindelse med våroppblomstringen. Forekomster av giftige/potensielt giftige alger er godt kommentert.

Slik som årsrapporten for 1994 er presentert, gir den en summarisk oversikt over artsutviklingen i de to integrerte vannprøvene fra henholdsvis 0 - 10 og 10 - 20 meter. Ingen koblinger er imidlertid gjort mellom hydrografi, næringssalter, spesielle episoder osv. Dette medfører at rapporten blir svært deskriptiv med hensyn på artsforekomster og gir ingen forsøk på forklaringer på sammenhenger mellom artsforekomster og miljøparametre.

For å få et bilde av biomasseutviklingen sammenholdt med artsforekomstene ville det vært ønskelig med en samlet presentasjon av algebiomasse i form av klorofyll-*a* og algetellinger. Dette vil gjøre det enklere å kommentere sammenhengen mellom blomstrende arter og biomasse i form av klorofyll. En annen metode for å få et bilde av algebiomassen gjennom sesongen, er å beregne algekarbon på grunnlag av algevolum. Gjennom en slik utnyttelse av datamaterialet som algetellingene representerer, kan de ulike algeklassenes biomassemessige betydning gjennom året visualiseres. Ved gjennomføring av slike relativt enkle beregninger kan eventuelle endringer over tid i forholdet mellom de ulike klassene/grupperingene avdekkes. Fytoplanktonrapportenes leselighet ville også økes ved at teksten visualiseres ved bruk av figurer.

#### **2.2.4 Sluttkommentar**

Ut fra de kommentarer som er gitt for planktondelen i overvåkingsprogrammet, må det konkluderes med at resultatene fra overvåkingen av planktoniske alger bare delvis kan benyttes til å gi svar i forhold til målsetningen. For liten innsamlingsfrekvens medfører for eksempel at resultatene fra det gjennomførte programmet alene ikke kan benyttes for å oppdage langsiktige endringer i planteplanktonets artssammensetning om våren.

Månedlige innsamlinger synes heller ikke å være tilfredsstillende når det gjelder overvåkingen av giftige/potensielt giftige alger. En oppblomstring av en giftig algart med påfølgende kulminasjon kan forekomme innenfor et tidsrom på en måned og kan dermed teoretisk sett forekomme uten at den blir fanget opp av overvåkingsprogrammet.

En tilnærmet samlokalisering av stasjoner for algeovervåking og overvåking av toksininnhold i muslinger kan gi både en faglig og økonomisk gevinst. Alle algestasjoner kan selvfølgelig ikke legges til områder for muslingkontroll, men der det er mulig kan dette være en god løsning. På de aktuelle stasjonene, bør samme personell, - etter opplæring, - kunne utføre prøvetaking både for planktoniske alger og muslinger. Slike koordineringer av feltarbeid burde gi grunnlag for betydelige innsparinger i forbindelse med prøveinnsamlinger.

#### **2.2.5 Konklusjoner**

Antall stasjoner i nære kystområder og fjorder er tilstrekkelig for at programmets målsetning skal tilfredsstilles. Vi har følgende anbefalinger:

- I. Det bør vurderes å flytte enkelte av stasjonene og en stasjon bør etableres i åpen sjø.
- II. Innsamlingsfrekvensen bør differensieres og økes spesielt om våren.
- III. For at programmet på en tilfredsstillende måte skal kunne overvåke tilstedeværelsen av giftige/potensielt giftige alger, bør innsamlingsfrekvensen økes i algenes vekstsesong.
- IV. De årlige fytoplanktonrapportene gir god informasjon om de giftige/potensielt giftige algeartene som programmet er istand til å fange opp. Rapportene bør imidlertid ha sterkere koblinger mellom algeforekomster, algebiomasse og miljøparametere.
- V. Det er positivt at prøvetakingen deler de øvre 20 meterene i to integrerte vannlag. Det bør imidlertid gjennomføres en analyse for å undersøke om inndelingen fra 0 - 10 og 10 - 20 meter er riktig.

## **2.3 Miljøgifter i organismer**

### **2.3.1 Datagrunnlag**

Hovedgrunnlaget for bedømmelsen er presentert i delrapporten fra Granmo & Ekelund (1993) om miljøgifter i organismer. I tillegg baserer vurderingen seg på data om miljøgifter i sedimenter fra Bohuslänkysten (Cato 1992, Helland et al. 1996) og litteratur med relevans for de spørsmål som tas opp i Granmo & Ekelund (1993), eller som ligger i formålet med denne delundersøkelsen. Formålene er gitt i notat av 1992-01-23 fra Göteborg og Bohus läns Vattenvårdsförbund, og nærmere spesifisert/presisert i innledningen hos Granmo & Ekelund. Data fra den vurderte rapporten er benyttet i den senere rapport fra Länsstyrelsen om "Miljøgifter i Göteborg och Bohus Län" (Frisch et al. 1995), som også gir en del informasjon om utslipp.

Innledningsvis må det understrekes at delrapporten som behandles bærer preg av å være en foreløpig redegjørelse, der det opprinnelig har vært forutsatt en senere mer omfattende rapportering (Granmo og Ekelund 1993, s. 4). En god del av innvendingene nedenfor ville sannsynligvis ha falt bort hvis intensjonene om en grundigere bearbeidelse var blitt realisert.

Ved bedømmelsen har det vært et savn at det ikke synes å foreligge noen samlet fremstilling av forurensningskildene og deres utslipp (beliggenhet, stoffer/mengder). I Granmo og Ekelunds rapport sammenlignes resultatene med utvalgte data fra "Kustvattenprosjektet i Göteborg", men uten litteraturreferanse. Opplysninger om utslipp finnes i SNV-rapportene nr. 3209 (SNV 1987) og spesielt i nr. 4082 (SNV 1992). Imidlertid er det forbundet med problemer å relatere resipientparametrene til stoffgruppebetegnelse benyttet i utslippsangivelsene (f.eks. "aromater", "AOX", "Tensider", "Fenol"). Det som behøves for å koble resipientdata til utslipp er opplysninger om disse som samsvarer med resipientparametrene.

### **2.3.2 Programmets innhold og gjennomføring**

#### **2.3.2.1 Innhold**

Observasjonene omfatter registrering (eller forsøk på registrering) av følgende:

I torsk (filèt og lever):

- Metaller

- EOX, EOCl, EPOCl, EPOBr
- PCB, DDT, HCB
- Lengde, vekt, tørrvekt, fettprosent, antall i blandprøvene (5 - 9).

#### I blæretang (blåstång):

- Metaller
- EOX,EOCl, EPOCl, EOBr, EOBr
- PAH
- PCB, DDT (p,p- og o,p-isomere), HCB
- Klorerte aromater (klorbenzen, diklorbenzener, 1, 2, 4- triklorbenzen, pentaklorbenzen, oktaklorstyren)
- Halogenerte alifater (diklormetan, kloroform, triklormetaner, trikloretan, trikloreten, bromdiklormetan, dibromklormetan, bromoform, karbontetraklorid)
- Monosykliske aromater (benzen, toluen, etylbenzen, m,p-xylene, o-xylene, styren)
- Bisykliske aromater (naftalen, 2-metylnaftalener)
- Ftalater (dimetylftalat, dibetylftalat, dietylftalat, dietylhexylftalat, dioktylftalat, butylbenzylftalat)
- Fenoler (di-, tri- og pentaklorfenol; di-, tri- og tetraklorguajakol; di-, tri- og tetraklorcatekol, diverse ikke klorerte fenoler)
- Tørrvekt, fettprosent.

#### I ålekvabbe (tånglake), filèt:

- Miljøgiftparametre som i blæretang
- Biologiske variable som i torsk (men antall i blandprøvene her 8 - 28).

#### I blåskjell (blåmussla), bløtdeler:

- Metaller
- EOX, EOCl, EPOCl, EOBr, EPOBr
- PAH
- PCB, DDT, HCB
- Tørrvektsprosent, fettprosent, skall-lengde, antall i blandprøvene (40 - 55).

Undersøkelsene av miljøgifter i organismer har et prisverdig ærgjerrig omfang mht. registrerte stoffer. Utvalget antas å ha sammenheng med det som er kjent om forurensningskilder på kyststrekningen og ønsket om å få gjenspeilet utslippene til Vattenvårdsforbundets medlemmer. Når enkelte fremtredende kontaminanter savnes, kan det være begrunnet enten i mangelen av kjente lokale kilder og/eller for vanskelige/kostbare analyser. Begge argumenter er vel gyldige for eksempelvis Toxaphene, mens det for dioksiner vedkommende i hvert fall tidligere har vært minst en betydelig kilde litt lenger syd på på den svenske vestkysten (Hallbäck, 1987). Slik sett burde det vel i hvert fall vært med noen orienterende analyser av dioksiner i blåskjell (fremdeles nåtidig belastning utover det som kan forklares ved bare diffuse kilder) og torskeliver, eventuelt også i hepatopancreas av krabbe (*Cancer pagurus*). Derved hadde man (i de samme analysene) kunnet få indikasjoner på belastningen med de giftigste (non-orto) PCB. I denne sammenheng kan man også nevne andre stoffer (polybromerte/ polyklorerte difenyletere, polyklorerte nafalener, polyklorerte parafiner og sulfonerte nedbrytnings-produkter m.fl.). Ved sine iboende egenskaper (bl.a. persistens og tendens til bioakkumulering) må alle disse anses som generelt viktigere miljøgifter enn ovennevnte klorerte aromater (bortsett fra oktaklorstyren), halogenerte alifater, monosykliske aromater, ftalater og fenoler.

For de sistnevnte stoffene representerer det også en vanskelighet at det ikke foreligger tilstrekkelige informasjonen om "bakgrunnsnivåene" og disses naturbetingede variasjoner (individuelle variasjoner i netto akkumuleringsegenskaper). Det fremgår ikke av det tilgjengelige vurderingsgrunnlag om denne

mangelen på referansedata har vært vurdert før overvåkingen ble igangsatt. For gruppen halogenerte alifater savnes det i rapporten en bemerkning om at flere av disse stoffene dannes naturlig i bl.a. tang (se f.eks. Holm et al. 1990), hvilket er av essensiell betydning for tolkningen av resultatene, spesielt for registreringene i blæretang. (Forholdet har også betydning for om disse stoffene kan betraktes som "uønskede").

De utvalgte indikatororganismer reflekterer belastningen på forskjellige levesteder og ved ulike former for eksponering/opptak. Gruntvannsorganismer, og derved nåtidig belastning, er særlig godt dekket, mens livet på dypere vann og eksponering ved direkte/indirekte påvirkning fra forurensete sedimenter bare er dekket ved torsk. Selv om denne arten i stor grad tar byttedyr på bløtbunn, kunne man i tillegg ha hatt en indikatorart som var mer vedvarende og direkte eksponert for forurenset sediment (krabbe eller en flyndreart). Behovet for dette er kanskje særlig stort ved tilfeller av lokalt forurensete sedimenter (f.eks. fra tidligere utslipp). I denne forbindelse kan påpekes at det store materialet av skrubbe fra kartleggingen av sunnhet/sykdom hos fisk også burde ha vært analysert på innhold av miljøgifter (i hvert fall delvis, f.eks. i blandprøver av fisk med ulik frekvens av neoplasia (innledende svulststadier) eller andre symptomer).

Stasjonsutvalget synes mer eller mindre diktret ut fra "länsstyrelsens fastställda kontrollprogram" (kfr. ovennevnte notat). Utvalget virker rimelig begrunnet, og det er vanskelig, uten lokalkjennskap, å gi noen egentlig vurdering utover dette. En senere sedimentundersøkelse (Helland et al. 1996) har gitt indikasjoner på PCB-kontaminering i nærheten av Strömstad, som det kan være verd å følge opp ved neste runde av overvåking av miljøgifter i organismer. Fra Cato (1992) ses en påvirkning med olje/PAH i nærområdet av Uddevalla, som det kan vurderes å følge med en blåskjellstasjon. (Generelt sett virker det litt underlig at en såvidt stor fjord med betydelige brukerinteresser ikke er blitt dekket ved i alle fall sonderende undersøkelser av de viktigste miljøgifter i spiselige indikatorarter).

### **2.3.2.2 Gjenspeiling av medlemmenes utslipp - analyseparametrenes relevans**

Det foreligger ingen opplysninger om utslipp av stoffer som ikke er dekket i undersøkelsen. Denne del av formålet synes følgelig oppfylt. (Se dog bemerkningene ovenfor om indikasjoner fra sediment-undersøkelser om PCB-påvirkning ved Strömstad og noe forhøyede PAH i nærheten av Uddevalla). For å få en best mulig kobling mellom resipientdata og utslipp bør det tilstrebes en bedre samordning av parametre ved utslippskontroll og overvåking enn det som synes være tilfelle nå.

Selv om de analysevariable i og for seg er relevante i forhold til utslippene i området, kan det for noen stoffer stilles et spørsmålsteget ved om de er egnet for overvåking. Dette gjelder f.eks. relativt flyktige og nedbrytbare forbindelser uten spesiell tendens til bioakkumulering. Her tenkes særlig på gruppene monosykliske aromater, fenoler og halogenerte alifater, delvis også de lavest klorerte innen det som her er betegnet klorerte aromater. Med mindre det dreier seg om meget store utslipp, anses overvåking av slike variable mest aktuelt i de aktuelle utslipps nærområder, neppe for større kyststrekninger.

Både for ovennevnte grupper og enkelte av de øvrige variable er det vanskelig å bedømme den fulle nytteverdi av observasjonene før de er blitt forsøkt knyttet til konkrete kilder (utslipp) der disse er kjent. I det følgende gis noen oppsummerende bemerkninger til resultatkapitlet, som kan illustrere dette og enkelte andre forhold som berører relevansen av det som er gjort.

Bortsett fra kvikksølv anses analyser av metaller i fiskefilèt for unødvendig. Opptaket reguleres og eventuell akkumulering vil primært ses i indre organer (lever, nyre) og gjeller.



Påstanden på rapportens s. 5 om "lave verdier" av EOX, etc. i torskefilet fra alle stasjoner, savner dokumentasjon (referanse til mulige grunnlagsstudier i referanseområder). Mangelen på referansedata er et generelt problem for disse samleparametrene og vanskeliggjør bedømmelsen av resultatene også i de øvrige arter (f.eks. ubelagt påstand om "lave verdier" i blæretang). I Norge har analyse av EPOCl/EPOBr i organismer gitt til dels omvendte avstandsgradienter ut fra det man skulle vente, og generelt vanskelig tolkbare resultater (Knutzen et al. 1994 med ref.). Bruken innen overvåking anses tvilsom eller ikke tilrådelig før det foreligger data fra grunnlagsstudier som bl.a. viser størrelsen i naturlige variasjoner. Analyser i tang er i så måte spesielt å fraråde, siden alger produserer diverse klor- og bromorganiske stoffer (Holm et al. 1990, Østfeldt et al. 1994). Også i den foreliggende undersøkelse opptrer underlige resultater der det savnes kommentarer, - f.eks. enkelte bemerkelses-verdige lave EOCl-verdier sammenlignet med EOX i blæretang, alle EPOCl-verdier under deteksjons-grensen i samme art, mer EOBr enn EPOBr på en av blåskjellstasjonene, samt tilfeller av mer EOCl enn EOX i ålekvalbe og blåskjell.

Registreringene av samleparametrene for halogenerte forbindelser er (foreløpig) ikke relatert til navngitte kilder, og formålet med observasjonene blir på den måten uklare (dvs. når det gjelder medlemmenes utslipp og mulig påvisning av virkning fra tidligere utslipp).

At begrunnelsen for analyse av lavklorerte aromater, halogenerte alifater, monosykliske aromater, ftalater og fenoler heller ikke fremgår ved henvisning til konkrete eller mistenkte kilder ved diskusjonen av resultatene, gjør det på samme måte generelt vanskelig å bedømme disse parametres relevans. Mens det vel i prinsippet kan argumenteres for verdien av generell oversiktskartlegging når det gjelder samle-variable for i all fall persistente klor-/bromforbindelser i organismer (hvis man ser bort fra mangelen på grunnlagsstudier), er det vanskeligere å se berettigelsen av å kartlegge lavklorerte aromater, etc. annet enn eventuelt som ledd i helt lokal overvåking.

For de øvrige parametre - PCB/DDT m.v., PAH, TBT og metallene - har registreringene generell interesse, men det antas at det også for disse vedkommende har vært hensikten å diskutere utbredelsen i relasjon til mulig lokal påvirkning (eventuelt bare fra større diffuse kilder). Både dette og sammenligning med data fra andre undersøkelser har imidlertid åpenbart vært planlagt som en påfølgende runde i rapporteringen.

### 2.3.2.3 Indikatorartene - sammenlignbarhet med andre undersøkelser

Både torsk, blåskjell og blæretang er i utstrakt bruk som indikatorarter, og det finnes derfor mye data å sammenligne med fra steder med ulik grad av belastning. Blåskjell og torsk er blant de anbefalte arter innen europeiske overvåkingsprogrammer. Blæretang er anerkjent brukbar som indikator på flere viktige metaller. Ved metallovervåking supplerer blåskjell og blæretang hverandre på en verdifull måte. Dels vil de reflektere noe forskjellig belastning (tang primært løst metall, blåskjell både partikulært og løst). Dels har de noe forskjellige egenskaper versus enkelte særlig viktige metaller. Mens f.eks. blåskjell synes å være en bedre indikator på bly, kadmium og kanskje kvikksølv, gjenspeiles belastning med sink og kobber vanligvis best i tang (Knutzen et al. 1995b). Tang har også vært brukt som indikator på organiske miljøgifter, men i vesentlig mindre grad, slik at det her vil være vanskeligere å finne sammenligningsmateriale. For slike stoffer er indikator-egenskapene til tang vesentlig dårligere kjent enn tilfellet er for blåskjell og fisk. I utgangspunktet må tang antas mindre egnet, i hvert fall når det gjelder tungtløselige, og dermed stort sett partikkelbundne stoffer som PCB, DDT, PAH, o.l. I rapporten savnes en begrunnelse for at blæretang er foretrukket fremfor blåskjell som en generell indikatorart for alle de stoffer som det er funnet aktuelt å registrere.

Den fjerde indikatorarten fra denne undersøkelsen - ålekvalbe (tånglake) - har så langt vært mindre i bruk (Wright 1976, Essink 1980, Mathieson og McLusky 1995), men vurderes til å være godt egnet ut

fra sitt stedbundne levevis, vide utbredelse og relativt lette tilgjengelighet. Ved sin særegne yngelpleie er denne arten også interessant som testorganisme. Det antas at hovedgrunnen til at arten er tatt med er tidligere erfaringer fra Sverige (Jacobson et al. 1993), og spesielt fra den svenske vestkysten.

Den foreløpige rapporten har bare i begrenset grad gjort sammenlikning med resultatene fra andre undersøkelser. F.eks. savnes dette i forbindelse med omtalen av kvikksølv og PCB i torsk, metaller i tang og blåskjell, i det hele tatt i de tilfeller man uttrykker at et registrert nivå er "lavt" eller "høyt". Enkelte ganger synes forfatterne ikke å ha overblikk over relevante referansedata, f.eks. når et kvikksølvinnhold i torsk betegnes som "lavt" (s. 5), enda det ligger 1.5 - 2 x høyere enn det som i Norge anses å være et "høyt diffust bakgrunnsnivå", og i enda høyere grad når 2 - 5 ganger forhøyede kvikksølvverdier i blåskjell ikke kommenteres (tabell 1 i blåskjellvedlegg). (For referanseverdier, se Knutzen og Green 1995).

#### 2.3.2.4 Dokumentasjon av prøvene

Prøvene er i hovedsaken tilstrekkelig dokumentert for en innledende undersøkelse, dvs. med angivelser av innsamlede fisks antall, lengde, vekt og fettinnhold. Det ideelle kravet om i tillegg bestemmelse av alder og kjønn har først og fremst relevans ved individuelle analyser. Slike opplysninger kan vanskelig ses å kunne være til noen bruk ved blandprøver og er tvilsomme i relasjon til undersøkelsenes praktiske siktemål. Også for blåskjell er antall, størrelsesintervall og fettprosent angitt. For blæretang er angitt fettprosent, tørrstoffinnhold og prøvemengde. Mer interessant enn sistnevnte ville det være å få oppgitt hvor mange individer/skudd som inngår i blandprøvene og hvilken del av tangen som er benyttet (vanligvis standardisert til en nærmere angitt del av skuddspissene).

For blåskjell og tang mangler angivelse av dato for prøvetaking. I denne forbindelse er det henvist til egne rapporter, men uten nærmere dokumentasjon.

Noe av torsken er fanget i 1992, mens det i rapporttittelen bare står 1993.

Vi antar at en nærmere redegjørelse for prøvestedenes beliggenhet er tilgjengelig fra underlagsmaterialet, og at dette vil bli inkludert i den planlagte endelige rapporten.

#### 2.3.2.5 Omfang, analyse- og målekvalitet

Som oversiktsregistrering er undersøkelsen meget bred og skulle slik sett være tilfredsstillende så lenge stasjonene er representative for sine respektive delområder. Utover dette er det lite å bemerke for ikke lokalkjente, bortsett fra det mulige behovet for også å få dekket Byfjorden utenfor Uddevalla og nærområdet til Strömstad. Om parametre og dekning av lokale forurensningssituasjoner, se nedenfor. Som nevnt der, er det et ankepunkt at deteksjonsgrensene har vært for høye ved bestemmelsene av særlig PCB/DDT/HCB, men også for PAH.

Analysekvaliteteten er vanskelig å bedømme uten egen erfaring med eller annen kjennskap til de anvendte laboratorier. Bedømmelsen må vesentlig baseres på angitte deteksjonsgrenser, kunnskap om nivåene av de analyserte forbindelsene andre steder og den innbyrdes sammenheng ("logikken") i de presenterte data. De to sistnevnte forhold gir ingen grunn til å anta noe annet enn at de anvendte analysemetoder er pålitelige.

Selv i en foreløpig redegjørelse kunne man kanskje vente korte prinsippskisser av analysemetodikk, eller i det minste referanser til metodebeskrivelser. En slik dokumentasjon har betydning for jevnførbarheten med data fra oppfølgende studier.

Ved majoriteten av analysene synes deteksjonsnivåene tilfredsstillende. Imidlertid er det et par viktige unntak. Særlig gjelder dette enkeltforbindelser av PCB, DDT med nedbrytningsprodukter og HCB, der deteksjonsgrensene i fiskefilèt og blåskjell har vært omkring 1 µg/kg våtvekt (PCB/DDT) eller 0.3 µg/kg (HCB), mens grensene burde ha ligget ned mot 0.1 µg/kg eller helst under for eventuelt å få frem avstands- eller tidsgradienter ved moderat grad av belastning. (Den anvendte analysemetodikk er derimot brukbar til bedømmelse av fiskefilèts og blåskjells spiselighet, samt for analyser av materiale med høyt fettinnhold, som f.eks. torskelever o.l.). For å få meningsfulle data om PAH i blåskjell (dvs. kunne registrere vanlige nivåer ved bare diffus belastning), er det nødvendig at deteksjonsgrensene for enkeltforbindelser er ned mot 0.5 µg/kg våtvekt eller lavere, mot her angitt ca. 3 - 10 µg/kg. (Ved PAH-analysene i blæretang og ålekvabbe (tånglake) har deteksjonsgrensene vært noe lavere, men heller ikke her tilfredsstillende). Det stilles også spørsmålsteget ved om deteksjonsgrensene for ftalater i blæretang er lave nok ved overvåking av denne stoffgruppens forekomst og utbredelse.

Det mangler en redegjørelse for metodikk for å bestemme total-PCB som Aroclor 1254. Utover bemerkningene om for høye deteksjonsgrenser for enkeltforbindelser av PCB, er det derfor vanskelig å bedømme hvorfor man i torskelever og blåskjell har kommet frem til såvidt høyt forhold mellom tot. PCB og  $\Sigma\text{PCB}_7$  som 4 - 5 mot omkring 1.5 - 2 hos Marthinsen et al. (1991) og Knutzen og Green (1995).

Bestemmelsene av fettinnhold i torskfilèt har gitt noe høyere verdier (1.5 - 2 x) enn det man vanligvis har registrert i norske undersøkelser. Nøyaktig bestemmelse av lavt fettinnhold er et problem som det er verdt å være oppmerksom på.

#### **2.3.2.6 Egnethet som basis for fremtidige undersøkelser med siktemål å registrere utvikling (trender)**

En bedømmelse av dette må bl.a. gå på utvalget av stoffer, overvåkningsstasjoner og benyttede indikatorarter. Som nevnt ovenfor, finnes alt dette i hovedsaken i orden. Den vesentligste innvending gjelder stoffutvalget, der det for fleres vedkommende må anses unødvendig eller tvilsomt med videre registreringer. Imidlertid antas som sagt valget av miljøgifter å ha vært bestemt bl.a. av det i utgangspunktet berettigede ønsket om å få gjenspeilet medlemmenes utslipp. Det har rimeligvis vært vanskelig på forhånd å kunne si med sikkerhet hva som kunne utelates. Hvilke stoffer eller stoffgrupper som bør vurderes sløffet ved gjentatte undersøkelser diskuteres nedenfor. Foruten det som er nevnt ovenfor når det gjelder å få en så vidt mulig fullstendig regional oversikt, bør det drøftes om det ikke for flere av stoffgruppenes vedkommende vil være påkrevet med mer utslippsnære stasjoner både i relasjon til målet om å reflektere bestemte utslipp og for å kunne registrere effekter av tiltak og utvikling over tid.

Bedømmelsen av det gjennomførte programmets egnethet for trendovervåking angår også prøvenes representativitet (f.eks. spørsmålet om bruk av individuelle analyser versus blandprøver, eventuelt antall individer som blandprøvene baseres på), dertil analysekvalitet (se ovenfor) og rapportens behandling av data.

I dette tilfelle har man basert seg på blandprøver. Dette er omkostningseffektivt i en basisundersøkelse (innledende studie) for å peile seg inn på problemnivåer og slik få et bedre grunnlag for å bedømme hva det er behov for trendovervåking av.

Blandprøver vil som oftest også være tilstrekkelig for å kunne bedømme spiselighet, forutsatt at antallet individer som inngår er høyt nok til å kunne antas representativt for gjennomsnittet i et område. I bl.a. internasjonale overvåkingsprogrammer tilrås 20 - 25 eks. av fisk og ca. 50 muslinger. I den foreliggende undersøkelse er disse retningslinjer tilnærmet fulgt for blåskjell, men ikke for torsk, der antallet bare har vært 5 - 9 stk. Hvis det anses ønskelig med trendovervåking, må det for torsks vedkommende etableres et nytt utgangspunkt på de aktuelle "trendstasjoner", der slike retningslinjer blir fulgt ved prøveinnsamlingen. Det gjelder ikke bare antallet individuelle analyser, men også karakteristikken av hvert individ mht. vekt/lengde/fettprosent, eventuelt også alder og kjønn (slik som delvis gjort allerede i denne omgang, men med for lavt antall individer). For mer detaljerte anvisninger vedrørende prøvetaking og statistisk bearbeidelse kan henvises til OSPARCOM (1990) og ASMO (1994).

Den foretatte undersøkelse kan i hovedsaken anses som tilfredsstillende når det gjelder å få en første peiling på tilstanden, slik at det blir enklere å vurdere hva man senere skal prioritere. Den kan derimot ikke ses som fullt tilstrekkelig som utgangspunkt for overvåking. For sikkert å detektere nivåforandringer i tid og rom ved så moderate grader av forurensning som det her stort sett dreier seg om (forbehold for de analysevariable der referansenivåer ikke er kjent), kreves et materiale som kan bearbeides statistisk (dvs. analyse av individuelle fisk eller et antall parallelle blandprøver). Ved det her presenterte opplegget (enkel blandprøve) vil en statistisk trendanalyse først kunne gjøres etter flere årsserier (ikke fra år til annet, som ønskelig).

### **2.3.2.7 Rapportens vurdering av uønskede nivåer og grunnlag for denne vurdering**

Bedømmelsen av "uønskede nivåer" er basert på utledning av stoffenes konsentrasjoner i vann fra observerte nivåer i organismer og biokonsentrasjonsfaktorer fra litteraturen (rapportens s. 8). Det er da en alvorlig mangel at det ikke er tatt med referanser til den aktuelle litteratur med angivelse av de forholdstall mellom nivåer i organismer og vann som forfatterne bruker. Når belegget for de benyttede forholdstall savnes, er det vanskelig å bedømme deres tilforlathet. Ved litteraturstudier av biokonsentrasjonsfaktorer (BKF) vil man ikke sjelden (nærmest regelmessig) finne angivelser som strekker seg over en størrelsesorden. Slike tall er avhengig av observasjons-underlaget, f.eks. eksperimentelle betingelser, og er belemret med stor usikkerhet når de skal overføres til en annen situasjon. Denne usikkerhet påpekes riktignok av forfatterne, men uten dokumentasjon, og ledsaget av en ubelagt og tvilsom påstand om at usikkerheten er større for metaller enn for organiske miljøgifter.

De anslåtte konsentrasjoner i vann er jevnført med bakgrunnsnivåer i kystvann/havvann og med effektgrenser (skadeterskler), og videre er det utledet toksiske enheter (forholdet mellom beregnede konsentrasjoner i vann og effektgrenser) for hvert av stoffene og sammenlagt. Tankegangen i dette er prisverdig, bare man ikke glemmer usikkerheten i premissene. Forfatterne har tatt generelle forbehold, men unnlatt å konkretisere hvor store usikkerhetene er. Dette er uheldig, spesielt fordi det kan rettes flere innvendinger mot det underlaget som er benyttet.

I det følgende konkretiseres de viktigste av disse innvendingene. Det må imidlertid antas at mange av de forhold som påpekes ville ha bortfalt hvis den planlagte grundigere rapportering hadde kommet i stand. Spesielt ville man vel ha fått med de ønskelige referanser til både biokonsentrasjonsfaktorer, effektgrenser og bakgrunnsnivåer, som nå savnes.

**Ad biokonsentrasjonsfaktorer:**

Det anses i høy grad berettiget med en "føre var"-holdning når det gjelder det delvis ekstremt giftige TBT. Hovedgrunnen er at giftigheten overfor særlig ømfintlige arter også kan gjelde mindre iøynefallende dyr enn de sensitive muslinger og snegl som så langt er kjent. Likevel burde forfatterne gjort oppmerksom på at angivelsene av BKF i blåskjell varierer fra noe under 5.000 til over 50.000, samt at det er tydelige indikasjoner på at de høyeste verdiene gjelder ved lav belastning (se ref. i Knutzen et al. (1995a)). I rapporten er benyttet 10.000 for lavt belastede vannmasser. Som sagt kan dette meget vel være berettiget, men det burde ha vært nevnt at beregningen representerer en "føre var"-betraktning. Hvis man hadde benyttet en høyere konsentrasjonsfaktor som ut fra litteraturdata (f.eks. Salazar 1989 og Salazar og Salazar 1991) er mer sannsynlig ved moderat belastning, ville resultatet for toksiske enheter på TBT-lokalitetene blitt lavere. Fra forfatternes tabell 6 ses at sum toksiske enheter overstiger 1 (1.3 - 5.2) på alle stasjoner der TBT er med i beregningen (og ville antakelig ha gjort det hvor som helst i undersøkelsesområdet). Det er uklart hvordan forfatterne har kommet fra tallene i tabell 2 til angivelsene av toksiske enheter i tabell 6. Med den angitte effektgrense på 1 ng/l (som er korrekt ut fra absolutt laveste verdi som er konstatert å medføre effekt), synes det som om bidraget fra TBT til sum toksiske enheter burde ha vært enda større (og summen høyere) enn det fremgår av tabell 6. (For tre av stasjonene, men ikke den fjerde, stemmer tallene i tabell 6 hvis man går ut fra vannkonsentrasjoner avledet fra blåskjellnivåene og bruker 2 ng/l (som er bedre belagt) istedenfor 1 ng/l som skadegrense).

Også i andre sammenhenger forekommer angivelser av BKF som synes tvilsomme så lenge referanser mangler. Det kan virke som at litteraturen er ufullstendig dekket. Det gjelder f.eks. BKF for metaller i tang. For det første er det her ikke vanlig å benytte BKF beregnet ut fra konsentrasjoner på våtvektsbasis. Ved bruk av tang som indikator angis vanligvis metall-konsentrasjonene på tørrvektsbasis for å nøytralisere effekten av varierende vanninnhold (kfr. ref. i Knutzen, 1985). For å vurdere de BKF som forfatterne bruker, har det derfor vært nødvendig å regne om til ca. tørrvektsbasis. Av dette fremgår:

- For kadmium er benyttet BKF i tang (tørrvektsbasis) på ca 5.500. Litteraturen frem til 1984 (ikke oppmerksom på senere sammenstillinger, lite gjort på feltet i senere tid) angir for blæretang 1.400 til 59.000 (Knutzen 1985 med ref.). For blåskjell benytter Granmo og Ekelund ca. 1.350 - 2.450 (variasjon pga. omregning her til tørrvektsbaserte BKF), mens Cossa (1988), ut fra en rekke litteraturdata fra hele verden, angir en relasjon mellom Cd i vann og blåskjell som gir en tørrvektsbasert BKF på ca. 100.000. Fra den sterkt belastede Sørfjorden i Norge viser beregninger varierende BKF i blåskjell: Ca. 4.000 ved den sterkeste kontamineringen og ca. 40.000 ved lavere metallinnhold i vann. Den sannsynligvis for lave BKF som er benyttet, gir et tvilsomt høyt anslag for kadmiumkonsentrasjonen i vann og følgelig også for toksiske enheter fra kadmium.

Også mht. BKF for kvikksølv, krom og nikkel i blæretang synes angivelsene hos Granmo og Ekelund å ligge lavt i forhold til de fleste opplysninger i litteraturen (Cr, Ni, kfr. ref. i Knutzen 1985) eller det som lar seg anslå ut fra observasjoner i et område med meget høy belastning (Hg, kfr. Skei 1995 sammenholdt med Knutzen et al. 1995b fra Sørfjorden i Norge). På den annen side benyttes en svært høy BKF for bly i tang jevnført med litteraturdata. Rapporten opererer til dels med ulike BKF for samme metall (dvs. varierende mellom stasjonene med opp til en faktor på 2, se Cu og Cr).

**Ad rapportens effektgrenser:**

Disse er uten belegg (ingen referanser) og derfor vanskelig å kontrollere. Ved en sammenligning med de strengeste vannkvalitetskriterier fra en litteratursammenstilling (Knutzen og Skei 1990) synes imidlertid den angitte grensen for kvikksølv ( $5 \mu\text{g/l}$ ) å være satt alt for høyt (USEPA kriterium på  $0.025 \mu\text{g/l}$ ). I noe mindre grad gjelder det samme kobber og arsen. For sistnevntes vedkommende synes ikke forfatterne å ha vært oppmerksom på resultater som viser negative effekter av arsenat på blæretang ved  $8 \mu\text{g/l}$  (Blanck et al. 1989). Mot de angitte  $1.000$  som effektgrense for arsen refererer Eisler (1988) flere tilfeller av negative effekter overfor marine organismer i området  $100 - 300 \mu\text{g/l}$  (også av treverdige arsen). Effektgrensene som angis for DDT/DDE og PCB er meget høye sammenlignet med vannkvalitetskriterier (EPA: Hhv.  $0.001$  og  $0.03 \mu\text{g/l}$ ), og er villedende selv om de hadde vært tilnærmet riktige når det gjelder akutt giftighet. Av litteratursammenstillingen vedrørende PCB hos Eisler (1986) ses f.eks. gjengitt  $21$  dagers  $LC_{50}$ -verdier hos fisk på  $0.3 - 0.5 \mu\text{g/l}$  for Aroclor 1254 mot her angitt  $3 \mu\text{g/l}$ .

**Ad bakgrunnsnivåer:**

“Bakgrunnsnivået” av kvikksølv i havvann (tabell 1) er satt størrelsesordenen  $50$  ganger for høyt (se f.eks. ref. i Knutzen og Skei 1990). Det samme gjelder kadmium. Bakgrunnskonsentrasjonen på  $10.5 \mu\text{g Cu/l}$  i kystvann synes også meget høy. For nikkel og krom er det angitt noen merkverdige tall for kystvann (skrivefeil?). De ikke dokumenterte bakgrunnsverdiene av DDT og PCB virker høye. Rapportens eneste referanse til temaet, med metallobservasjoner fra svensk kystvann, inneholder tilforlataelige tall for både Hg, Cd og Cu, men disse synes ikke å være brukt.

**2.3.2.8 Utnyttelse av data**

I denne forbindelse er det allerede nevnt at resultatene bør knyttes til mer lokale forurensningstilførsler (kjente kilder). Koblingen til sedimentobservasjonene hos Cato (1992) er ganske generell. (Derimot finnes en referanse til Gustavson og Edin (1985), som omtaler konsentrasjoner i vann, ikke i sedimenter).

Både når det gjelder miljøgiftkonsentrasjoner i organismer, biokonsentrasjonsfaktorer, bakgrunnsnivåer i vann og effektgrenser, er det mye sammenligningsmateriale som ikke er benyttet, eller i hvert fall ikke skikkelig referert til.

Det finnes eksempler på at registreringene av forurensningens utbredelse har gitt noe forskjellig resultat i de ulike arter, hvilket det vel er ønskelig at blir nærmere kommentert (se bl.a. kvikksølv i blåskjell versus verdiene i tang og ålekvabbe, - videre det påståtte samsvaret mellom metaller så vel som ftalater i tang og ålekvabbe, som ikke gjelder alle stasjonene).

For stoffgrupper som halogenerte alifater, monosykliske aromater og ftalater savnes en vurdering av de anvendte arters (blæretang og ålekvabbes) egnethet som indikatorer. Hvorvidt innhold i organismer av EOX, etc. er anvendelig for å overvåke belastningen med slike stoffer over større områder, kan heller ikke tas for gitt.

Generelt advares det mot en del påstander om nivåforskjeller mellom stasjoner så lenge man ikke kjenner (eller har drøftet) hvilke utslag individuelle variasjoner kan gi på analyser av blandprøver basert på et begrenset antall eksemplarer.

### 2.3.2.9 Behov for tilleggsundersøkelser eller tilleggsparametre

Slike behov er generelt vanskelige å bedømme når resultatene i så liten grad er blitt knyttet til konkrete kilder. Om det er mulig ut fra de rapporterte data med en nøyere gjenspeiling av forbundsmedlemmenes utslipp lar seg best belyse av rapportforfatterne og oppdragsgiverne sammen. Når det gjelder tilleggsparametre, er det nevnt at man i hvert fall bør vurdere en sonderende undersøkelse av forekomsten til dioksiner, plane PCB, Toxaphene og andre foreløpig udekkede grupper av persistente klororganiske stoffer. Det er også påpekt at for å kartlegge lokal innflytelse av utslipp eller forurensede sedimenter, kan bruk av flyndre eller krabbe som indikator være formålstjenelig. I slike situasjoner bør man dessuten overveie å bruke mer effektrettede parametre, som metallothioneiner og enzymaktivitet (cytochrom P-450 systemet). Hvis man vil registrere PAH-påvirkning ved hjelp av fisk, bør man heller se på metabolitter i galle enn på nivåene av mor-substansene, som hurtig nedbrytes i fisk.

### 2.3.2.10 Aktuelle langtidsparemetre

Fra sedimentundersøkelsene til Cato (1992) og Helland et al. (1996) fremtrer en regional, moderat overbelastning med PCB, PAH/THC og metallene kvikksølv, kadmium og bly. Lokalt er det tilfeller av sterkere belastning med disse stoffer. For samleparametrene EOCi/EPOCi/EOBr/EPOBr, identifiserte persistente klororganiske stoffer som HCB, DDT, etc., polybromerte difenyletere, halogenerte alifater, ftalater, nonylfenol og de fleste metaller, er det bare funnet mer eller mindre lokalt forhøyede konsentrasjoner.

Fra observasjonene i organismer er det TBT som klart viser overkonsentrasjoner i regional skala. Overkonsentrasjoner på alle stasjoner er også konstatert for kvikksølv i blåskjell, men denne regionale overbelastningen kommer bare svakt til syne i de øvrige indikatorartene. For PCB er analyseresultatene noe motstridende. I henhold til den (tvilsomme?) analysen av tot. PCB (som Aroclor 1254) tyder resultatene i torskelever på fra svake til markerte overkonsentrasjoner på alle prøvesteder, mens det ut fra summen av identifiserte kongenere ( $\sum \text{PCB}_7$ ) bare er fjorden utenfor Göteborg og Brofjorden som markerer seg ved noe mer enn vanlig diffus tilførsel. HCB-data i blåskjell, men ikke i torsk, kan antyde regionale overkonsentrasjoner. (Forholdet er usikkert også på grunn av for høy deteksjonsgrense ved analysene av blåskjell).

Ut fra observasjonene i organismer kan man ellers konkludere med at andre metaller enn organisk tinn og kvikksølv ikke synes å utgjøre noe vesentlig problem, annet enn eventuelt lokalt. Det samme gjelder DDT med nedbrytningsprodukter og andre identifiserte persistente klororganiske stoffer (bortsett fra som nevnt PCB). Den mulige regionale forurensningen med PAH lar seg ikke fullt bedømme ut fra de foreliggende resultater på grunn av for høye deteksjonsgrenser, men det kan i hvert fall sies at påvirkningen også for denne gruppen begrenser seg til å være moderat unntatt lokalt og eventuelt episodisk. Uten basisinformasjon om referanseverdier ("bakgrunnsnivåer") og de anvendte arters indikator-egenskaper, er det vanskelig å bedømme resultatene for de øvrige analysevariabe (EOX/EOCi/EPOCi/EOBr/EPOBr, monosykliske aromater, halogenerte alifater, lavklorerte aromater og ftalater) mht. regional utbredelse og forurensningsgrad. For flere av disse grupper synes det dessuten nødvendig å få ned deteksjonsgrensene før man kan få noe egentlig regionalt overblikk.

Ut fra ovenstående utkrystalliserer det seg en (foreløpig) konklusjon om at det så langt synes å være begrenset behov for et regionalt opplegg, dvs. at dette kan begrenses til TBT, PCB, kvikksølv og dessuten sonderende undersøkelser av variable som så langt ikke er dekket: Dioksiner, non-orto/mono-orto PCB, Toxaphene og (mer usikkert): chlordaner, polybromerte difenyletere, polyklorerte natalener, polyklorerte parafiner, sulfonerte nedbrytningsprodukter av PCB/DDT.

Overvåking av de øvrige variable kan begrenses til lokalt tilpassede programmer i nærområdene av kjente utslipp og (eventuelt) nær betydelige diffuse kilder som byer og større elver. For flere av de aktuelle stoffgrupper er det som nevnt ønskelig med en dokumentasjon av indikatororganismenes akkumuleringsegenskaper. For flere av de halogenerte alifater må naturlige forekomst, spesielt i tang, avklares.

### 2.3.3 Konklusjoner og anbefalinger

Rapporten om miljøgifter i organismer er et foreløpig sammendrag. Den planlagte fylligere bearbeidelse bør realiseres. Et sammendrag er heller ikke tilstrekkelig som grunnlag for å bedømme i hvilken grad undersøkelsens formål kan sies å være oppfylt. Med dette forbehold kan det konkluderes med følgende:

- Undersøkelsesopplegget har et prisverdig ærgjerrig siktemål og stor bredde hva angår stoffer som er registrert/forsøkt registrert, formodentlig i samsvar med kjente utslipp på vedkommende kyststrekning. Imidlertid savnes observasjoner av noen generelt viktige klor- og bromorganiske miljøgifter, fremst blant disse dioksiner og PCBer med dioksinlignende virkning (kfr. pkt. 2.3.2.1).
- For flere av de stoffene som er registrert/forsøkt registrert kan det stilles spørsmål ved om de er egnet for en regional overvåking. Stoffe som er relativt flyktige og heller ikke tungt nedbrytbare vil - med mindre det foreligger meget stor belastning - neppe kunne spores annet enn i nokså begrenset avstand fra utslippene. De er derfor mer egnet for lokal overvåking enn som elementer i en regional overvåking. For flere av analyseparametrene blir tolkningen av resultatene vanskelig fordi det mangler referansedata, dvs. grunnlagsstudier i bare diffust belastede områder og dermed sammenhengende observasjoner av naturbetingede variasjoner (se nærmere pkt. 2.3.2.2). Tilfeller av unødvendige metallanalyser (bl.a. i fiskefilèt) kan påpekes.
- Torsk, blåskjell og blæretang er generelt gode indikatorarter, som muliggjør sammenligning med resultater fra andre overvåkingsprogrammer. Ålekvalbe er ikke i samme grad benyttet, men kan likevel anses som en sannsynligvis god indikatorart. Imidlertid er det lite/intet kjent om tangs indikatoregenskaper når det gjelder organiske mikroforurensninger (grunnlagsstudier mangler). For overvåking av lokalt sterkt forurensede sedimenter bør arter med levested på bunnen (skrubbe, krabbe) vurderes som indikatorer.
- Prøvematerialet er i hovedsaken tilfredsstillende dokumentert med hensyn til tid/sted for prøvetaking og prøvenes sammensetning.
- Med forbehold om begrensede muligheter for å kunne bedømme de anvendte analysemetoder (ikke beskrevet eller dokumentert ved referanser), synes disse i hovedsaken OK. Imidlertid er det flere tilfeller av at deteksjonsgrensene har vært for høye innen en regional overvåking, bl.a. for PCB, DDT og PAH (se nærmere detaljer i pkt. 2.3.2.5.).
- Programmet er basert på analyse av blandprøver. Dette er tilstrekkelig for å vurdere organismers spiselighet og i et innledende studium for å få et overblikk og bedre grunnlag for å prioritere langsiktige overvåkingsobjekter/-variable. For trendovervåking (ved moderate overkonsentrasjoner som her) vil det imidlertid være påkrevet med enten individuelle analyser (fisk) eller analyser av et antall parallelle blandprøver. Før det tas skritt til å revidere programmet, bør det imidlertid nøye vurderes i hvilken grad (hvilke variable, i hva og på hvilke lokaliteter) det er behov for trend-overvåking, og hvilken innsats som kreves for å kunne påvise



statistisk signifikante endringer innen rimelig tid. For det siste kreves minimum en grunnlagsstudie som følger retningslinjer fra Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP) under Oslo-Paris kommisjonene (OSPARCOM 1990, ASMO 1994).

- Bearbeidelsen av data er akseptabel ut fra at det bare er blitt anledning til å skrive et sammendrag, men reiser ellers mange spørsmål. En del feil og misvisende/ufullstendige angivelser med hensyn til effektgrenser, bakgrunnsnivåer av stoffene i havvann/kystvann og konsentrasjonsfaktorer aktualiserer bruk av relevant litteratur ved en mer fullstendig bearbeidelse/rapportering (se pkt. 2.3.2.7 og 2.3.2.8).
- På basis av sedimentovervåkingen og (mer tvilsomt, delvis motstridende data) registreringene i organismer, er det bare PCB, PAH/olje, TBT, kvikksølv, bly og kadmium som fremtrer i regionale overkonsentrasjoner. Dermed er det bare for disse at det (foreløpig) kan begrunnes et behov for regional overvåking. Forhøyede nivåer av de øvrige analyserte stoffer synes bare å opptre mer eller mindre lokalt lokalt. (TBT er foreløpig ikke kartlagt i sediment, men dette bør gjøres).
- Etter sonderende observasjoner av hittil udekkede persistente klor- og bromorganiske stoffer (se pkt 2.3.2.10) tilrås en differensiering mellom stoffer der det trengs langsiktig regional overvåking og stoffer der behovet begrenser seg til lokale, utslippsnære undersøkelsesopplegg.

## 2.4 Miljøgifter og næringsemner i sediment

Marine sedimenter vil i mange tilfeller representere et endelig eller langvarig (geologisk tidsskala) lagringssted for persistente kontaminanter (metaller og en rekke organiske miljøgifter). Sedimentundersøkelser er derfor godt egnet til kartlegging av utslippshistorie og regionale spredningsmønstre for miljøgifter. Marine sedimenter påvirkes også i høy grad av sedimentasjon av ikke-persistent organisk stoff fra naturlige og antropogene kilder. Sistnevnte omfatter både direkte tilførsel av organisk avfall og biologisk nedbrytbare kjemikalier, og indirekte tilførsel via gjødning av produktive vannmasser fra utslipp av uorganiske næringssalter (fosfat, nitrat, ammonium). I sedimentene vil slik påvirkning kunne registreres som en permanent økning av organisk stoff (målt som glødetap, organisk karbon eller nitrogen), endrete redoksforhold, økt oksygenforbruk og/eller økt konsentrasjon av hydrogensulfid. Alle disse parameterene har vært brukt rutinemessig i overvåkings-sammenheng. Sedimentundersøkelser er derfor godt egnet for overvåking også av organisk forurensing. Repeterende sedimentundersøkelser vil kunne gi grunnlag for trendanalyser.

### 2.4.1 Datagrunnlag

Denne del av evalueringen er i hovedsak basert på rapporter fra undersøkelsene som ble gjennomført i 1990 (Cato 1992) og 1995 (Helland et al.1996). Sluttrapportering av undersøkelsen i 1995 (Cato in prep.) vil ikke foreligge tidsnok til å inngå i denne evalueringen. Deler av evalueringen er drøftet med Ingemar Cato (møte hos NIVA, 11.12.96). Bakgrunnstoff er hentet fra flere rapporter.

Rammene for programmet er gitt (Kustvattenkontrollen 1994-05-01 - 1996-12-31) ved et antall stasjoner (13) fordelt regionalt over kyststrekningen fra Göteborg til Strömstad og en parameterliste med spesifiserte miljøgifter (11 metaller, 10 organiske forbindelser/grupper), og støtteparametre (tørrstoff, tetthet, kornstørrelse, glødetap, organisk karbon, nitrogen og total fosfor)). Undersøkelsen i 1995 omfattet i tillegg til hovedstasjonene, tette stasjonsnett i to lokale områder (SCANRAFF/ Brofjorden og MUST/Stenungsund).

## 2.4.2 Programmets innhold og gjennomføring

### 2.4.2.1 Valg av parametre

#### *Generelle parametre og støtteparametre*

Støtteparametre som kornstørrelse og vanninnhold gir nyttig informasjon om sedimentenes beskaffenhet. Størrelsen av finfraksjon (partikler  $< 63\mu\text{m}$ ) sier mye om avsetningsmiljøet, og det vil ofte være positive korrelasjoner mellom finfraksjon og kontaminanter. Vanninnholdet brukes teknisk for å normalisere innholdet av et gitt stoff i en gitt prøve mot massen av tørt sediment. Det vil dessuten ofte være positive korrelasjoner mellom vanninnhold og organisk stoff.

Våtdensitet er oppført som parameter i dokumentet "Kustvattenkontroll 1994-05-01 - 1996-12-31. Dersom en ønsker å normalisere innholdet av et gitt stoff mot bunnareal (arealbelastning) snarere enn mot tørrstoff (konsentrasjon), er det teknisk nødvendig å måle tettheten av den våte prøven (og arealet av prøvetakeren). Arealbelastningsenheter (f.eks.  $\text{g}/\text{m}^2$  bunn) vil være mest relevant ved massebalanseberegninger og vurdering av tilførsler og kilder, mens konsentrasjonenheter (f.eks.  $\text{g}/\text{kg}$  tørt sediment) kan hevdes å være mer relevant ved vurdering av effekter. Beregning av arealbelastning fordrer imidlertid at prøvematerialet er representativt for det geografiske utbredelsesområdet og at det analyseres på hele det kontaminerte laget. Siden det i dette programmet sjelden analyseres utover 0 - 2 cm fraksjonen, og at områdene som påvirkes av felles kilde bare unntaksvis er representert med mer enn en stasjon, vil grunnlaget være tynt for å drøfte arealbelastninger. Våt-tetthet ble bestemt i prøvene som ble innsamlet i 1995, men ingen av de to sedimentrapportene gjør bruk av arealbelastningsenheter. Parameteren kan utelates i fremtidige undersøkelser, med mindre premissene endres i retning av en mer omfattende og detaljert kartlegging.

#### *Organisk materiale*

De ulike mål for organisk materiale (glødetap, totalt organisk karbon og total nitrogen) har en viktig rolle som støtteparameter for de fleste organiske miljøgifter og en del metaller. Organisk materiale binder til seg miljøgifter, slik at det i områder med høye nivåer av organisk karbon ofte også er høye nivåer av miljøgifter.

Det organiske materialet som til enhver tid kan måles i sedimentet, domineres ofte av lite nedbrytbare rester av opprinnelig sedimentert, materiale. Effekter på sediment-økosystemet, vanligvis målt som effekter på bløtbunnsfauna, er i hovedsak resultater av de biologiske og mikrobiologiske prosesser som drives av energien i den mest nedbrytbare fraksjonen. Effekter kan sies å være positive i form av økt mattilgang, økt biomasse, økt artsmangfold, eller negative i form av oksygenmangel, mer reduserte forhold, redusert artsmangfold og produksjon av hydrogensulfid (toksisk for bunnfaunaen). Sammenlignet med mål for organisk materiale vil mikrobiologiske eller biogeokjemiske parametre som ATP, oksygenforbruk (respirasjonsrate), konsentrasjon av hydrogen-sulfid ( $\text{H}_2\text{S}$ ) eller redokspotensial være bedre korrelert med strukturelle effekter på bløtbunnsfauna. Sulfid og redokspotensial kan enkelt registreres med elektroder under opparbeidelse av sedimentprøvene i felt. Dersom slike målinger ble innlemmet i overvåkings-programmet, ville sedimentundersøkelsene øke sin verdi i forhold til målsettingens pkt 4 (".....utslåpp av næringsämnen (N,P) ....."), som støtte for undersøkelsene av effekter på bløtbunnsfauna og som støtte ved tolking av en del miljøgiftdata.

En alternativ teknikk er såkalt SPI (Sediment Profile Imagery) der et fjernstyrt kamera skyves delvis ned i sedimentet og fotograferer lagdeling og spor etter biologisk aktivitet i sediment-vann grensesjiktet (Nilsson og Rosenberg 1995). Tolkningen av bildene bedres vha. databasert bildeanalyse.

Avansert utstyr og høy kompetanse finnes på Kristinebergs Marina Forskningsstasjon. Mye av metodens styrke ligger i langt tettere observasjonsnett enn hva som er vanlig ved bruk av tradisjonelle kartleggingsmetoder. Metoden kan være et verdifullt supplement til bunnfauna-analyser såvel som til eutrofirelaterte sediment-analyser.

Analyser av total fosfor i sediment har først og fremst mening i den grad parameteren brukes til å angi kvalitative eller kvantitative variasjoner i organisk stoff. Det er derfor problematisk at det ikke finnes gode metoder for analyse av organisk fosfor. Til forskjell fra nitrogen, vil sedimenter normalt inneholde en signifikant fraksjon uorganisk fosfor. Hvorvidt denne varierer eller er relativt konstant er lite kjent. Fosfor har imidlertid stor biologisk betydning og parameteren bør opprettholdes.

### *Metaller*

I overvåkingssammenheng regnes det for obligatorisk å bestemme kvikksølv (Hg), kadmium (Cd) og bly (Pb), og det er ønskelig å bestemme kobber (Cu), sink (Zn), krom (Cr), arsen (As) og nikkel (Ni) (OSPAR, 1996). I tillegg bestemmes ofte aluminium (Al) og/eller litium (Li) for å korrigere for variasjoner i metallkonsentrasjoner som skyldes variasjoner i mineralogi og kornstørrelse. Verken Al eller Li inngår i programmets parametere, men alle de andre nevnte metallene ble bestemt i de to undersøkelsene som er gjennomført til nå.

De fleste eksisterende data for totalinnhold av metaller er basert på oppslutning i salpetersyre. Denne metoden ble benyttet både i 1990 og 1995. Oppslutning med fluss-syre ble i tillegg benyttet på fem av stasjonene undersøkt i 1995. Fluss-syre løser ut hardt bundete metallfraksjoner som ikke løses ut av salpetersyre. Derfor anbefaler ICES nå å benytte fluss-syre som oppslutningsmiddel ved bestemmelse av totalinnhold av metaller. Dette fordyrer analysene noe, men påliteligheten, spesielt ved normalisering mot Al eller Li, blir bedre. Oppslutning i fluss-syre vil dessuten gi bedre kvalitetsikring av data fordi sertifiserte referanseverdier er basert på total-innhold.

### *Organiske miljøgifter*

Bakgrunn og hensiktsmessighet for valg av organiske miljøgifter er diskutert i kapittel 2.3. Vurderingene der vil i all hovedsak også gjelde for sedimentene. Kapitlet omfatter også en eksplisitt vurdering av parametervalg og resultater av enkeltstoffer/grupper, rapportert i Cato (1992) og Helland *et.al.* (1996).

Som vist nedenfor er sedimentenes innhold av flere av de organiske miljøgiftene tildels betydelig høyere enn grenseverdier for "høyt bakgrunnsnivå" definert av Knutzen og Skei (1990) på grunnlag av forekomster i norske kystnære sedimenter. Følgelig bør PAH og PCB analyseres på samtlige stasjoner, mens fortsatt overvåking av hexaklorbenzen (HCB) kun synes å ha interesse i Stenungsund-området. Nivåene av pentaklorbenzen (5CB), oktaklorstyren (OCS eller 8CB), lindan og klordan var lave på samtlige stasjoner som omfattes av undersøkelsene i 1990 og 1995. Eneste unntak var en mistenkelig høy enkelt-observasjon av lindan på 3 µg/kgTS (tørrvekt sediment) observert på stasjon C2 (Stenungsund/MUST) i 1995.

Nivået av persistente klorerte organiske forbindelser (EPOCl) var generelt høyt sammenlignet med de norske grenseverdiene. Referanseverdier mangler for tilsvarende bromerte forbindelser (EOBr/EPOBr), og kunnskapen om effekter av slike forbindelser på miljøet er begrenset. Bruken av bromerte brannhemmende forbindelser har øket siden midten av 1970-tallet og de har vært antatt å kunne utgjøre et potensielt fremtidig miljøproblem (Frisch *et al.* 1995). Fortsatt overvåking anbefales for samtlige stasjoner.

I 1990 ble konsentrasjoner av THC (total hydrokarboner) større enn 200 µg/gTS kun observert ved utløpet av Göta Älv og i Byfjorden. Dette fordelingsmønsteret ble i liten grad bekreftet av observasjonene i 1995, da verdier større enn 200 µg/gTS kun ble observert på fire stasjoner i Stenungsund-området og på en av stasjonene i Brofjorden. 1995-dataene viste store lokale variasjoner i begge de to områdene med tette stasjonsnett. Lokale variasjoner og unøyaktig stasjonslokalisering synes å være den mest sannsynlige forklaringen på denne manglende konsistens i resultatene fra de to undersøkelsesårene. Vi kan ikke se svært gode grunner til å fortsette overvåking av THC på stasjoner utover områdene ved Stenungsund, Brofjorden og utløpet av Göta Älv.

Dioxininnholdet overskred ikke norske grenseverdier for "høyt bakgrunnsnivå" på noen av stasjonene som ble undersøkt i 1990 og 1995. Regionen nedstrøms munningen av Göta Älv syntes likevel påvirket av en kilde i området. Grafittslam fra EKA Nobel i Bohus har vært utpekt som den mest sannsynlige av slike kilder (Frisch et al. 1995). I tillegg til Göteborg-området kan den forhøyede verdien observert i Stenungsund (G2) i 1995 være et argument for en nærmere kartlegging av dioxininnholdet på stasjonene som omfattes av MUST-programmet.

Undersøkelsene i 1995 omfattet dessuten analyser av "Priority pollutants". Analysene ga ingen informasjon utover det som fremkommer av PAH-analysene (Helland et.al. 1996), og vi er ikke kjent med begrunnelsen for at denne parameteren ble tatt inn i programmet i 1995. Polybromerte bifenyleterer (PBBE) ble bare påvist på stasjonen langt oppe i Göta Älv (GÄV 2), mens nonylfenoler og tetraklorguajacol ikke ble påvist i noen av sedimentprøvene. Disse analysene synes dermed ikke å tilføre programmet vesentlig informasjon.

Innholdet av ftalater overskred 2 mg/kgTS i Byfjorden, ved munningen av Göta Älv (GÄV 1), samt på to av stasjonene i Stenungsund-området. Disse tre områdene peker seg dermed ut som de mest aktuelle dersom fortsatt overvåking av ftalater er ønsket. Benzen, toluen, etylbenzen og xylener (BTEX) ble påvist i nesten alle sedimentprøver. De høyeste verdiene ( $\geq 100$  µg/kg TS av toluen) ble påvist i Byfjorden, samt 2 av de 17 prøvene analysert i Stenungsundområdet (K2 og G1). De fleste av Stenungsund-prøvene inneholdt imidlertid mindre BTEX (10 prøver  $< 10$  µg toluen /kgTS) enn de to prøvene med forventet lave konsentrasjoner (Kosterfjorden (69.5 µg toluen/kgTS) og Valö (35,5 µg toluen/kgTS)). Generelt belastede områder som GÄV 2 og Skalkorgarna viste også lave konsentrasjoner (hhv. 12.0 og 3.1 µg toluen/kgTS) av BTEX.

Innholdet av halogenerte C1- og C2-alifater var lavere enn 4 µg/kg TS i samtlige prøver analysert i 1995. Mer enn 2 mg kloroform/kg TS ble observert i Byfjorden og på to av stasjonene i Stenungsundregionen. Fordelingsmønsteret lignet forøvrig på det som ble observert for BTEX ved at Kosterfjorden og Valö viste relativt høye konsentrasjoner på hhv. 1.6 og 0.8 µg kloroform/kg TS, mens GÄV2, Skalkorgarna og flertallet av stasjonene i Stenungsundområdet inneholdt  $< 0.3$  µg kloroform/kgTS.

Fordelingsmønstrene av BTEX og halogenerte C1- og C2-alifater synes derfor å være påvirket av andre forhold enn kildenærhet, og verdien av disse analysene i overvåkingsammenheng kan synes noe tvilsom.

#### *Metallorganiske forbindelser*

Tributyltinn (TBT) er analysert i organismer, men ikke i sedimentene. Organismeundersøkelsene viste overkonsentrasjoner av TBT i regional skala. TBT anbefales derfor medtatt i fremtidige undersøkelser av sedimentene.

### 2.4.2.2 Rapportering av resultater

Datarapporten for 1995 (Helland et. al. 1996) gir en oversiktlig fremstilling over materialet som ble innsamlet i 1995, og resultater fra et omfattende analyseprogram. Endelig bearbeidelse av dette materialet vil bli gjort av Cato (in prep).

Sluttrapporten for undersøkelsen i 1990 (Cato 1992) viser en grundig bearbeidelse av dataene. Rapporten er velskrevet og holder høy faglig standard. En del av figurene vedrørende belastningsnivå (plot av miljøgift versus organisk karbon) var utydelige og det er mulig at en dårlig kopi av rapporten må ta noe av skylden for at det til tider var vanskelig å skille mellom observasjoner og referanse-materiale. Det gjøres utstrakt bruk av normalisering mot organisk karbon. Strengt tatt forutsetter metoden korrelasjon mellom organisk karbon og miljøgift innenfor det aktuelle geografiske området. Tabell 23 viser signifikant korrelasjon mellom organisk karbon og samtlige metaller analysert i prøver fra Bohuslän-kysten. Korrelasjonene syntes imidlertid å hvile tungt på referansestasjonen i Göta Älv (stasjon 109) som representerer et avsetningsmiljø svært annerledes enn de tolv stasjonene lokalisert i det marine undersøkelsesområdet. Det savnes en vurdering av rimeligheten av å innlemme denne stasjonen i korrelasjonsanalysene som rettfærdiggjør normaliseringen mot organisk karbon. Dersom forutsetningen om korrelasjon er tilstede, kan stigningskoeffisienten brukes som uttrykk for belastningsnivået i et gitt område. Det kan trolig diskuteres hvor mye som vinnes og hvor mye som tilsløres ved å analysere materialet på denne måten, men brukt kritisk som supplement til vurderinger basert på absoluttnivåer, bidrar metoden til et mer nyansert bilde av påvirkningsgraden. Mangelen på sammenheng mellom biologiske effekter og sedimentets totale innhold av metaller og andre miljøgifter er påpekt av bl.a. DiToro et al. (1990, 1991) som fra denne alternative innfallsvinkelen har tatt til orde for overvåking basert på porevannkonsentrasjoner og/eller normalisering mot organisk karbon eller syreløselig sulfid (AVS). Rådataene fra toktet i 1990 er således gjennomarbeidet og til fulle utnyttet til å gi et best mulig bilde av forurensningssituasjonen i undersøkelsesområdet. Det savnes imidlertid en sammenstilling av resultatene fra sedimentundersøkelsene med miljøgifter i organismer og eventuelle observerte effekter på bunnfauna. En kunne også ønsket at resultatene hadde blitt koplet mot tilgjengelig informasjon om utslipp til området. Således var rapportene SNV 3209 (1987) og Naturvårdsverket 4082 (1990) ikke referert i Cato (1992).

### 2.4.2.3 Sammenligning av resultater 1990 - 1995

For å konkretisere en del av programmets sterke og svake sider, er det i tabellene 2.4.1 - 2.4.3 gjort en sammenstilling av noen av resultatene fra toktene i 1990 og 1995.

I praksis er det ikke mulig å ta to prøver på nøyaktig samme lokalitet. Dette får betydning i kystnære områder preget av store variasjoner i topografi, sedimentasjonsforhold og kildepåvirkning over relativt korte avstander. Sammenligningen av parametere som dyp, kornstørrelse og vanninnhold (tabell 2.4.1), som burde varieres lite fra et tokt til neste, viste til dels betydelige variasjoner. Prøvetakingen i 1990 ble gjennomført med sedimentologisk ansvarlig personell fra Maringeologiska institutionen, Göteborgs Universitet. Uheldigvis har deres bedømming av stasjonenes egnethet i miljøkontrollsammenheng vært noe utilstrekkelig, hvilket medførte at stasjoner som Valö, Instö Rännan og GÅV 2 ble flyttet eller utelatt i 1995 (Cato pers.medd.).

Prøvene fra Danafjord og Kosterfjorden ble i 1990 tatt i skråning ned mot fjordbunnen. I 1995 ble stasjonene flyttet til større dyp ut fra den oppfatning at en resipient er bedre representert ved stasjoner beliggende på de dypeste, flate områdene, enn stasjoner beliggende i skråningen ned mot slike flater. I 1995 ble prøven fra Älvsborgsbron tatt et stykke unna lokaliteten i 1990 og på to meter større dyp, noe som i et såvidt forurenset og dynamisk havneområde kan ha hatt avgjørende betydning for observerte endringer av miljøgiftnivå fra 1990 til 1995.

**Tabell 2.4.1.** Sammenligning av dyp, kornstørrelse, vanninnhold og overkonsentrasjon ( $C_i/C_1$ ) av organisk karbon og nitrogen på stasjoner i Bohuslæns kystområde i 1990 og 1995.  $C_i$  er observert konsentrasjon (mg/g tørt sediment).  $C_1$  er øvre grense for tilstandsklasse 1 ("God"). Verdiene for  $C_1$  er vist i tabellhodet.

Stasjonsreferanser		Dyp (m)		Kornstørrelse		Vann-innhold		Organic C		Nitrogen	
		1990	1995	%<63	%<63	% wet wght.	% wet wght.	( $C_i/30$ )	( $C_i/30$ )	( $C_i/2.7$ )	( $C_i/2.7$ )
1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Valö	St.1	22	22	53	36	60	47	0.70	0.31	1.1	0.6
Skalkorgarna	St.2	9	9	98	98	71	73	1.03	1.01	1.3	1.4
Danafjord	St.4	20	38	74	82	62	72	0.67	0.74	0.8	1.1
Ostindiebådarna	St.5	6	5	91	97	60	69	0.70	0.94	0.8	1.1
Instö Ränna	St. 7	13	13	71	-	66	-	0.87	-	1.1	-
Stenungsund	F3 (E1)	17	20	96	99	70	62	0.93	0.93	1.1	1.3
Byfjorden	St. 18	40	42	93	95	78	64	1.03	1.24	1.2	1.9
Ljungskile	St. 19	20	20	97	96	72	91	0.77	1.02	0.7	1.5
Saltkällefjorden	St.12	34	34	96	97	63	51	1.10	0.93	1.0	1.2
Brofjorden	St.11	32	27	91	88	70	72	1.00	0.87	1.3	1.4
Kosterfjorden	St.16	80	94	47	78	51	73	0.70	0.64	0.9	1.0
Älvsborgsbron	GÄV 1	13	15	-	99	66	79	0.87	0.95	0.8	1.2
Bohus, Göta Älv	GÄV 2	5	5	-	41	48	52	0.13	0.33	0.1	0.4
Middelverdi		24	26	70	84	64	67	0.81	0.82	1.0	1.2
Standardavvik		20	24	35	22	8	13	0.25	0.28	0.3	0.4

**Tabell 2.4.2.** Sammenligning av overkonsentrasjon ( $C_i/C_1$ ) av metaller på stasjoner i Bohuslän kystområde i 1990 og 1995.  $C_i$  er observert konsentrasjon ( $\mu\text{g/g}$  tørt sediment).  $C_1$  er øvre grense for tilstandsklasse 1. Verdiene for  $C_1$  er vist i tabellhodet.

Stasjonsreferens		Hg ( $C_i/0.15$ )		Cd ( $C_i/0.25$ )		Pb ( $C_i/30$ )		Cu ( $C_i/35$ )		Ni ( $C_i/30$ )		Zn ( $C_i/150$ )		As ( $C_i/20$ )	
1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Valö	St.1	2.9	0.5	1.0	0.6	0.9	0.6	0.4	0.2	0.5	0.3	0.5	0.3	0.5	0.5
Skalkorgarna	St.2	2.6	3.1	0.7	0.7	1.5	1.4	0.9	1.0	0.7	0.7	0.9	1.0	0.7	1.0
Danafjord	St.4	2.2	1.7	1.0	0.6	1.0	1.2	0.5	0.6	0.6	0.7	0.6	0.7	0.7	0.6
Ostindiebådarna	St.5	1.1	1.1	1.1	0.8	0.8	0.8	0.5	0.5	0.4	0.4	0.6	0.7	0.3	0.4
Instö Ränna	St. 7	1.7	-	1.6	-	1.0	-	0.6	-	0.7	-	0.8	-	0.7	-
Stenungsund	F3 (E1)	3.3	0.9	0.6	0.4	0.9	0.9	0.8	0.7	0.7	0.7	0.8	0.9	0.6	1.1
Byfjorden	St. 18	1.3	0.8	1.2	1.4	0.9	0.8	1.0	0.7	0.7	0.6	0.9	1.1	0.4	0.6
Ljungskile	St. 19	1.1	1.3	0.5	0.4	1.2	1.2	0.7	0.7	0.7	0.8	0.9	1.1	0.8	2.3
Saltkällefjorden	St.12	1.8	1.1	1.0	0.5	1.2	1.3	0.8	0.6	0.6	0.7	0.9	1.0	0.5	0.6
Brofjorden	S111	0.9	0.7	0.6	0.6	1.2	1.1	0.6	0.6	0.8	0.7	0.7	0.8	0.5	0.0
Kosterfjorden	St.16	0.5	0.7	0.4	0.3	0.9	1.0	0.4	0.5	0.5	0.7	0.4	0.6	0.3	0.6
Älvsborgsbron	GÄV 1	8.1	5.0	3.1	2.4	1.9	1.4	1.7	1.6	0.6	0.7	1.4	1.4	0.4	0.5
Bohus, Göta Älv	GÄV 2	0.3	0.1	0.3	0.4	0.4	0.3	0.3	0.2	0.4	0.2	0.4	0.4	0.2	0.1
Middelverdi		2.1	1.4	1.0	0.8	1.1	1.0	0.7	0.6	0.6	0.6	0.8	0.8	0.5	0.7
Standardavvik		2.0	1.4	0.7	0.6	0.4	0.3	0.4	0.4	0.1	0.2	0.3	0.3	0.2	0.6

**Tabell 2.4.3.** Sammenligning av overkonsentrasjon ( $C_i/C_1$ ) av organiske miljøgifter på stasjoner i Bohuslän kystområde i 1990 og 1995.  $C_i$  er observert verdi.  $C_1$  er øvre grense for tilstandsklasse 1. Verdiene for  $C_1$  er vist i tabellhodet.

Stasjonsreferanser		PAH ( $C_i/300$ )		PCB ( $C_i/5$ )		HCB ( $C_i/0.5$ )		TCD D ekv. ( $C_i/3$ 0)		EPOC1 ( $C_i/100$ )	
1990	1995	1990	1995	1990	1995 <sup>1</sup>	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Valö	St.1	3.3	1.6	1.6	0.7	3.8	0.2	-	-	7.0	20.5
Skalkorgarna	St.2	4.7	4.9	20.0	4.9	8.6	0.8	0.4	-	17.0	27.4
Danafjord	St.4	2.3	4.0	18.0	2.6	0.6	0.2	-	-	6.0	19.0
Ostindiebådarna	St.5	3.0	1.5	2.8	2.4	1.2	0.2	-	-	12.0	16.6
Instö Ränna	St. 7	2.7	-	2.8	-	0.4	-	-	-	15.0	-
Stenungsund	F3 (E1)	2.7	2.5	8.0	1.8	24.0	15.8 <sup>3</sup>	0.2	0.4 <sup>2</sup>	4.0	18.6
Byfjorden	St. 18	12.3	1.6	2.8	4.9	0.2	0.6	-	-	12.0	78.6
Ljungskile	St. 19	4.7	3.5	4.0	3.1	1.0	0.4	-	-	8.0	9.7
Saltkällefjorden	St.12	6.0	4.7	4.0	2.7	0.6	0.2	0.2	-	64.0	32.4
Brofjorden	S111	4.3	3.0	1.8	1.3	0.6	0.2	-	-	17.0	17.0
Kosterfjorden	St.16	2.0	2.2	1.0	1.2	0.4	0.2	0.2	0.2	6.0	17.3
Älvsborgsbron	GÄV 1	17.7	4.4	40.0	25.4	5.6	3.6	-	0.8	110.0	43.8
Bohus, Göta Älv	GÄV 2	1.0	1.6	0.8	1.2	0.2	0.2	-	-	3.0	-
Middelverdi		5.1	3.0	8.3	4.3	3.6	1.9	-	-	21.6	27.4
Standardavvik		4.7	1.3	11.4	6.8	6.6	4.5	-	-	30.9	19.4

<sup>1</sup>  $C_i=2*(\Sigma 7\text{Dutch})$  <sup>2</sup> Stasjon G2 <sup>3</sup> Stasjon E1

Både Stenungsund og Brofjorden ble i 1995 dekket av tette stasjonsnett. Ingen av disse stasjonene hadde imidlertid nøyaktig samme koordinater som stasjonene i 1990. F3 og S111 ble plukket ut (tabell 2.4.1 - 2.4.3) som mest sammenlignbare med stasjonene i 1990. I fremtidige undersøkelser bør en søke å definere hovedstasjoner som alltid skal undersøkes og supplerende stasjoner som eventuelt prøvetas.

De to kolonnene lengst til høyre i tabell 2.4.1, viser forholdet mellom observert TOC og TN og tilsvarende definerte verdier (vist i kolonnehodet) for såkalt "høyt bakgrunnsnivå" i norske, kystnære områder (Rygg og Thélin, 1993). For TOC viser tabellen god overenstemmelse mellom de to toktene og at området som helhet lå på 81 - 82% av den definerte grenseverdien for TOC. For nitrogen lå området noe høyere i forhold til grenseverdien for nitrogen, og det ble funnet en signifikant (paired t-test,  $p=0.0295$ ) økning fra 1990 til 1995. Et slikt resultat bør imidlertid vurderes med stor skepsis. Sesongvariasjoner og systematiske feil som følge av ulike prøvedyp og ulike analysemetoder benyttet i 1990 og 1995 kan trolig påvirke innholdet av nitrogen innenfor den størrelsesorden det her er tale om). Som omtalt i kap. 2.1.2.3. foreligger det imidlertid indikasjoner på en økning i nitrogeninnholdet (både tot.-N og uorganisk) i overflatelaget i vannmassen i perioden 1990 - 95, og det kan ikke utelukkes at dette forklarer økningen i sedimentene fra 1990 til 1995. Vi kjenner ikke til tilsvarende observasjoner av en direkte kobling på regional skala mellom nitrogeninnholdet i vannmassens overflatelag og sedimenter, og en eventuell bekreftelse etter en grundig analyse av alle tilgjengelige data ville være av betydelig interesse. Analyser av vannprøvene viste en klar reduksjon av nitrogeninnholdet i overflatelaget fra 1995 til 1996. Det synes derfor ikke å være grunnlag for å anta at det har intruffet noen varig forandring av nitrogen-nivået verken i vannmassene eller sedimentene.

Tilsvarende TOC og TN i tabell 2.4.1 viser tabellene 2.4.2 og 2.4.3 overkonsentrasjoner av hhv. metaller og organiske miljøgifter i forhold til grenseverdier for tilstandsklasse 1 (Rygg og Thélin 1993). For metallenes vedkommende er grenseverdiene fastsatt på grunnlag av totalinnhold. Observasjonene basert på salpetersyreoppløsning vil derfor ha en tendens til å underestimere overkonsentrasjonen av de fleste metallene.

Tabell 2.4.2 viser overkonsentrasjon av kvikksølv for hele undersøkelsesområdet både i 1990 og 1995. Statistisk analyse (paired t-test) viste signifikant ( $p=0.0498$ ) minking av kvikksølvinnholdet fra 1990 til 1995. Noe av denne endringen kan skyldes at det i 1990 ble tatt prøver av 0 - 2 cm skiktet, mens det i 1995 ble tatt prøver av 0 - 1 cm skiktet. Sett i lys av reduserte utslipp i løpet av de seneste 10-årene (se bl.a. SNV-rapport, 3209), er det imidlertid sannsynlig at dataene gjenspeiler en reell trend med avtagende innhold av kvikksølv i overflatesedimentene i undersøkelsesområdet.

De øvrige metallene viste generelt god overenstemmelse mellom resultatene fra 1990 og 1995 (tabell 2.4.2) og ingen regional overkonsentrasjon i forhold til norske kriterier for "høyt bakgrunnsnivå". Stasjonen i munningen av Göta Älv (Älvsborgsbron) viste lokal overkonsentrasjon av Cd, Pb, Cu og Zn. Både i 1990 og 1995 ble det dessuten observert overkonsentrasjoner av bly på stasjonene i Ljungskile, Saltkällefjorden og Brofjorden. Byfjorden viste overkonsentrasjoner av kadmium både i 1990 og 1995.

Tilsvarende sammenligning av organiske miljøgift-parametre der kriterier for "høyt bakgrunnsnivå" er etablert, er vist i tabell 2.4.3. PAH ble analysert av SINTEF i 1990 og av Unilab i 1995. SINTEF gjorde imidlertid analyser av enkelte PAH-komponenter i prøvene som var innsamlet i 1995. Helland et. al. (1996) laget en sammenstilling av disse med tilsvarende enkeltkomponenter fra Unilab. Sammenstillingen viste sammenfallende nivåer på flertallet av stasjonene, men Unilab lå betydelig lavere på tre stasjoner med høye konsentrasjoner (Saltkällefjorden, Byfjorden og en stasjon i



Stenungsund som ikke ble undersøkt i 1990). I Byfjorden ble overkonsentrasjonen på 12.3x i 1990 bekreftet av analysene utført ved SINTEF i 1995 (enkeltkomponenter 3 - 6x høyere enn Unilab). Dette var ikke tilfelle ved Älvsborgsbron der begge laboratorier viste overkonsentrasjon ca. 4.4x i 1995. Konsentrasjonene av enkeltkomponentene observert av SINTEF i Innre Gullmarn (Saltkällefjorden) i 1995 indikerte langt høyere nivåer av PAH enn det som ble observert av samme laboratorium i 1990. Det kan ikke utelukkes at de store forskjellene (ifølge SINTEF) fra 1990 til 1995 i Saltkällefjorden og Älvsborgsbron, skyldes lokale variasjoner innenfor de respektive stasjonsområdene. I så fall kan disse resultatene tolkes dit hen at Unilab underestimerer prøver med høyt innhold av PAH. Tokstester av sedimentprøvene som var innsamlet i 1995, pekte i samme retning ved at toksisiteten var bedre korrelert med SINTEF's enn med Unilab's analyser av PAH (Dave 1996). En kan ikke på dette grunnlaget trekke sikre konklusjoner om analysefeil eller eventuell kontaminering av prøver. Analyser ved et tredje laboratorium, eller innsamling av tre eller flere replikate prøver fra hvert stasjonsområde, ville trolig avklart noen av disse spørsmålene.

PCB ble analysert ved SINTEF i 1990 og ved NIVA i 1995. NIVA bestemmer såkalt " $\Sigma 7$ -Dutch" som kvantifiseres på grunnlag av syv utvalgte PCB-komponenter. Helland et. al. (1996) multipliserte konsentrasjonen av " $\Sigma 7$ -Dutch" med 2 for å sammenligne med "høyt bakgrunnsnivå" definert av Knutzen og Skei (1990) på grunnlag av data for total PCB. Det samme er gjort i tabell 2.4.3, men faktoren er svært usikker og vil være forskjellig for forskjellige kilder av PCB. Tabell 2.4.3 må derfor brukes med stor forsiktighet. Reduserte overkonsentrasjoner fra 1990 til 1995 på alle tre stasjoner nedstrøms utløpet av Göta Älv, Älvsborgsbron (40x til 25.4x), Skalkorgarna (20x til 4.9x), Danafjord (18x til 2,6x), kan neppe skyldes analytiske forhold. Noe av nedgangen kan muligens forklares ved lokale variasjoner ved Älvsborgsbron (sammenlign redusert innhold av PAH), og noe kan skyldes forskjellene i prøvetaking (0 - 2 cm i 1990, 0 - 1cm i 1995). Likevel synes resultatene å indikere en reell reduksjon av tilførsler fra kilder tilknyttet Göta Älv.

Tabell 2.4.3 viser avtagende overkonsentrasjon av PCB på den valgte stasjonen i Stenungsund (fra 8x i 1990 til 1.8x i 1995). Nivået i 1995 ble godt dokumentert gjennom analyser på 17 stasjoner i området. Middelerdien ga en overkonsentrasjon på 2.5x med en usikkerhet uttrykt ved standardavvik  $\pm 1.1x$ . Mangelen på replikate prøver i 1990 gjør at det ikke er mulig å trekke noen statistisk signifikant konklusjon om trenden for PCB i Stenungsund-området. Analyser av prøver fra minimum to lokaliteter til i 1990 ville vært tilstrekkelig til å fastslå om tendensen var økende, avtagende eller uendret. Resultatene for PCB fra områdene ved Göteborg og Stenungsund illustrerer viktigheten av å analysere flere prøver fra et område som påvirkes av samme kilder.

Ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) var i 1990 i gjennomsnitt 21.6x høyere enn grenseverdien fastsatt for "høyt bakgrunnsnivå" (tabell 2.4.3). Selv på referansestasjonene Valö og Kosterfjorden ble det funnet 6x - 7x overkonsentrasjon. Enda verre så det ut i 1995 da det ble observert 17x - 20x overkonsentrasjoner på de samme to referansestasjonene og et gjennomsnitt på 27.4x. I Norge har EPOCl vært lite brukt som overvåkingsparameter, og underlagsmaterialet ved fastsettelsen av grenseverdien var spinkelt (Knutzen pers.medd.). Det bør derfor ikke utelukkes at overkonsentrasjonene i større grad skyldes en urimelig lav grenseverdi enn et generelt høyt belastningsnivå i regionen.

Sonderende undersøkelser av dioxiner viste lavere verdier (TCDD ekvivalenter, nordisk modell) enn grenseverdien for "høyt bakgrunnsnivå" på alle stasjoner gjengitt i Cato (1992) og Helland et. al. (1996). Imidlertid er denne grenseverdien foreslått redusert fra 30 til 10 pg/gTS i en kommende revisjon av klassifiseringssystemet (Knutzen 1995). I 1990 ble den høyeste verdien registrert på Skalkorgarna. Denne verdien ble bekreftet av den enda noe høyere verdien observert på GÄV 1 i 1995. Tilsammen indikerer dette en kilde oppstrøms munningen av Göta Älv. Sammenlignet med Kosterfjorden ble det i Stenungsund i 1990 ikke observert forhøyet innhold av dioxiner ved stasjon

F3. På stasjon G2 i 1995 ble det imidlertid observert en noe høyere verdi. Selv om nivået av TCDD ekvivalenter var lavt, kan det ikke utelukkes at det eksisterer en lokal kilde i Stenungsundområdet.

### 2.4.3 Konklusjoner og anbefalinger

Området er svært varierende mht bunntopografi og forurensningskilder. Stasjonene reflekterer ofte lokale forhold og er ikke nødvendigvis representative for det geografiske området de er antatt å representere. Undersøkelsene sier heller ingenting om variasjonen på hver enkelt stasjon (verken horisontalt (patchiness) eller vertikalt (historisk)). Når hvert lokalområde (stasjon) er representert med konsentrasjonen i en 0 - 2 cm prøve på et punkt, og det er liten kontinuitet/sammenheng mellom lokalområdene, kan det ikke trekkes statistiske konklusjoner mht. områdets tilstand. Det vil også være vanskelig å trekke noen konklusjoner om endringer over tid fra en stasjon hvor en enkelt prøve blir analysert hvert femte år. Uansett hvor mye konsentrasjonen i den ene prøven endrer seg fra en gang til neste, vil en noenlunde signifikant trend tidligst vise seg etter tre - fem prøver (tilsvarende 15 - 25 år). Nedenfor foreslås konkrete endringer av stasjonsnettet. Gjennom dette oppnås et bedre statistisk grunnlag for å sammenligne mellom del-områder (regioner) og raskere synliggjøring av trender innenfor hvert enkelt delområde.

#### 2.4.3.1 Stasjonsnett

*Bohus, Göta Älv:* Meget spesiell stasjon, oppstrøms referanse. Ferskvanns avsetningsmiljø. Kan utelates fra programmet.

*Instö Rännan:* Grunt område, for grovkornet sediment, lite egnet for miljøgiftkartlegging. Tas ut av programmet fra og med 1995.

Nedenstående inndeling i regioner er bygget rundt eksisterende stasjoner eller grupper av stasjoner som synes å utgjøre naturlige del-områder, påvirket av felles kilder. Hensikten med å øke antallet stasjoner er å redusere faren for feiltolkninger som skyldes analysefeil, prøvetakingsfeil eller lokale variasjoner.

#### **Region 1:**

*Valö:* Stor forskjell i kornstørrelse (og de fleste miljøgiftparametre) fra 1990 til 1995. Man bør kanskje søke en annen lokalitet i nærheten, med større dyp og akkumulasjonsbunn. Stasjonen er egnet som sydlig referanseområde. En alternativ mulighet er å flytte referansestasjonen til *Vinga*-området, der det allerede finnes en stasjon for bløtbunnsfauna som analyseres hvert femte år. Slik lokalisering vil være rasjonell på den måten at den både supplerer transektet i region 2 og fungerer som referansestasjon i ytre skjærgårdsmiljø.

#### **Region 2:**

Munningen av Göta Älv: Stasjon 3 (*Älvsborgsbron*), 2 (*Skalkorgarna*) og 4 (*Danafford*): Fungerer som en sub-region nedstrøms kilder i byen/elven. Stasjonene danner et transekt fra havneområdet i Göteborg. Det er betydelige overkonsentrasjoner av kvikksølv og organiske miljøgifter i havneområdet og klar påvirkning langs hele transektet. Transektet kan med fordel bygges ut med ytterligere 2 stasjoner i området mellom havneområdet og *Danafford* pluss eventuell referansestasjon lengst unna kilden (i *Vinga*-området).

Posisjonen for stasjon 4 (38m dyp) som ble benyttet i 1995, bør gjøres fast.

**Region 3:**

*Ostindiebådarna*: Finkornet sediment, i et forholdsvis grunt område. Stasjonen kan vanskelig sammenlignes med noen av de andre stasjonene. Innholdet av metaller i sedimentet (tabell 2.4.2) var nær eller under grenseverdien for "høyt bakgrunnsnivå", og konsentrasjoner av organiske miljøgifter var lavere enn middelverdiene for alle stasjonene i tabell 3.4.3. Hvorvidt dette er et tilfeldig utslag av prøvetakingspunktet eller representativt for et større område, kan ikke avgjøres med mindre programmet bygges ut med minimum to stasjoner til i dette området.

**Region 4 og 5:**

*Stenungsund og Brofjorden* danner hvert sitt område med betydelige kilder fra industri og kraftverk. Områdene ble godt dekket med tette stasjonsnett i 1995, men det er uheldig at ingen av stasjonene i Brofjorden 1995 hadde samme lokalisering som den ene stasjon 107 (Brofjorden) i 1990. I Stenungsund var stasjon F3 (1995) tilstrekkelig nær posisjonen for stasjon 105 (Stenungsund) i 1990, til at sammenligninger kan gjøres. Det bør defineres minst 3 hovedstasjoner i hvert av områdene som, av hensyn til trendstudiene, må undersøkes hver gang (hvert femte år). Videre anbefales at en av hovedstasjonene i Stenungsund samlokaliseres med stasjonen for bløtbunnsfauna (37m dyp, mellom G1 og H3).

**Region 6:**

Udevalla, *Byfjorden*. Stasjonens lokalisering var forskjellig i 1990 og 1995. Resultatene indikerer et nivå for de fleste metaller nær grenseverdien for "høyt bakgrunnsnivå". Kadmium viste overkonsentrasjoner (1.2x - 1.4x) både i 1990 og 1995. Tabell 2.4.3 viser nokså sprikende resultater mht. nivået av PAH, PCB og EPOCl. Således var nivået av PCB og EPOCl blant de høyeste av alle stasjoner i 1995, mens de i 1990 var klart lavere enn middelverdien. For PAH var forholdet omvendt. Inkonsistensen viser klart behovet for flere stasjoner i området. Man bør ta et transekt med tre stasjoner innenfor terskelen. Resultatene kan med fordel fremstilles i sammenheng med stasjon 19 (*Ljungskile/Havstensfjord*) som viser forholdene på utsiden av terskelen.

**Region 7:**

*Saltkällefjorden* (tidligere papirindustri i Munkedal). Fjorden Gullmarn utgjør en naturlig avgrenset region, men det antas at forbundet primært ønsker en evaluering av gamle avsetninger innerst i fjorden. Resultatene fra 1995 var i rimelig god overenstemmelse med dataene fra 1990 både for metaller (tabell 2.4.2) og organiske miljøgifter (tabell 2.4.3). Likevel kan det med fordel suppleres med to replikate stasjoner i nærheten av den eksisterende.

**Region 8:**

*Kosterfjorden*: I 1990 ble det tatt bare en stasjon som da kun hadde verdi som referansestasjon lengst nord i undersøkelsesområdet. I 1995 ble stasjonen flyttet til noe større dyp nærmere midtaksen i fjorden. Det antas at denne lokaliteten benyttes i fremtidige undersøkelser. I 1995 ble det i tillegg tatt en stasjon nærmere Strömstad (st. 23). På denne stasjonen ble det funnet 1.8x overkonsentrasjon for kvikksølv og 1.2x for bly. Av organiske miljøgifter var PAH (8.8x) og PCB (8.9x) høye sammenlignet med stasjonene vist i tabell 2.4.3. Dersom det suppleres med to stasjoner, kunne resultatene fremstilles i et sammenhengende transekt fra Strömstad til referansestasjonen i Kosterfjorden.

Dersom anbefalingene over følges, fås totalt 7 regioner (sydlig referansestasjon innlemmes i transektet i region 2). Hver region får 3 - 6 faste stasjoner. Dette gir et totalt antall på 25 - 30 stasjoner og dersom det analyseres bare på et snitt (0 - 1 cm), fås samme antall prøver. Med toktfrekvens en gang hvert femte år anses dette å være et minimum for å dekke et såvidt stort og lite sammenhengende kystområde.

Når det gjelder den statistiske behandlingen av resultatene er det vesentlig hvorvidt stasjonene som sammenlignes er lokalisert strategisk eller tilfeldig innenfor det geografiske området. De fleste overvåkingsprogrammer er blant annet av kostnadsgrunner basert på et relativt lavt antall, strategisk valgte, faste stasjoner. Statistisk testing av forskjeller mellom ulike regioner er vanskelig fordi det sjelden kan antas at de faste prøvetakingspunktene gir et representativt mål for belastningen i de respektive regioner. Det er derfor vanskelig å anbefale noen spesiell statistisk prosedyre for slike vurderinger. Forandringer over tid fra et tokt til det neste vil lettere kunne testes på grunnlag av parvise (to tidspunkter) sammenligninger av data (konsentrasjon) fra hver enkelt stasjon (parvis t-test). Tre til seks punkter målt to ganger er lite, men tilstrekkelig til å kunne gjennomføre en slik test innenfor hver enkelt region skissert ovenfor.

#### 2.4.3.2 Analyseparametre

Bruk av biogeokjemiske støtteparametre (som f.eks. pE, H<sub>2</sub>S, sediment-respirasjon) eller fotografiteknikker (SPI - Sediment Profile Image) kan øke verdien i forhold til målsettingen pkt. 4 (eutrofi-situasjonen) og støtte bunnfaunaundersøkelsene og tolkingen av en del miljøgiftdata. Som et minimum anbefales målinger av redokspotensial eller sulfid med elektroder. Dette utføres samtidig med opparbeidelsen av prøvene i felt og bør ikke innebære vesentlige kostnads-økninger for prosjektet.

Av øvrige støtteparametre vil det være tilstrekkelig å måle vanninnhold (%H<sub>2</sub>O), partikkelfordeling (<63µm), organisk karbon og nitrogen. Organisk karbon og partikkelfordeling er viktige normaliseringsparametre i forhold til både metaller og organiske miljøgifter.

Totalinnholdet av metaller og fosfor vil kunne bestemmes i en og samme prøve opparbeidet for ICP-MS-analyse. Oppslutning i fluss-syre anbefales. Hg må bestemmes separat. Litium (Li) anses bedre egnet som geokjemisk normaliseringsparameter enn aluminium (Al) (Loring, 1990). Minst en av disse bør inkluderes for å kompensere for forskjeller i mineralogi og partikkelstørrelse. Normalisering mot syreløselig sulfid (Di Toro et al., 1991) vil kunne bedre relevansen av metallundersøkelsene i forhold til biologiske effekter. Metoden har imidlertid vært lite brukt i Nordsjøen og tilstøtende områder og egnethet som overvåkingsparameter vurderes foreløpig som usikker.

Vi kan ikke se noen særlig grunn til å fortsette overvåking av THC på stasjoner ut over områdene ved Stenungsund, Brofjorden og utløpet av Göta Älv.

Sett i lys av generelt høye nivåer av flere av de organiske miljøgiftene, anbefales analyser av PAH og PCB på samtlige stasjoner, mens fortsatt overvåking av HCB kun synes å ha interesse i Stenungsund-området. Nivået av persistente klorerte organiske forbindelser (EPOCl) var generelt høyt sammenlignet med den noe usikre grenseverdien fastsatt av Knutzen og Skei (1990). Referanseverdier mangler for tilsvarende bromerte forbindelser (EOBr/EPOBr), og kunnskapen om effekter av slike forbindelser på miljøet er svært begrenset. Parameteren omfatter bromerte brannhemmende forbindelser som har vært antatt å kunne utgjøre et potensielt fremtidig miljøproblem (Frisch et. al. 1995), men spesifikke analyser av slike forbindelser (polybromerte bifenyletere) viste at det ikke var påvisbare mengder på noen av stasjonene langs kysten av Bohuslän. Hensikten med overvåking av de

lite spesifikke parametrene EOCl/EPOCl og EOBr/EPOBr, synes noe svakt begrunnet. Fordelingsmønsteret er imidlertid logisk i forhold til antropogene kilder og fortsatt overvåking anbefales under tvil.

Dioxininnholdet var ikke alarmerende høyt på noen av stasjonene som ble undersøkt i 1990 og 1995. Likevel bør dioxin-nivået overvåkes i regionen nedstrøms munningen av Göta Älv, og sonderende undersøkelser bør gjennomføres på et utvalg av stasjoner i Stenungsund-området.

På grunnlag av organisme-undersøkelsene (kapittel 2.3) og i tråd med den prioritering som ble gitt av "Åtgärdsgrupp Väst" (Naturvårdsverket 4082, 1990), anbefales at TBT tas inn som standard parameter på samtlige stasjoner.

Kost/nytte-verdien ved analysene av "Priority pollutants", polybromerte bifenyler, nonylfenoler, tetraklorguajacol, ftalater, monoaromater (BTEX) og halogenerte C1- og C2-alifater syntes begrenset, og med mulig unntak for ftalater i enkelte regioner bør det gis en klarere begrunnelse for behovet for at disse parametrene skal innlemmes i det fremtidige overvåkingsprogrammet.

#### **2.4.3.3 Måloppfyllelse**

Hva angår næringsemner og eutrofi-status, synes ikke det nåværende parameterutvalg å gi vesentlige bidrag verken til en selvstendig vurdering av tilstanden i de enkelte områdene eller som støtte for de vurderingene som gjøres på grunnlag av andre deler av programmet.

Frekvensen av sedimentundersøkelsene (hvert femte år) kombinert med få stasjoner og ingen replikate prøver, vil vanskeliggjøre dokumentasjonen av statistisk signifikante tidstrender før etter svært lang tid (20 - 30 år).

Det begrensede antall prøver gjør også at vurderingen av de faktiske forekomster av miljøgifter i sedimentene ofte blir noe usikker og følgelig at konklusjonene blir vagere i forhold til hvorvidt og i hvilken grad forbundets medlemmer representerer viktige kilder.

Undersøkelsesområdet fra Göteborg i syd til Strömstad i nord er nokså ulikt dekket med stasjoner. Dersom de tette stasjonsnettene benyttet i Stenungsund og Brofjorden i 1995 opprettholdes i fremtidige undersøkelser, vil innvendingene over mht. tidstrender og kildeidentifikasjon ikke gjelde disse områdene. Området nedstrøms munningen av Göta Älv er også rimelig godt dekket med stasjoner. Resten av undersøkelsesområdet kan inndeles i regioner som i liten grad er påvirket av felles kilder. Hver slik region er dekket av en enkelt prøve. Dette er for lite til å trekke sikre konklusjoner om tilstanden i sedimentene.

Til tross for disse innvendinger som først og fremst gjelder mulighetene for statistisk behandling av resultatene med angivelse av signifikansnivåer som kan støtte opp under eventuelle konklusjoner, må det sies at sedimentundersøkelsene allerede etter to gjennomførte tokt, har gitt en god og forholdsvis konsistent oversikt over mengder og typer av miljøgifter i ulike deler av undersøkelsesområdet.

## 2.5 Bløtbunnsfauna

### 2.5.1 Datagrunnlag

Grunnlaget for evalueringen er fire rapporter (Tunberg og Hammar 1992, Tunberg 1994, 1995, 1996). Tunberg (1995 og 1996) gir en samlet oversikt over utviklingen over tid på alle stasjonene untatt Vinga. Tilleggsinformasjon om prosedyrer er hentet fra Tunberg (*in prep*). En oversikt over stasjonsplassering for bløtbunnsundersøkelser i andre programmer langs den aktuelle kysten er gitt av Tunberg (pers. medd.)

### 2.5.2 Programmets innhold og gjennomføring

#### 2.5.2.1 Målsetning og metodikk

Målsetningen er å studere langsiktige endringer i bløtbunnsfauna, som i tur kan benyttes til å bedømme påvirkning fra omkringliggende virksomheter. Undersøkelsen er begrenset til 5 stasjoner, som undersøkes med noe ulik tidsfrekvens.

Brofjorden:	Årlig på en stasjon fra 1991, samt 3 stasjoner hvert 5. år fra 1994.
Havstensfjord:	Årlig på en stasjon fra 1991.
Galterön:	Årlig på en stasjon fra 1991.
Danafjord:	Årlig på en stasjon fra 1991.
Vinga:	Hvert 5. år på en stasjon fra 1991.

Stasjonsvalget stemmer med den opprinnelige angivelsen fra Vattenvårdsförbundet, med unntak av stasjon Vinga. Ifølge VVF skal stasjon 3, Älvsborgsbron (Vinga), undersøkes hvert femte år. Denne ligger ved Älvsborg i munningen av Göta Älv. Stasjon Vinga som er undersøkt, ligger på åpen kyst sørvest for øya Vinga, ytterst i Göteborgs skjærgård.

Delprogrammet er basert på kvantitativ analyse av samfunnsstruktur i makrofauna (dyr større enn 1 mm) i bunnsedimenter samlet med grabb. Denne undersøkelsestypen har lang tradisjon i marin overvåking og danner basis for flere sentrale overvåkingsprogrammer bl.a. i Sverige og Norge. Det kan nevnes at artsdiversitet på bløtbunn, utledet av slike undersøkelser, danner ett av kriteriene for karakterisering av miljøtilstand i marine områder i Norge (Rygg og Thelin 1993). Dyrearter som lever i sedimentet er lite mobile, og de må enten tolerere en forurensningsbelastning på stedet eller dø. Den vanligste responsen er at noen få arter øker i tetthet, mange arter minker, og en del arter er upåvirket. De fleste artene har også et livsløp på over 2 år, slik at dyresamfunnet reflekterer og integrerer forurensningseffektene over tid. Prosedyrer for prøvetaking, prøvebearbeidelse, artsidentifikasjon og databehandling er godt utprøvet, standardisert og dokumentert i litteraturen, og det finnes et godt faglig grunnlag for tolkning av resultatene.

#### 2.5.2.2 Gjennomføring i relasjon til VVFs 7-punkts målsetning

Undersøkelsen gir et viktig bidrag til bildet av miljøforholdene i kystvannet, med fokus på de lokale forhold rundt hvert undersøkelsespunkt. Sammenligning av samfunnsstruktur mellom lokalitetene og innen hver lokalitet over tid, koblet mot kunnskap om lokal topografi, identifiserte utslippskilder, vanntransportdynamikk og artenes biologi, bør normalt gi god mulighet for å bedømme hvorvidt endringer i bunnfaunaen på de undersøkte lokaliteter skyldes naturlige svingninger eller lokale/regionale påvirkninger. Den utvidede undersøkelsen i Brofjorden har også vist seg velvalgt og har bedret grunnlaget for å tolke de til dels store svingningene som er påvist på hovedstasjonen i

fjorden. Verdien av undersøkelsen øker betydelig ved at resultatene er satt i sammenheng med øvrige bløtbunns-undersøkelser langs denne kyststrekningen under det nasjonale marine overvåkingsprogrammet (tidligere PMK) som gjennomføres av samme konsulent (Tunberg 1996).

Undersøkelsen vil danne god basis for fremtidige sammenlignende studier, under forutsetning av at den anvendte prøvetakings- og behandlingsmetodikk ikke endres og kvalitet på analysene av det biologiske materialet (sortering og identifikasjon) opprettholdes. I tilfelle det ikke allerede er gjennomført, anbefales opprettelse av en referansesamling av de arter som er påvist i materialet for å sikre entydig artsidentifikasjon i kommende år.

Undersøkelsen er ikke egnet til å identifisere utslippskilder for næringssalter direkte, men vil gjennom endringer i bunnfaunastrukturen kunne identifisere områder som lokalt kan være tilført overskudd av nedbrytbart organisk materiale, - enten direkte (eks. Havstensfjord) - eller gjennom forhøyet produksjon som følge av næringssalttilførsler. Muligheten er selvfølgelig begrenset til de områdene som er inkludert i undersøkelsen. For Havstensfjord har lav artsrikhet, spesiell artssammensetning og hydrogensulfid i sedimentene, entydig vist at området er sterkt organisk belastet (Tunberg og Hammar 1992).

Bløtbunnsfauna-undersøkelser reflekterer normalt ikke effekter av persistente miljøgifter med lav akutt toksisitet (tungmetaller, PAH, klorerte organiske forbindelser). Et unntak er kobber der flere undersøkelser har vist en negativ korrelasjon mellom faunadiversitet og kobberkonsentrasjon i sedimentene (Rygg 1985). Redusert diversitet kan imidlertid også forårsakes av andre faktorer. Delprogrammet er geografisk spredt over mesteparten av Bohuslans kystområde, men alle stasjonene som undersøkes årlig ligger i relativt innelukkede områder og vil først og fremst avspeile lokale endringer. For disse områdene bør programmet være godt egnet til å påvise eventuelle effekter av lokale utslipp og andre aktiviteter og endringer i disse over tid. Med bare én stasjon i hvert av fjordområdene (med unntak Brofjorden), er det ikke mulig å bedømme den geografiske utstrekningen av det området som eventuelt er påvirket.

Påvisning av regionale endringer vil kreve stasjoner med god forbindelse til ytre kyst og kun diffust belastet lokalt. Stasjon Vinga oppfyller dette kravet. Dersom de fem stasjonene hadde vist en samvariasjon over tid, kunne dette indikere regionale miljøendringer, men resultatene indikerer ikke dette (Tunberg 1996). Et større antall stasjoner på åpen kyst er med i det nasjonale overvåkingsprogrammet på bløtbunnsfauna og undersøkes etter samme metodikk (HELCOM-stasjonene, samt regionale stasjoner i Hallands län). Disse er til en viss grad benyttet som referansestasjoner ved diskusjon av resultatene (Tunberg 1996). Samlet bør disse undersøkelsene gi en tilfredsstillende dekning av de regionale forholdene på bløtbunn langs den svenske vestkysten.

### 2.5.2.3 Effekter av gamle synder

Partikkelbundne miljøgifter fra tidligere tiders tilførsler vil etter hvert samles i områder med akkumulasjonsbunn. Normalt vil dette være dypere partier av et fjordsystem der vannbevegelsene er dempet av topografi og stratifisering, men slik akkumulering vil også kunne skje i grunne områder, spesielt i nærheten av kildene. Sedimenttypen vil indikere om dette skjer. Alle faunastasjonene i undersøkelsen har innslag av akkumulasjonsbunn og følgelig forutsetning for å lagre miljøgifter. Faunaundersøkelsene vil bare være egnet til å påvise effekter av persistente miljøgifter med lav akutt toksisitet, dersom artssammensetning og abundans/biomasse påvirkes, eller dersom miljøgiftene er entydig ledsaget av andre faktorer som har slik virkning, f.eks. organisk anrikning eller endring i fysisk-kjemisk karakter av bunnsedimentene, som igjen påvirker spesielt rekruttering hos følsomme arter. Det er imidlertid vanskelig å koble endringer i samfunnsstruktur til bestemte forurensningsfaktorer fordi disse endringene ikke er spesifikke. F.eks. vil diversitet i et bløtbunnsamfunn kunne

reduseres både som følge av toksiske stoffer, fysisk forstyrrelse og eutrofi. Siden de ulike bløtbunnsartene reagerer noe forskjellig på generelle forstyrrelser og toksisitet, er det likevel i noen tilfeller mulig gjennom en nærmere analyse av hvilke arter som kommer til eller forsvinner, å indikere om endringer skyldes giftige stoffer eller f.eks. eutrofi. Slike analyser er ikke gjort.

#### **2.5.2.4 Effekter av sekundære faktorer (vær, fartøytrafikk, nye arter, etc.)**

Bortsett fra at nye arter som introduseres til bunnfaunaen bør fanges opp i resultatene, er bløtbunnsfauna-analyser generelt lite egnet til å påvise denne type effekter. Effekter av fiskeaktivitet med hyppig bruk av bunntrål på samme lokaliteter bør imidlertid kunne påvises. Slik vedvarende fysisk forstyrrelse vil eliminere eller redusere bestander av større bunndyr med lang generasjonstid og favorisere fremvekst av små opportunistiske arter.

#### **2.5.2.5 Forslag om tilleggsundersøkelser**

Programmet omfatter i tillegg til fauna-analyse (artsantall, abundans og biomasse) også følgende karakterisering av sedimentene: Sedimenttype, farge, lukt, % vanninnhold, og % organisk innhold. Videre måles temperatur og oksygeninnhold i bunnvannet. På stasjon Vinga er det også målt redoxforhold i bunnvann og sediment. Det gjøres også registrering av vind og bølgehøyde under prøvetakingen. Det siste er viktig for å vurdere kvaliteten på prøvene, men gir forøvrig liten informasjon av verdi for å diskutere faunaresultatene.

Målingene av temperatur og oksygen gir et øyeblikksbilde av situasjonen ved prøvetaking. Tolkningen av faunaresultatene vil imidlertid dra fordel av informasjon fra hydrografiprogrammet om hvordan oksygeninnholdet ved bunnen på stasjonene varierer over året. Spesielt viktig er det å få informasjon om minimumsverdier som man må forvente opptrer sent på høsten.

En viktig støtteparameter som anbefales inkludert, er kornstørrelsesfordeling. Det bør fortrinnsvis gjøres en fullstendig kornfordelingsanalyse på hver stasjon, alternativt en forenklet analyse av andel grus og andel finmateriale (% partikler mindre enn 0.063 mm). Dette er sedimentegenskaper som i mange tilfeller har vist seg å være en viktig regulerende faktor for faunasammensetningen. I analyser av bløtbunnsfauna fra det norske Kystovervåkingsprogrammet 1990 - 1995 (Pedersen et al. 1996) har det f.eks. vist seg at dyp, % finmateriale og totalt organisk innhold var de tre miljøparametrene som forklarte mest av variabiliteten i bunnfaunaen.

De fleste av de tilleggsanalysene som gjøres i delprogrammet dekker viktige støtteparametre for å kunne forklare likheter og forskjeller i faunasammensetning, men bortsett fra organisk innhold bidrar de lite til en diskusjon om årsakene er forurensning eller ikke. En slik diskusjon krever at man har samtidige målinger av konsentrasjon av de sannsynlige forurensningskomponentene i sediment eller bunnvann, slik at ulike former for korrelasjonsanalyser kan gjennomføres. Det finnes en rekke lett tilgjengelige metoder for slike statistiske analyser i dag (se nedenfor), men de innebærer at bløtbunnsundersøkelsene geografisk samordnes med undersøkelsene av miljøgifter i sediment. Dette er i dag bare tilfelle for to av de fire års-stasjonene. Det ville være ønskelig om hver av regionene foreslått i kapittel 2.4.3.1. også ble dekket av et sett stasjoner for bløtbunnsfauna, dvs. at stasjonsnettene ble samordnet helt. Dette vil imidlertid øke kostnadene betydelig for delprogrammet, i praksis proporsjonalt med økningen i antall stasjoner fra 4 - 5 til 25 - 30 og ansees derfor som urealistisk. Om bunnfaunaundersøkelsene holdes på nåværende ambisjonsnivå vil et minimum derfor være at det opprettes sedimentstasjoner samme sted der det ikke alt er gjort (se kap. 3.4.3.), og at disse prøvetas samtidig.



### 2.5.2.6 Ny databehandling

Databehandlingen er begrenset til grafiske fremstillinger av basisdata for totalabundans, abundans av 5 hovedgrupper av dyr, total biomasse, og faunadiversitet. Det er også gjort en multivariat analyse av likhet i samfunnstruktur mellom 3 av stasjonene ved bruk av programpakken PRIMER. Denne programpakken er også anbefalt av norske myndigheter for analyse av tilsvarende data fra overvåkingen både langs kysten og på norsk kontinentalsokkel. Analysene som gjennomføres er egnet til å detektere forskjell mellom prøver i tid og rom, de grupperer stasjoner og/eller grabbprøver etter likhet og identifiserer de artene som har størst påvirkning på grupperingen. For et datamateriale begrenset til bare 3 stasjoner langs en lang kyststrekning er sammenligning av likhet i rom mindre interessant enn sammenligning av hver stasjon med seg selv i tid, men begge deler fremkommer i analysene.

Med de anvendte multivariat-analysene kan man som sagt også identifisere hvilke arter som styrer likheten mellom stasjonene. Dette synes ikke å være utnyttet i programmet, men er foreslått av Tunberg (*in prep*) ved revisjon av det nasjonale programmet. Man har idag en betydelig kunnskap om en rekke makrofauna-arters biologi, miljøkrav og følsomhet for forurensning, også for viktige arter langs den svenske vestkysten. Gjennom en analyse av slik kunnskap for de viktige artene identifisert i multivariatanalysene, er det mulig at man kan komme lenger i å forklare årsakene til at de tre stasjonene er så forskjellige, og til endringene over tid på hver stasjon.

De anvendte analysene kobler ikke fauna-karakteristikk til de miljøfaktorene som måles og som kan være med på å forklare årsakene til forskjellene i rom og tid. Slike metoder, kalt ordinasjonsanalyser, er rimelig lett tilgjengelige idag, f.eks. prinsipalkomponent-analyse (PCA) og korrespondanseanalyser (CA og CCA). De synes godt kjent for konsulenten (Tunberg *in prep*) og bør kunne benyttes på det eksisterende datamaterialet. Gjennom en samordning av bunnfauna- og sedimentundersøkelsene bør grunnlaget for slike analyser være tilstede.

Det fremgår av rapportene at delprogrammet går parallelt med et nasjonalt program som anvender samme metodikk og som dekker langt flere stasjoner, spesielt på åpen kyst, men også i mer innelukkede områder. Selv om VVF-stasjonene til en viss grad diskuteres i lys av det nasjonale programmet (Tunberg 1996), anbefaler vi at det gjøres en integrert databehandling for de to undersøkelsene for å sette VVF-stasjonene inn i en større sammenheng.

### 2.5.2.7 Evaluering av kvalitetssikringsrutiner

De kvalitetssikringsrutiner som er innarbeidet i undersøkelsenes ulike ledd er lite dokumentert i rapportene. Følgende savnes primært:

- Detaljbeskrivelse av håndtering av grabb under prøvetaking, som firings- og løftehastighet.
- Beskrivelse av kriterier for aksept av grabbprøver: Minimum og maksimum fyllingsgrad, grabbprøvens utseende, frekvens av feilslette prøver pr. stasjon.
- Prosedyre for vasking og sikting av prøver: Spylestyrke, sikter under vann m.m.
- Kontrollrutiner for sortering av dyr fra annet bunnmateriale, f.eks. repetert sortering.
- Kontrollrutiner for artsidentifikasjon, bruk av ekstern taxonomisk ekspertise, etablering av referansesamling av arter.
- Prosedyrebeskrivelse for våtvektsbestemmelsene.

Et grovt mål for kvalitet på bløtbunnsanalyser får man ofte ved å se på artsrikheten og abundans i forhold til hva som forventes i rene områder. Programmet tar 3 - 4 grabbprøver pr. stasjon, dvs 0.3 -

0.4 m<sup>2</sup> bunnareal. For de antatt bare diffust belastede stasjonene Danafjord, Galterön og Brofjorden er det funnet ca. 50 - 80 arter på 0.4 m<sup>2</sup> (Tunberg 1996). Dette tilsvarer det som er funnet på grunne stasjoner i det norske Kystovervåkingsprogrammet i samme periode (Pedersen et al. 1996). Total abundans ligger i VVFs undersøkelse rundt 3000 - 5000 individer/m<sup>2</sup>. Dette er noe høyere enn i majoriteten av prøver tatt langs Skagerrakkysten og Vestlandet i Norge i ulike programmer (ca. 500 - 4000 ind/m<sup>2</sup>, Moy et al. 1996). Ut fra disse enkle sammenligningene er det ingen grunn til å mistenke at prøvetaking og prøvebehandling i VVFs program har mangelfull kvalitet.

#### 2.5.2.8 Metodisk styrke og svakhet

Metodeprinsippet: Kvantitative undersøkelser av makrofauna i sediment, er antakelig en av de best dokumenterte og gjennomprøvde metoder man har for påvisning av biologiske effekter på populasjons- og samfunnsnivå i en resipient (Gray et al. 1988).

Metodens styrke er at den er klart stedsspesifikk og at den måler en reaksjon på belastning som er integrert over tid, dvs. den viser både hva området er utsatt for og har vært utsatt for i den nære fortid på 1 - 2 år. Videre finnes et stort erfaringsmateriale i litteraturen som man kan relatere resultatene til. En svakhet ved metoden er at samfunnseffektene i liten grad er forurensningsspesifikke, de viser forstyrrelser, men sjelden hva som forstyrrer. Metoden er også svært sårbar for feil i prøvetakingen, spesielt på mudderbunn. De fleste individene finnes i de øvre 0 - 4 cm av sedimentet, som ofte er svært løst. Det skal derfor lite til for å forstyrre eller blåse vekk dette laget ved prøvetaking, slik at mye av faunaen mistes. På sandbunn er problemet mindre. Smith-McIntyre-grabben er tung og velegnet for prøvetaking på sandbunn, mens den på mudderbunn normalt vil kunne synke for langt ned slik at toppsjiktet presses ut. Rapportene sier at en modifisert Smith-McIntyre anvendes. Modifiseringen er rent teknisk for å bedre personsikkerheten ved bruk og har neppe endret gravekarakteristikken (Tunberg pers medd.). Ut fra de høye artsantall og abundanser som er funnet, er det som sagt grunn til å tro at prøvetakingen har vært god.

#### 2.5.2.9 Stasjonsantall og plassering

Delprogrammet omfatter et svært lite antall stasjoner fordelt over en lang kyststrekning. To av stasjonene, Galterön og Havstensfjord, til dels også Brofjorden, er plassert i relativt innelukkede områder og gir god informasjon om disse områdene. Vi går også ut fra at dette er områder av spesiell interesse for VVF. Ut fra topografien rundt stasjonene kan man imidlertid ikke forvente representativitet for større områder. Skal VVFs mål om å dekke hele Bohusläns kystvann oppfylles, må flere stasjoner etableres i gradient fra de mer innelukkede delene av fjordsystemene og ut til åpen kyst som referanse (tilsvarende Gullmarfjord-delen av det nasjonale programmet). Samlet gir VVF-stasjonene, de nasjonale HELCOM-stasjonene og andre regionale stasjoner en god dekning av kystrekningen, både åpen kyst og utvalgte fjorder.

Opplegget med årlige undersøkelser er tilstrekkelig for formålet og anbefales ført videre til man har dekket en 10-års periode. For lokaliteter som etter dette viser seg å være relativt stabile og lite påvirket, og i områder der man ikke forventer endringer i utslippsforhold, bør frekvensen etter dette kunne reduseres f.eks. til en undersøkelse hvert tredje år.

#### 2.5.2.10 Sammenligning med andre programmer

Delprogrammet anvender en metode som brukes i svært mange andre bløtbunnsundersøkelser i Norden, f.eks. som nevnt det svenske nasjonale programmet som bl.a. dekker den aktuelle kyststrekningen, det norske kystovervåkingsprogrammet som dekker kystlinjen fra ytre Oslofjord til Bergen, en rekke lokale undersøkelser i norske kyst- og fjordområder, samt undersøkelsene rundt

norske installasjoner i Nordsjøen. Gjennom et samarbeid mellom NIVA og Universitetet i Bergen er det nå etablert en database som dekker ca. 370 bløtbunnsstasjoner som er undersøkt etter samme metode langs kyststrekningen fra grensen Sverige/Norge til 62°N i vest-Norge (Moy et al. 1996). Det finnes derfor et betydelig sammenlignbart materiale som VVFs resultater kan sees i lys av.

### **2.5.3 Konklusjoner og anbefalinger**

Undersøkelsen gir et viktig bidrag til beskrivelsen av miljøforholdene, men kun lokalt rundt hver stasjon. For disse lokalitetene danner undersøkelsen en god basis for fremtidige sammenlignende studier. Verdien av undersøkelsene vil øke betydelig om de settes i sammenheng med øvrige bløtbunnsundersøkelser på kyststrekningen. En samlet integrert databehandling anbefales og bør være relativt lett gjennomførbar, siden samme konsulent er ansvarlig for flere av disse.

En svakhet ved metoden er at man vanskelig kan koble endringer i bløtbunnsfauna direkte sammen med bestemte forurensningsfaktorer, f.eks. tungmetaller. Nærmere klarlegging av årsaker til slike endringer kan oppnåes gjennom geografisk samordning med de kjemiske analyser av sedimentkontaminasjon og en analytisk kobling av biologiske og kjemiske bløtbunnsdata. Eksisterende data kan også antagelig utnyttes bedre i denne retning gjennom en analyse av hvilke arter som primært styrer likheter/forskjeller i tid og rom mellom stasjonene og på bakgrunn av at det for noen av disse arters vedkommende bør eksistere kunnskap om biologi, miljøkrav og følsomhet. Begge disse tiltak anbefales og vil ha liten/ingen innflytelse på undersøkelsens omfang og kostnader.

Anvendte kvalitetsrutiner for undersøkelsene er lite dokumentert i rapportene. En sammenligning vi har gjort med resultatene fra tilsvarende undersøkelser langs norskekysten gir ingen grunn til å mistenke at prøvetaking eller prøvebehandling i VVFs program har mangelfull kvalitet.

Stasjonantallet er lite for en stor kyststrekning og gir ikke noe helhetlig bilde av forholdene på kysten. En eventuell økning av antall stasjoner må sees i sammenheng med den totale bløtbunnsobservasjon langs kyststrekningen. Årlige undersøkelser på hver stasjon anbefales inntil man har dekket en 10-års periode. Etter dette bør prøvetakingsfrekvensen revideres.

## **2.6 Hardbunnsfauna**

### **2.6.1 Datagrunnlag**

Følgende rapporter er brukt som grunnlagsmateriale ved evalueringen av prosjektet: Adolfsson P. (1992, 1994, 1995a, b, c, 1996), Andersson (1991) og Andersson og Tunberg (1992). Tilleggsinformasjon om metodikk er hentet fra Tunberg (*in prep.*).

### **2.6.2 Programmets innhold og gjennomføring**

#### **2.6.2.1 Bakgrunn og målsetninger**

Bakgrunn for programmet er erkjennelsen av den betydning disse kystområder har som leveområde og oppvekstplass for en rekke marine organismer. I tillegg er kysten et viktig rekreasjonsområde for mange mennesker. Det har vist seg at det ofte er i disse grunne kystnære områder en først kan registrere negative effekter fra menneskelige aktiviteter. På bakgrunn av dette ble det, med hjelp av midler fra Statens Naturvårdsverk, igangsatt arbeid med å utvikle metoder for overvåking av grunne hardbunns-områder. Arbeidet som ble utført på Kristinebergs Marinbiologiska Forskningsstasjon og

ved Göteborgs Universitet, har blant annet resultert i den overvåking av grunne hardbunnsområder som nå finner sted langs Bohuslänkysten.

Målsetningen er å kartlegge miljøforholdene langs Bohuskysten ved hjelp av en langsiktig overvåking av hardbunnsområder. Videre å studere forandringer i faunaen over lang tid, - på kort sikt kan forandringer i faunaen avspeile effekter fra omkringliggende aktiviteter.

### 2.6.2.2 Innhold

Undersøkelsene har siden 1991 vært gjennomført årlig (mai - juni) på 4 stasjoner. Stasjonene er forholdsvis jevnt spredt over kyststrekningen Göteborg - Strömstad. Metodikken i felt er en såkalt "stratified random sampling" som utføres ved hjelp av fotografering. Ved hver prøvetaking fotograferes 5 tilfeldig valgte areal (0,25 m<sup>2</sup>) langs en horisontal 30 m lang "linje". Fotograferingen utføres på 13 forhåndsbestemte dyp, slik at tilsammen 65 arealer fotograferes på hver stasjon. Bildene opparbeides på et digitaliseringsbord ved at utvalgte arter/taxa registreres mht. dekningsgrad og antall. Dataene bearbeides i et regneprogram før grafisk presentasjon. Ved bruk av ulike statistikkprogrammer undersøkes det videre hvorvidt materialet avdekker tidstrender. Alle rådata lagres i en database (Paradox), og samtlige lysbilder katalogiseres og arkiveres. Metodikken er skjematisk beskrevet i figur 2.6.1. Resultatene blir rapportert årlig.

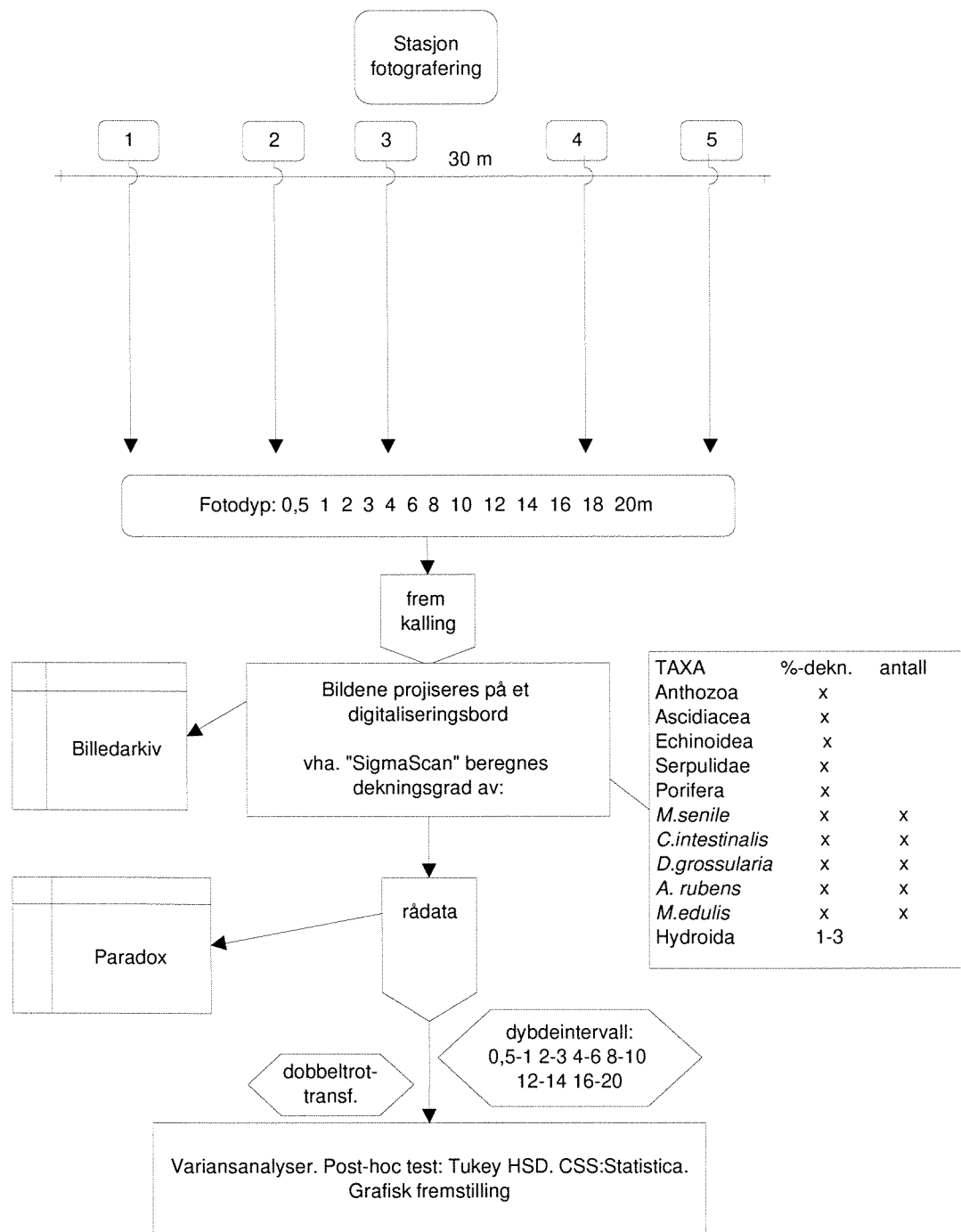
### 2.6.2.3 Stasjonsvalg

I overvåkingsprogrammet inngår idag fire stasjoner: Stasjon 10 (Djurnäs udde), stasjon 14 (Fiolklippan), stasjon 15 (Hasstensholmen) og stasjon 16 (St. Brattskär). Stasjon 10 ble flyttet fra "Såten" til "Djurnäs udde" i 1994. Bytte av stasjoner underveis i et overvåkingsprogram er uheldig, men forsvarlig hvis det viser seg at stasjonen ikke er egnet til formålet. Rapportene gir ingen nærmere forklaring på hvorfor stasjonen ble flyttet. Fire stasjoner på en så lang kyststrekning (>150 km) begrenser muligheten for identifisering av mer lokale forurensningskilder. Det er vanskelig å vurdere stasjonenes representativitet for "Bohuslänkysten" ut fra det materiale som vi har tilgjengelig. Tre stasjoner er plassert i de ytre skjærgårdsområder, mens stasjon 10, Djurnäs udde, ligger mer beskyttet i et område som kan antas påvirket av aktiviteter i Uddevalla-området.

Med bakgrunn i den metodikk en har valgt for å oppnå målsetningene, må det stilles strenge krav til stasjonene (s.k. "SNV-krav"):

- Det skal være en vertikal fjellvegg.
- Fjellveggen skal være så jevn som mulig.
- Den skal være minst 50 m lang.
- Dypet må være minimum 20 - 30 m.
- Helst skal veggen være sør-/sørvestvendt.
- Stasjonen må være tilgjengelig ved moderate vindforhold.

Det sier seg selv at det er vanskelig å finne lokaliteter som oppfyller samtlige av disse krav, særlig siden den omtrentlige geografiske plassering var bestemt på forhånd. To av de fire stasjonene tilfredsstiller alle kravene. I rapportene oppgis dypet på de to øvrige stasjonene som for lite for at disse skal tilfredsstille kravene. Vår erfaring er at mangel på homogenitet ofte også er et problem på denne type stasjoner.



**Figur 2.6.1.** Skjematisk fremstilling av metodikken i delprogram 6: Hardbunnsfauna.

#### 2.6.2.4 Metodikk

Innledningsvis må det understrekes at forarbeidet og metodeutviklingen i forkant av denne del av overvåkingsprogrammet virker meget grundig. Den statistikk som brukes på dataene er også vel

tilpasset den metodikk som brukes, og det formål en har med overvåkingen. Ved utformingen av programmet har en rådført seg med internasjonal statistisk ekspertise.

Metodikken en har valgt er såkalt "stratified random sampling", hvilket betyr at et tilfeldig utvalg av flater innenfor et bestemt dyp-nivå prøvetas. Dette tilfeldige utvalg skal ideelt sett være representativt for hele nivået. Variansen i datamaterialet er i denne sammenheng viktig for å kunne angi metodens følsomhet for endringer i tid og rom. I rapportene oppgis kun middelveidien av de fem transektene, og for informasjon om variasjonen mellom transektene henvises til forfatterne. Problemer med stor variasjon innenfor nivåene er nevnt i rapportene, og denne informasjon bør derfor inngå i rapportene. Ett resultat av den store variansen var at antall transekt ble økt fra tre til fem pr. stasjon i 1994. Det blir imidlertid ikke videre diskutert hva den store variansen skyldes, f.eks. sprekker, huler, ulik helningsvinkel, canopy, etc. Hvis heterogeniteten i materialet skyldes slike registrerbare forhold, bør disse tas hensyn til ved vurderingen av resultatene. Metoden virker nå følsom for den heterogenitet som ofte kjennetegner hardbunns-samfunn, og forandringer som blir registrert over tid kan skyldes dette og derfor bli feiltolket. Vi savner en diskusjon rundt problematikken med stor varians. I Andersson & Tunberg (1992) blir det påpekt at en økning av antall transekter fra tre til seks gir en betydelig økt sikkerhet i de statistiske beregninger. Det fremgår ikke av rapportene hvorfor en har valgt fem istedet for seks transekt.

Prøvetakingen blir utført av dykker som tar bilder med et kamera montert i en fast ramme på 0,25 m<sup>2</sup>. Denne type ramme blir også brukt i det norske "kystovervåkingsprogrammet", men da med to parallell-monterte og synkroniserte kameraer (stereofotografering). Fordelene ved å bruke fotografering som prøvetakingsmetode er:

- Det er en ikke-destruktiv metode, og ved tilfeldig (random) valg av transekt vil slitasjen på stasjonen bli minimal.
- Den er rask i felten (arbeidstiden under vann er begrenset!).
- Feltarbeidet må ikke nødvendigvis utføres av en fagmann.
- Prøven (dvs. bildet) er enkel å arkivere, kvaliteten forringes lite og den kan tas frem og opparbeides på ny ved behov.

Ulemper med fotografering:

- Alger eller andre organismer dekker over primærsubstratet (Canopy-arter), slik at dette ikke blir fullt synlig på bildet.
- Kvaliteten på resultatene er i stor grad avhengig av billedkvaliteten.
- En kan aldri være sikker på at prøvetakingen har vært vellykket før bildene er fremkalt.
- Reduserte muligheter for artsidentifisering i forhold til klassisk prøvetaking eller *in situ* bestemmelse.
- Kostbart utstyr.

### 2.6.2.5 Kvalitetssikring

Kvalitetssikringsrutiner i undersøkelsenes ulike ledd er mangelfullt beskrevet i rapportene, bortsett fra at en nevner at alt billedmateriale blir arkivert. Det fremgår ikke om bildene er blitt opparbeidet av den samme personen hver gang. Det fremgår heller ikke hvorvidt bilder er blitt parallellanalysert av forskjellige fagpersoner eller om analysene er blitt repetert av den samme personen. Dette er å anbefale for å få et mål på presisjonen i denne fase av arbeidet. Metodikken er av den art at opparbeidningen av grunnlagsmaterialet (bildene) alltid kan foretaes på ny.

Det kommer ikke klart frem i rapportene hvordan bilder med en sterk grad av algecanopy vurderes, heller ikke hvordan bilder tatt over sprekker, steiner, huler, o.l. vurderes. For sammenligning i tid og rom er det først og fremst viktig at dette gjøres likt fra gang til gang.

Det er uklart om det tas stikkprøver i felt av utvalgte organismer for å verifisere at de bestemmelser en gjør ut fra bildene er taksonomisk korrekt.

#### 2.6.2.6 Rapportering

Rapporteringen er enkel, med en kort diskusjon og lite bruk av referanser (stort sett egne). Det burde være interessant å sammenligne resultatene fra Bohuslän med resultater fra andre relevante undersøkelser, f.eks. den norske kystovervåkingen.

Stasjonene er valgt etter strenge kriterier, hvilket er nødvendig for å tilfredsstillende de statistiske forutsetninger. Med bakgrunn i dette burde stasjonenes substrat, helningsvinkel, etc. beskrives noe bedre i rapportene, gjerne grafisk eller tabellarisk. Det hadde vært ønskelig med noe mer detaljerte stasjonskart.

I rapportene presenteres en tabell med oversikt over antall taxa registrert på hver stasjon. I teksten nevnes at den økning i antall taxa tabellen viser over tid, sannsynligvis skyldes en forbedring i analysene av bildene. Med andre ord gir tabellen lite/feilaktig informasjon og bør enten sløyfes eller aller helst rettes opp ved at bildene går gjennom på ny. Dersom en samlet flerårig analyse av data skal gjennomføres, må det være en forutsetning at slik reanalyse av eldre bilder er gjennomført.

De resultater en finner blir i liten grad knyttet opp mot hydrografiske forhold. Viktige parametre i denne sammenheng er næringssaltinnhold i vannmassene samt salt- og temperaturprofiler. F.eks. kan en sen (kald) vår forsinke utviklingen i de biologiske samfunn, slik at en ved prøvetakingstidspunktet registrerer et annerledes samfunn enn ved tidligere års prøvetaking. Uten kjennskap til de klimatisk-hydrologiske forhold forut for prøvetakingen er det fare for at denne forandring kan feiltolkes. Alle stasjoner bortsett fra st. 15 (Hasstensholm.) har nærliggende hydrografistasjoner, og resultatene fra disse bør utnyttes i større grad.

Som tidligere nevnt bør også variansen i datamaterialet presenteres i rapportene.

#### 2.6.2.7 Metodikkens følsomhet

De resultater som har fremkommet i overvåkingen av hardbunnsfauna så langt, indikerer at det ikke er noen ytre faktorer som påvirker disse dyresamfunn i en negativ retning. Ingen store forandringer over tid er blitt påvist. Det vil imidlertid være en fordel å analysere de data en har for å få en oppfatning av hvor store forandringer over tid må være for å kunne påvises statistisk.

Vi har som eksempel sett nærmere på to dyrearter fra stasjon 14 Fiolklippan, - sekkedyret *Ciona intestinalis* og bløtkorallen *Alcyonium digitatum*. *C. intestinalis* er en ettårig art med opportunistiske trekk som av og til opptrer i store mengder, ofte flekkvis fordelt, mens *A. digitatum* er en flerårig art som normalt ikke opptrer i like store forekomster som *C. intestinalis* og er mer stabil over tid. Dekningsgraden for disse to arter på 16, 18 og 20 m dyp er vist hhv. tabell 2.6.1 og tabell 2.6.3. Dataene ble videre  $\sqrt{\sqrt{\quad}}$ -transformert (som gjøres av konsulenten), og resultatene er vist i tabell 2.6.2 og tabell 2.6.4, samt grafisk fremstilt i figur 2.6.2 og figur 2.6.3 (dypene slått sammen). (Vi savner forøvrig her en begrunnelse for bruken av  $\sqrt{\sqrt{\quad}}$ -transformering. Normalt bruker en arc-sin transformering ved bruk av %-data (Scheffler 1969)).

Tabellene viser at det ofte er en stor variabilitet i dekningsgrad i både rom og tid for den ettårige *C. intestinalis*, mens *A. digitatum* er mer stabil i sin forekomst. Figur 2.6.2 indikerer at en økning/ minskning i dekningsgrad på i overkant av 20 %-enheter vil kunne påvises statistisk for *C. intestinalis* med den metodikk som brukes idag med 5 replikate transekter.

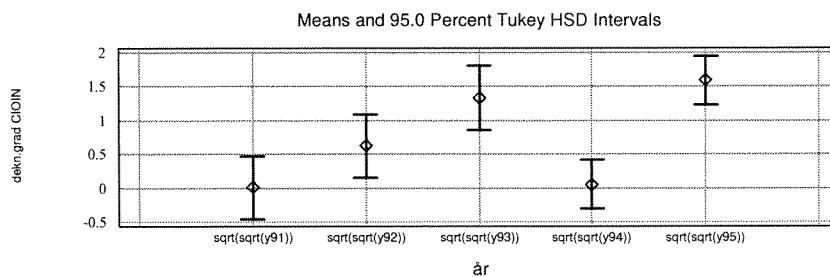
**Tabell 2.6.1.** Dekningsgrad for *Ciona intestinalis* i % på 3 dyp på stasjon 14. De første tre årene ble kun tre transekt undersøkt. Gjennomsnitt (avg.) og standardavvik (s.d.) er vist for hvert av årene.

Täckningsgrad		Datum				
Djup	Transekt	12/06/91	17/05/92	27/05/93	17/06/94	27/06/95
16	a	0.00	0.00	2.32	0.00	0.00
	b	0.00	0.00	10.61	0.00	0.80
	c	0.00	0.00	7.57	0.00	6.33
	d				0.00	12.09
	e				0.00	10.30
18	a	0.00	0.00	12.19	0.36	0.50
	b	0.00	0.00	22.49	0.00	9.44
	c	0.00	0.00	33.16	0.00	32.89
	d				0.00	23.56
	e				0.00	39.06
20	a	0.00	88.37	0.47	0.00	10.43
	b	0.00	42.28	0.00	0.00	6.71
	c	0.00	0.00	0.00	0.00	19.55
	d				0.00	0.49
	e				0.00	6.90
	avg.	0.00	14.52	9.87	0.02	11.94
	s.d	0.00	31.02	11.47	0.09	11.93



**Tabell 2.6.2.** Dekningsgrad for *Ciona intestinalis* i % på 3 dyp på stasjon 14. Alle data  $\sqrt{\sqrt{\cdot}}$ -transformert. De første tre årene ble kun tre transekt undersøkt. Gjennomsnitt (avg.) og standardavvik (s.d.) er vist for hvert av årene.

Täckningsgrad		Datum				
Djup	Transekt	12/06/91	17/05/92	27/05/93	17/06/94	27/06/95
16	a	0.00	0.00	1.23	0.00	0.00
	b	0.00	0.00	1.80	0.00	0.95
	c	0.00	0.00	1.66	0.00	1.59
	d				0.00	1.86
	e				0.00	1.79
18	a	0.00	0.00	1.87	0.78	0.84
	b	0.00	0.00	2.18	0.00	1.75
	c	0.00	0.00	2.40	0.00	2.39
	d				0.00	2.20
	e				0.00	2.50
20	a	0.00	3.07	0.83	0.00	1.80
	b	0.00	2.55	0.00	0.00	1.61
	c	0.00	0.00	0.00	0.00	2.10
	d				0.00	0.84
	e				0.00	1.62
	avg.	0.00	0.62	1.33	0.05	1.59
	s.d.	0.00	1.24	0.89	0.20	0.67



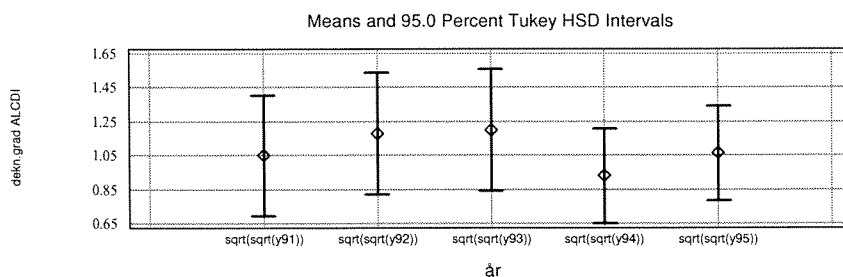
**Figur 2.6.2.** Dekningsgrad (%) av *Ciona intestinalis* ( $\sqrt{\sqrt{\cdot}}$ -transformert) for 5 år på stasjon 14. Vist med Tukey HSD intervall for 95%-signifikansnivå. De tre dypene er behandlet under ett.

**Tabell 2.6.3.** Dekningsgrad for *Alcyonium digitatum* i % på 3 dyp på stasjon 14. De første tre årene ble kun tre transekt undersøkt. Gjennomsnitt (avg.) og standardavvik (s.d.) er vist for hvert av årene.

Täckningsgrad		Datum				
Djup	Transekt	12/06/91	17/05/92	27/05/93	17/06/94	27/06/95
16	a	1.63	1.62	2.92	3.78	4.83
	b	1.77	10.34	9.34	9.80	2.04
	c	18.72	17.61	8.42	6.10	0.77
	d				6.51	2.78
	e				0.80	3.45
18	a	0.20	0.06	1.07	5.92	1.87
	b	0.77	5.86	1.94	1.00	0.00
	c	3.19	1.68	8.28	1.15	7.71
	d				0.00	1.47
	e				0.00	2.75
20	a	0.00	0.30	0.00	1.78	0.06
	b	1.55	0.50	0.50	1.00	0.44
	c	1.06	0.62	3.03	0.00	0.66
	d				0.70	1.60
	e				0.00	1.60
	avg.	3.21	4.29	3.94	2.57	2.14
	s.d.	5.89	6.04	3.70	3.09	2.03

**Tabell 2.6.4.** Dekningsgrad for *Alcyonium digitatum* i % på 3 dyp på stasjon 14. Alle data  $\sqrt{\sqrt{\cdot}}$ -transformert. De første tre årene ble kun tre transekt undersøkt. Gjennomsnitt (avg.) og standardavvik (s.d.) er vist for hvert av årene.

Täckningsgrad		Datum				
Djup	Transekt	12/06/91	17/05/92	27/05/93	17/06/94	27/06/95
16	a	1.13	1.13	1.31	1.39	1.48
	b	1.15	1.79	1.75	1.77	1.20
	c	2.08	2.05	1.70	1.57	0.94
	d				1.60	1.29
	e				0.94	1.36
18	a	0.67	0.49	1.02	1.56	1.17
	b	0.94	1.56	1.18	1.00	0.00
	c	1.34	1.14	1.70	1.03	1.67
	d				0.00	1.10
	e				0.00	1.29
20	a	0.00	0.74	0.00	1.15	0.50
	b	1.12	0.84	0.84	1.00	0.81
	c	1.01	0.89	1.32	0.00	0.90
	d				0.91	1.12
	e				0.00	1.12
	avg.	1.05	1.18	1.20	0.93	1.06
	s.d.	0.55	0.52	0.55	0.64	0.41



**Figur 2.6.3.** Dekningsgrad (%) av *Alcyonium digitatum* ( $\sqrt{\sqrt{\cdot}}$ -transformert) for 5 år på stasjon 14. Vist med Tukey HSD intervall for 95%-signifikansnivå. De tre dyvene er behandlet under ett.

Figur 2.6.3 indikerer at man vil kunne påvise statistisk en økning/minskning i dekningsgrad ut over 8 %-enheter for *A. digitatum* med den metodikk som brukes idag. Dette betyr at forandringen hos *C. intestinalis* må være nesten 3 ganger så stor som hos *A. digitatum* for å kunne påvises. For disse to arter anser vi imidlertid at en slik følsomhet er tilstrekkelig til det formål en har med overvåkingen.

### 2.6.3 Konklusjoner og anbefalinger

De resultater som har fremkommet i overvåkingen av hardbunnsfauna så langt, indikerer at det ikke er noen ytre faktorer som påvirker disse dyresamfunn i en negativ retning. Ingen store forandringer er blitt påvist.

Generelle problemer ved overvåking av hardbunnsområder er 1) kunnskapsmangel om samfunns/arters biologi og deres respons på forurensning og 2) de heterogene fysiske/kjemiske forhold og deres påvirkning på organismene i gruntvannsområder.

På tross av, eller kanskje nettopp på grunn av dette, er det viktig at en fortsetter med overvåking av hardbunnsbiotoper, slik at en kan øke forståelsen for de interaktive prosesser som er med og styrer dynamikken i disse samfunn. I andre land som det er nærliggende å sammenligne med, f.eks. Storbritannia og Norge, er det lagt stor vekt på overvåkingen av hardbunnsamfunn.

I tillegg til de detaljbemerkninger som allerede er gjort, foreslås følgende tilleggsundersøkelser/forbedringer i forhold til dagens program:

- Inkludering av flora ved opparbeidelsen av bildene. Dette vil styrke resultatenes utsagnskraft i forhold til VVFs målsetning om deteksjon av næringssaltbelastning. Samspill/konkurranse mellom alger og dyr er viktig hos hardbunnsamfunn. Hvis man utelukker den ene, blir det vanskeligere å tolke de data en får frem.
- Bruk av stereofotografering for å forenkle artsidentifikasjon. Dette erstatter ikke digitaliseringsbordet, men er ment som et supplement. Ved å ta bilder med to parallelt monterte og synkroniserte kameraer kan en oppnå en 3-dimensjonal effekt når bildene studeres i to sammenkoblede lupen, og det er vår erfaring at dette i stor grad letter opparbeidelsen av bildene.

- En sterkere kobling mot miljødata, og spesielt parametre som kan inkluderes i kanoniske analyser av materialet. Dette kan for eksempel være hydrografiske forhold, arters biologiske egenskaper, substratets helningsvinkel, resultater fra algeundersøkelsene, etc.
- Hydrografiundersøkelser i nærheten av stasjon 15, Hasstensholmen.
- Dokumentasjon av kvalitetssikringsrutiner.
- Analyse av de til nå foreliggende data for å få et mål på metodens følsomhet for endringer over tid, - dvs. hvor store forandringene må være for å kunne detekteres statistisk.
- I områder der naturlig variabilitet er så stor at randomiserte transekter blir for lite følsom for endringer, selv ved stort antall replikater, er overvåking av faste arealer et alternativ, f.eks. i form av fotografering av et helt fast posisjonert transekt på hver stasjon hvert år. Dette gir mulighet til å følge utviklingen på disse arealene over tid helt ned på individnivå, men strengt statistisk sett vil arealene kun være representative for seg selv, ikke for hele stasjonen. Begge alternativene vil være akseptable ut fra VVFs målsetning.

Vattenvårdsförbundet har formulert syv målsetninger med overvåkingen av Bohuskysten og i tabell 2.6.5 er det gitt kommentarer til hver av disse målsetninger.

**Tabell 2.6.5.** Evaluering av hardbunnsfauna-programmet ut fra Vattenvårdsförbundets målsetninger med overvåkingen.

VVF's målsetning:	Kommentar:
Gi et oversiktsbilde av miljøforholdene i kystvannet mhp. flora, fauna, vann og miljøgifter.	Begrenset. Vil gi et bra bilde av miljøforholdene på de valgte lokaliteter mhp. faunaforekomster. Stasjonenes representativitet for den øvrige del av Bohuskysten er mer usikker.
Angi påvirkning på miljøet ut fra lokale, regionale og andre utslippskilder.	Dårlig. Fire stasjoner på en lang kyststrekning (>150 km) begrenser muligheten for identifisering av mer lokale kilder.
Danne basis for fremtidige sammenlignende studier, ved å etablere lange tidsserier.	Gode muligheter for å nå målsetningen under forutsetning av at prøvetakings- og behandlingsmetodikk ikke endres. Stasjoner bør heller ikke byttes ut hvis dette ikke er nødvendig. Godt forberedt og gjennomtenkt metodikk med tanke på korrekt statistisk behandling.
Identifisere utslipp av næringssalter (N, P) over tid og beskrive effektene av disse på dyre- og planteliv.	Gode muligheter. Forhøyede nivåer av næringssalter vil over tid påvirke sammensetningen av de undersøkte samfunn. Fire stasjoner spredt over dette forholdsvis store området vil imidlertid vanskeliggjøre kilde-identifisering. I tillegg burde alger inkluderes i undersøkelsene. En sterkere kobling mot hydrografiske forhold hadde styrket resultatenes utsagnskraft.
Identifisere forekomst av miljøgifter, finne uønskede/høye konsentrasjoner av miljøgifter i sediment, flora og fauna, og analysere påvirkning av lokale, regionale og storskala tilførsler av miljøgifter.	Lite relevant for disse undersøkelsene fordi parametrene som undersøkes ikke entydig kan knyttes til påvirkning fra miljøgifter.
Dekke påvirkningen i hele undersøkelsesområdet, dvs. Bohuslän's kystvann.	Stasjonenes representativitet er et nøkkelord her. Vil f.eks. nedslammingsproblemer fanges opp av en metodikk som kun brukes på vertikale vegger? Ut fra stasjonskart og -beskrivelser virker det som om de ytre, mer eksponerte kystområder er best dekket i dette delprogrammet.
Fastslå om, og i så fall i hvilken grad, forbundets medlemmer (i grupper eller som enkeltmedlemmer) påvirker miljøet.	Dårlig. Fire stasjoner på en lang kyststrekning (>150 km) begrenser muligheten for identifisering av mer lokale kilder.

## 2.7 Grundtområde-fauna (mobil epifauna)

### 2.7.1 Datagrunnlag

Grunnlaget for evalueringen er tre rapporter: Lagenfelt og Westerberg (1994) som presenterer rådata for perioden 1991 - 1993, Lagenfelt (1994) som presenterer og diskuterer resultater fra perioden 1991 - 1994 og Thörnqvist (1996) som tilsvarende diskuterer data fra perioden 1991 - 1995. I tillegg er Pihl og Rosenberg (1982) og Modin og Pihl (1996) anvendt for evaluering av prøvetakings-metodikken.

## 2.7.2 Programmets innhold og gjennomføring

### 2.7.2.1 Målsetning og metodikk

Målsetningen er å studere langsiktige endringer i mobil epifauna på grunt vann, som i tur kan benyttes til å bedømme påvirkning fra omkringliggende virksomheter.

Delprogrammet er basert på kvantitativ analyse av mobil epifauna (dyr større enn 1 mm) på grunntvanns bløtbunn samlet med fallfelle (Pihl og Rosenberg 1982). Målsetningen er å overvåke utviklingen i et faunaelement (reker, pungreker, småfisk, fiskeyngel og krabber) som sammen med voksen fisk utgjør høyeste nivå i næringsnettet i grunnområdene. Fluktuasjoner i denne delen av faunaen kan indikere endringer i oppvekstgrunnlaget for viktige fiskearter.

Undersøkelsene gjøres årlig og omfatter totalt 11 stasjoner, innenfor kystrekningen Valö sør for Göteborg til Brofjorden. Seks av stasjonene er samlet hver høst i perioden 1991 - 1995, de øvrige med lavere frekvens (tabell 2.7.1). Fra hver lokalitet samles 10 tilfeldige fallfelleprøver (15 om våren). Følgende registreres:

- Arts-identifikasjon og -antall pr. stasjon (det antas at data også foreligger pr. fellehugg).
- Individ-abundans pr. art pr. m<sup>2</sup> for hver stasjon.
- Biomasse, totalt og for hver art.
- Lengde av ryggskjold hos sandreke (*Crangon crangon*).
- Vegetasjonsdekkets tetthet (% dekning).
- Vegetasjonsdekkets type: Dvs. dominerende arter.
- Bunn sedimentets karakter angitt i 3 klasser (det tas ikke prøver av sedimentene).

**Tabell 2.7.1.** Stasjonsbetegnelse og innsamlingsprogram 1991 - 1995. H: høst. V: vår.

Nr.	Område	H91	H92	H93	H94	H95	V94	V95
1	Valö	x	x	x	x	x	x	x
2	Skalkorgarna	x	x	x				
-	Ryskärsfjorden				x	x		x
7	Instö	x	x	x		x	x	
10	Galterö	x	x	x	x	x	x	x
-	Jordhammar		x					
-	Nösnäs		x					
11	Koljöfjorden	x	x	x	x	x	x	x
13	Brofjorden	x	x	x	x	x	x	x
15	Musön	x	x	x	x	x	x	x
19	Havstensfjord	x	x	x	x	x	x	x

### 2.7.2.2 Gjennomføring i relasjon til VVFs 7-punkts målsetning

Undersøkelsen dekker i prinsipp et viktig faunaelement i det kystnære marine økosystemet, og med stasjoner som omfatter både ytre kystområder og noen av de viktigste fjordene. Delprogrammet må derfor ansees som et verdifullt element i en oversiktlig beskrivelse av miljøforholdene i det aktuelle kystområdet. Sammenligning mellom lokalitetene og innen hver lokalitet over tid, koblet mot

kunnskap om lokal topografi, utslippskilder og vanntransportdynamikk bør gi mulighet til å bedømme hvorvidt endringer i epifaunaen på de undersøkte lokaliteter skyldes naturlige svingninger eller lokale/regionale påvirkninger.

Undersøkelsen vurderes som godt standardisert. Repeterbarheten er ikke godt dokumentert i rapportene, men Pihl og Rosenberg (1982) testet dette bl.a. ved å ta 20 replikate prøver i et inngjerdet område med kjent tetthet av sandreker og kutlinger (*Pomatoschistus microps*). De fant at metoden ga en gjennomsnittstetthet som stemte godt med den reelle tettheten, men presisjonen var lav (stor variasjon fra prøve til prøve) og variabel fra art til art (standardfeil 22 - 25% av gjennomsnittet) fordi dyrene var flekkvis fordelt. Generelt behøves 10 - 20 parallelle prøver for å oppnå akseptabel standardfeil på < 25%, men for rødspette med lav tetthet kreves 20 - 25 prøver for å komme ned i standardfeil på < 35%. Dette betyr at metoden vil kreve et stort antall parallelle prøver for at endringer over tid skal kunne påvises (se kap 2.7.2.8). Under forutsetning av at den anvendte prøvetakings- og behandlingsmetodikk ikke endres, bør undersøkelsene danne god basis for fremtidige sammenlignende studier.

Undersøkelsen er ikke egnet til å identifisere utslippskilder for næringssalter, men endringer i biomasse og abundans vil indirekte kunne indikere om stasjonene lokalt er påvirket av forhøyet produksjon i sedimentet som følge av direkte tilførsel av nedbrytbart organisk materiale. Den samtidige karakteriseringen av bunnvegetasjon vil også kunne indikere om området er belastet med næringssalter (forekomst av trådformige alger, Moksnes og Pihl 1995). Om slike endringer skjer synkront over hele stasjonsnettet vil dette tilsvarende kunne indikere regionale endringer. Delprogrammet er ikke egnet til å påvise effekter av persistente miljøgifter med lav akutt toksisitet (tungmetaller, PAH, klorerte organiske forbindelser), fordi endringene i abundans av epifauna ikke entydig kan knyttes til eksponering til miljøgifter.

Delprogrammet dekker både kystområder og utvalgte fjorder på strekningen området Göteborg - Brofjorden, og for dette området bør programmet kunne dekke både lokale og regionale endringer. Området mellom Grebbestad og Riksgränsen dekkes ikke. Av andre programmer basert på samme metodikk for den aktuelle kyststrekningen som det kan være naturlig å diskutere sammen med resultatene fra VVFs program, kjenner vi bare til de undersøkelsene som er rapportert av Pihl og Rosenberg (1982) og Modin og Pihl (1996 *in press*), begge fra Gullmar-området. Ifølge Pihl (pers. medd.) finnes imidlertid flere tilsvarende undersøkelser over kortere tidsperioder og av lokal karakter.

### 2.7.2.3 Effekter av gamle synder

I delprogrammet er stasjonene Brofjorden, Havstensfjord og Jordhammar karakterisert som akkumulasjonsbunn (Thörnqvist 1996) med forutsetninger for å akkumulere miljøgifter. Epifaunaen er i begrenset grad i direkte kontakt med sedimentene og i liten grad med de dypere liggende lagene som fortrinnsvis inneholder "gamle synder", men akkumulasjon og biomagnifikasjon kan teoretisk skje gjennom predasjon på organismer som lever i sedimentet. Vi vet imidlertid ikke om dette er en realitet på disse stasjonene siden delprogrammet ikke er koordinert med delprogrammet om miljøgifter i organismer hva gjelder arter og områder. Delprogram epifauna ansees i seg selv lite egnet til å påvise effekter av gamle synder. Slike effekter måtte i så fall slå ut i form av endringer i artssammensetning, abundans og biomasse, og ingen av disse egenskapene vil reagere forutsigbart og spesifikt på miljøgifter. Forskjeller i tid og rom i disse parametrene vil derfor ikke kunne knyttes entydig til miljøgiftforekomster uten at det samtidig foreligger klare tegn på forhøyede konsentrasjoner i sediment og organismer, og andre faktorer kan elimineres.

#### 2.7.2.4 Effekter av sekundære faktorer (var, fartøytrafikk, nye arter, etc.) på miljøtilstand

Vi anser ikke epifauna-analyser som egnet for å belyse hvordan disse sekundære faktorene påvirker miljøtilstanden, så lenge de egenskaper som måles er lite forurensningsspesifikke.

#### 2.7.2.5 Forslag om tilleggsundersøkelser

Det er lite realistisk å foreslå tilleggsundersøkelser for å forklare resultatene bedre. Programmet omfatter i tillegg til fauna-analyse en grovklassifisering av vegetasjonsdekke og type sediment, og førstnevnte er benyttet som mulig forklaringsfaktor for forskjeller i biomasse. Den positive sammenhengen mellom biomasse og % dekke som antydnet av Lagenfelt (1994, figur 4) er imidlertid statistisk lite troverdig. Siden artsrikhet, abundans og biomasse vil være funksjon av rekruttering, immigrasjon, mortalitet og emigrasjon som igjen kan styres både av forhold på innsamlingstedet og i et ukjent område omkring og på dypere vann der epifaunaen kan tenkes å rekrutteres fra eller vandre til, er det vanskelig å foreslå tilleggsregistreringer som med konfidens kan knyttes til fauna-registreringene. Vi vil anbefale en registrering av forekomst av fintrådige alger på de bunnområdene som dekkes av undersøkelsene, etter mønster av Moksnes og Pihl (1995), for å klarlegge hvordan epifaunaen påvirkes av denne effekten av eutrofibelastning. Videre bør man under prøvetakingen registrere faktorer som kan styre forekomsten i øyeblikket (tid på døgnet, værforhold, temperatur, salinitet) og som kan påvirke prøvenes kvalitet (værforhold, vannets turbiditet).

Epifaunaundersøkelsene vil ha nytte av hydrografiprogrammets målinger av temperatur og nærings-salter i de øvre vannlag nær stasjonene. Temperaturforholdene vil vise om man har hatt en varm eller kald vår og sommer før innsamlingen, noe som igjen kan ha hatt virkning på rekruttering og vekst hos epifaunaen. Dette kan være en hjelp i tolkningen av endringer fra ett år til det neste. Fosfor- og nitrogen-forholdene i øvre vannlag vil sammen med vegetasjonsregistreringene være nyttig for å forklare årsakene til endringer i epifaunaen.

#### 2.7.2.6 Potensiale for utvidet behandlig av eksisterende data

Databehandlingen er begrenset til enkle tabeller og grafiske fremstillinger over middelerverdier  $\pm$  standardfeil for total biomasse, indekser basert på disse middelerverdier, totalt artsantall pr. lokalitet og en diskusjon av biomasse versus vegetasjonsdekke. Forskjeller mellom lokaliteter og endring over tid beskrives kvalitativt uten statistisk dokumentasjon. Det er heller ikke gjort forsøk på å beskrive endringer på artsnivå selv om datagrunnlaget finnes. Vi vurderer dataene som mangelfullt utnyttet.

Siden registreringene på hver stasjon er brutt ned på art og det for hver art finnes kvantitativ informasjon både om abundans og biomasse, mener vi datamaterialet bør egne seg godt for mer nyansert analyse ved utregning av samfunnsindekser som biodiversitet og dominans, og likhetsanalyser ved bruk av multivariat teknikk, etter mønster av det som gjøres og foreslås for bl.a. bløtbunnsfauna (Del-program 5). Dette vil styrke konklusjoner om forskjeller mellom stasjoner over rom og tid. Slik analyse vil også kunne identifisere om det er bestemte arter eller grupper av arter som styrer biomasseendringene, og som sammenholdt med biologisk kunnskap kanskje kan gi mer informasjon om årsaken til endringene. Slike analyser vil også gi langt sikrere utsagn om betydningen av vegetasjons-dekket for forekomst av epifauna. I tillegg er det mulig å legge inn andre kvantitative og kvalitative registreringer (f.eks. sedimenttype, lokal temperatur og saltholdighet, mudderflatens totalareal, forekomst av fintrådige alger) for å se deres innvirkning på biomassen/abundans.

Programmet omfatter også lengdefrekvensmåling av ryggskjold hos sandreke (*Crangon*), og et lengdefrekvensdiagram fra stasjonene i Stenungsundsområdet er presentert nesten uten kommentarer



(Lagenfelt 1994, figur 3a,b). Selv om det sies at disse data kan gi informasjon om vekstvilkår for rekene (Lagenfelt 1994), kan vi ikke se at de er utnyttet i det hele tatt. En analyse av resultatene gjennom kobling til populasjonsbiologiske modeller anbefales.

#### **2.7.2.7 Evaluering av kvalitetsrutiner**

Kvalitetssikringsrutiner i undersøkelsenes ulike ledd er ikke dokumentert i rapportene. Pihl og Rosenberg (1982) beskriver tester på om abundansen påvirkes av operatørene av fallfellen eller av skyggevirksomhet og støy ved bruk. De konkluderer med at operasjon av fellen ikke gir påvisbare fluktreaksjoner hos noen av epifauna-artene.

De øvrige ledd i prøvebehandling og biologiske analyser: Overføring av dyrene fra felle til prøvebeholder, identifikasjon og telling av individer og måling av biomasse, bør være relativt robuste og gi få feilkilder.

#### **2.7.2.8 Metodisk styrke og svakhet**

Kvantitative undersøkelser av epifauna på definerte sedimentflater, er analogt med bløtbunnsfaunaundersøkelser med grabb og hardbunnsundersøkelser ved bruk av faste rammer, og bør i prinsippet ha stor utsagnskraft i en tilstandsbeskrivelse. Programmet omfatter 10 - 15 parallelle prøver fra hver stasjon ved hver innsamling. Dette må ansees som et minimum for å oppnå tilfredsstillende presisjon i følge Pihl og Rosenberg (1982). Ut fra datatabellene som viser at variabiliteten i form av standardfeil ligger på ca. 30% av gjennomsnittsverdi for total biomasse, kan det beregnes at standardavvik for gjennomsnittet er omtrent lik selve gjennomsnittet. Med en slik variabilitet vil man med 10 replikate prøver teoretisk være i stand til å oppdage en biomasseendring på 90% konfidensnivå, dersom den overskrider  $\pm 60\%$ . Dette betyr f.eks. at dersom opprinnelig biomasse er  $20 \text{ g/m}^2$ , må den endres til mindre enn 8 eller mer enn  $32 \text{ g/m}^2$  for å bli oppdaget som signifikant avvik på 90% nivå. Ved 15 replikater kan man teoretisk oppdage et avvik på  $\pm 45\%$ . Undersøkelsens følsomhet må derfor betraktes som lav, men dette vil til dels kompenseres ved at man gradvis bygger opp en lang tidsserie, godt egnet for statistiske regresjons- og tidsserieanalyser.

En svakhet ved metoden er at epifaunaen ikke er stedsbundet. Endringer som påvises kan derfor ha sin årsak utenfor det undersøkte området. Imidlertid er de fleste stasjonene grunne viker avgrenset av hardbunn på sidene og med dypt vann utenfor, slik at utvekslingen av epifauna må ansees som begrenset. En annen svakhet nevnt tidligere, er at de målte faunaparametrene i liten grad er forurensnings-spesifikke; de viser endringer, men ikke hva som forårsaker disse.

#### **2.7.2.9 Stasjonsantall og plassering**

Delprogrammet omfatter et tilfredsstillende antall stasjoner fordelt mellom Göteborg og Grebbestad, og dekker både innelukkede områder som er antatt å være av spesiell interesse for VVF (Havstensfjord, Brofjorden og Galterön) og mer åpne kystområder. Den nordlige delen fra Grebbestad til Riksgränsen er ikke dekket. Vi har forøvrig ingen innvendinger mot stasjonsantall og plassering.

Opplegget med årlig standardisert undersøkelse lagt til høsten anbefales opprettholdt. Vi forutsetter også at prøvene taes så godt som mulig på samme tid av døgnet for å minimere evt. variasjon som skyldes døgnvandring hos dyrene.

### 2.7.2.10 Sammenligning med andre programmer

Vi kjenner ikke til andre langsiktige overvåkingsprogrammer som benytter teknikken med fallfeller. Metoden er imidlertid brukt i flere spesialundersøkelser på Bohuslän-kysten og andre steder (cf. referanser i Modin og Pihl 1996). En direkte sammenligning med resultater oppnådd med alternative metoder, f.eks. strandnot eller ruser, anser vi for å være lite fruktbar, både fordi disse kun er halv-kvantitative eller kvalitative og fordi de samler et annet størrelsesspekter (ca. 5 - 10 mm) enn fallfellen (1 mm).

### 2.7.3 Konklusjoner og anbefalinger

Delprogrammet dekker et viktig faunaelement i det kystnære marine økosystemet og bør kunne gi et utsagnskraftig bidrag til en oversiktlig beskrivelse av miljøtilstand. Resultatene gir god basis for fremtidige sammenlignende studier. Antall stasjoner synes tilfredsstillende ut fra målsetningen, og stasjonsutvalget dekker både kystområdet og utvalgte fjorder. Området nord for Grebbestad dekkes imidlertid ikke. En svakhet ved epifauna som overvåkingsobjekt er at den ikke er stedsbundet. Endringer i abundans og biomasse kan derfor ikke direkte kobles til den undersøkte lokalitet. Videre vil de parametre som måles kunne reagere likt på flere typer belastning, slik at årsak/virkning vanskelig kan klarlegges.

Undersøkelsesmetodikken vurderes som godt standardisert. Metodikken har vist seg å gi god nøyaktighet i anslag av epifaunaens tetthet, men presisjonen er lav. Metoden krever derfor 10 - 30 parallelle prøver pr. stasjon for at endringer skal kunne påvises med tilfredsstillende sikkerhet. Ved det antall paralleller som anvendes har man teoretisk mulighet til å oppdage en endring i total biomasse på ca.  $\pm 60\%$  eller mer i 9 av 10 tilfeller. Den lave presisjonen vil i noen grad kompenseres etterhvert som lange tidsserier etableres for hver stasjon.

Delprogrammet er alene ikke egnet til å identifisere utslippskilder for næringssalter, men en kobling til registrering av fintrådige alger ansees verdifull. Programmet er ikke egnet til å påvise effekter av persistente miljøgifter i nåværende eller tidligere utslipp (gamle synder), uten at det samtidig finnes data for konsentrasjoner av slike stoffer i sedimenter og organismer på lokalitetene. Bortsett fra slik samordning og registrering av forekomst av fintrådige alger ser vi ikke behov for tilleggsundersøkelser for å forklare resultatene bedre.

Datautnyttelsen vurderes som mangelfull. Eksisterende datamateriale bør kunne gi langt mer informasjon gjennom nyansert analyse på artsnivå, bl.a. populasjonsanalyse av sandreker, og ved bruk av statistiske metoder og multivariat analyseteknikk. Fokus på enkeltarter og det som finnes av kunnskap om deres biologi og følsomhet for forurensning bør kunne gi informasjon om årsaker til forskjeller over tid og rom.

Rapportene beskriver ikke hvilke kvalitetssikringsrutiner som gjennomføres, men andre tester har vist at innsamlingsmetodikken i seg selv ikke påvirker epifaunaens abundans. Metoden ansees forøvrig for å være robust og ha få feilkilder. Metoden er anvendt i flere spesialundersøkelser på den svenske vestkysten, som det vil være naturlig å se resultatene i forhold til, men synes lite anvendt utenfor Sverige. Vi kjenner ikke til andre tilsvarende overvåkingsprogrammer det vil være naturlig å sammenligne med.

## 2.8 Makroalger (benthisk flora)

### 2.8.1 Datagrunnlag

Evalueringen av delprogram 8 Makroalger (Benthisk flora), er bygget på følgende 6 rapporter:

- Marinbotaniska undersøkingar i Brofjorden 1989.
- Dominerende marin flora i Hanneviken, Brofjorden 1990.
- Benthisk flora på 7 stasjoner langs Vestkysten 1992.
- Benthisk flora på 9 stasjoner langs Vestkysten 1993.
- Benthisk flora på 6 stasjoner langs Vestkysten 1994.
- Benthisk flora på 6 stasjoner langs Vestkysten 1995.

Alle undersøkelserne er utført av MarinInvent.

### 2.8.2 Programmets innhold og gjennomføring

#### 2.8.2.1 Målsetning

Målsetning ifølge VVF er "att studera langsiktig forandring av floran. På kort sikt kan forandringar i floran spegla påverkan frå omkringliggende verksamheter".

Delprogrammet ble startet i 1992 med prøvetakingsfrekvens en gang årlig i august - september måned.

*Vurdering:*

Rapportene mangler beskrivelse av målsetning ut over det å gjennomføre en undersøkelse av benthisk algevegetasjon på oppdrag for VVF. Rapportene mangler også informasjon om hvor lenge undersøkelserne har pågått og at de er del av et større program.

#### 2.8.2.2 Metodikk

##### Linetransekt

Algevegetasjonen registreres ved dykking langs et linetransekt. Linen, en nummerert måleline, festes i fjæra med linens nullpunkt ved det biologiske nullpunkt og strekkes ut av en dykker i overflateposisjon. Dykkeren dirigeres i riktig retning av en person på land (etter kompasskurs) og linen slippes i rett posisjon. I metodekapitlet angis at det som regel undersøkes en flate på ca. 1 m<sup>2</sup> med linen i midten. Det refereres til en nærmere beskrivelse av metodikken i SNV PM 684, men denne rapporten har ikke vært tilgjengelig under evalueringsarbeidet.

*Vurdering:*

Det er satt som krav at metodikken skal beskrives utførlig i hver årsrapport. Dette burde gjøres, slik at årsrapportene kan leses som selvstendige enheter. Det burde også fremgå av metodekapitlet hvor mange meter det er mellom hver registrering langs linetransektet, angitt ved dyp og linemeter. Dette er heller ikke mulig å lese ut fra resultat-tabellene.

Ved slike undersøkelser (linetransekt) hvor en skal vurdere endringer i artssammensetning fra år til år, skal linen ifølge premisene ligge på samme sted hvert år. I denne undersøkelsen hvor bredden på flaten som undersøkes kun strekker seg en ½ m til hver side for linen, er det spesielt viktig at linens posisjon er korrekt.

Heterogeniteten i hardbunnsbiotopen og artenes ofte flekkvise fordeling gjør at små posisjonsforskyvninger kan gi store utslag i resultatene. Erfaring tilsier at det er vanskelig å legge en line fra overflateposisjon på nøyaktig samme sted fra år til år, med kompass-kurs fra land som eneste posisjonsangivelse. Om undersøkelsen utføres av samme personell over flere år, vil vedkommende etterhvert kjenne lokaliteten så godt at linen kan justeres til korrekt posisjon under vann. Ved skifte av personell, eller om undersøkelsen skal repeteres om f.eks. 20 år, er det viktig at transekttraséen er godt dokumentert.

Et undersøkelsesareale på 1 m<sup>2</sup> pr. registreringsstopp kan være for lite hvis transektlinens posisjon varierer en del fra gang til gang og det er stor variasjon i bunnforholdene. Det vil i dette arbeidet som i mange andre overvåkingsprogrammer måtte innvendes at påviste endringer i flora kan skyldes endret undersøkelsesareale. Faste avmerkede punkter langs transekt-ruten er en mulig løsning som vil styrke de vurderinger og slutninger som trekkes. Men det må skilles klart mellom ulike målsetninger. Om målsetningen er en langtidsovervåking (~20 år), betyr ikke forskjellen fra år til år så mye. Da vil variasjoner som skyldes små forskjeller i transekt-retning jevnes ut og ha mindre betydning for de lange trender. Men for vurdering av kortsiktige forandringer vil det måtte settes strenge krav til presisjon i valg av undersøkelsesarealet.

Alge-registreringene synes å være tilfredstillende utført, med en nøyaktighet som synes egnet for målsetningen. Når det gjelder arten *Bonnemaisonia hamifera* regner vi med at det er tetrasporofyten (*Trailliella intricata*) som er funnet. Dette er viktig å presisere siden gametofyten er meget sjelden. Undersøkelsestidspunktet skal være en gang pr. år i august - september. Enkelte stasjoner er blitt undersøkt både i oktober og i november. Dette kan ha hatt betydning for forekomst av ettårige sommerarter.

### **Fotodokumentasjon**

Fotografering er en god dokumentasjonsmetode som styrker undersøkelsen. Det forutsettes at bildene blir journalført og arkivert på en måte som gjør det mulig å sammenligne f.eks. endring over tid. I rapporten fra 1995 er det gjengitt 12 bilder som for flere stasjoner viser tydelige endringer i hardbunnsamfunnet over tid.

Ut fra bildene virker det imidlertid noe underlig at den nummererte målelinen på samme dyp har ulik meterangivelse. (Bilde 3 og 4 viser hhv. 6 og 9 m, bilde 7 og 8 viser hhv. 10 og 6 m, men altså samme dyp?). Ifølge metodikken skal linens nullpunkt være festet ved det biologiske nullpunkt. Slike misforhold bør forklares, ellers vil leseren lure på om bildene er tatt på ulike steder.

### **Fiksering**

Fiksering av alger i 70% alkohol er ut fra vår erfaring en dårlig løsning. Til tross for problemer forbundet med bruk av formalin, er nøytralisert formalin et bedre fikseringsmiddel enn alkohol. Det er en styrke at belegg materialet oppbevares, slik at det senere er mulig å gå tilbake og sammenligne med eldre funn. Dette krever god konservering.

## Stasjonsvalg

**Tabell 2.8.1.** Stasjoner i delprogram 8 Makroalger.

	Stasjonsnavn		Himmelretning	Max. dyp
St 1	Kosterfjorden		40°	12 m
St 2	Brofjorden	Bro 4	350°	11 m
		Bro 5	55°	5,5 m
		Bro Extra	30°	3,5 m
St 3	Galterö		180°	6 m
St 4	Valö		65°	4 m

I undersøkellesprogrammet inngår 4 stasjoner (tabell 2.8.1): Kosterfjorden, Brofjorden, Galterö og Valö spredt over et stort geografisk område. St. 2 Brofjorden består av 3 punkter, Bro 4, Bro 5 og Bro Extra.

### Vurdering

Kartskissene som presenteres, gir et godt bilde av undersøkelsesområdets store utstrekning og lokaliseringen av de fire stasjonsområdene, men oversiktskartet er for unøyaktig og detaljkartene samtidig for begrenset til å gi en ukjent leser et bilde av de lokale geografiske forhold.

Det er stor variasjon i himmelretning (tabell 2.8.1), maksimal dyp og i eksponeringsgrad (bedømt ut fra rapportens kartskisser). Det kunne være ønskelig med en mer detaljert redegjørelse for abiotiske faktorer, spesielt om stasjonene skal sammenlignes innenbyrdes eller med andre undersøkelser. Kun to av stasjonene er dypere enn 10 m. Den grunneste stasjonen er bare 3,5 m dyp. Det burde være mulig å finne lokaliteter med hardbunn ned til minst 10 m eller optimalt ned mot 20 - 30 m og som samtidig oppfyller prosjektets målsetningen.

I tillegg til en begrunnelse for stasjonsvalget, ville det vært ønskelig med en redegjørelse for stasjonenes lokalisering i forhold til antropogen påvirkning. To av stasjonene (Kosterfjorden og Valö) synes å ligge i åpent kystvann, mens øvrige ligger i fjorder. Stasjonene i Brofjorden fanger opp påvirkningene i dette området, likeså stasjon Galterø i Uddevalla-området.

6 stasjoner synes lite om målsetningen er å følge utviklingen i vannkvaliteten langs hele vestkysten. Men dette avhenger av hvor homogent området er og hvilket område stasjonene er ment å representere. Stasjonene vil selvfølgelig alltid reflektere endringer i stasjonenes nærområder og indikere forhold knyttet til lokal vannkvalitet.

### 2.8.2.3 Parametre

VVF har definert følgende parametre: Artssammensetning, nedre voksegrense for dominerende arter og grad av påvekst.

### Vurdering

Artssammensetningen blir dekkende beskrevet gjennom artstabeller og illustrert ved vegetasjonsprofiler. De valgte stasjoner er imidlertid så grunne at fastsetting av nedre voksegrense ikke gir mening. Endring i nedre voksegrense som følge av forandringer i lysnedtrenging (siktedyb) vil

primært vise seg på de algene som normalt har den største dybdeutbredelsen. Grad av påvekst blir kommentert i resultat-sammendraget, men blir ikke målt spesielt.

#### **2.8.2.4 Rapportering**

Rapportene skal inneholde en analyse av resultatene med hensyn til:

- Hydrografiske forhold

Forandringer i vegetasjon i forhold til:

- tidligere undersøkelser
- forventet resultat
- og andre undersøkelser i regionen.

Rapportene skal ferdigstilles senest 6 måneder etter prøvetaking.

#### *Vurdering*

Rapporteringen er meget enkel med en kort beskrivelse og diskusjon. Rapportene har mer form som en datarapport og lite bruk av referanser (stort sett egne). Rapportene inneholder ingen analyse av resultatene mht. hydrografiske forhold, slik det er spesifisert fra VVFs side. Det refereres heller ikke til målinger av sentrale fysiske eller kjemiske parametre. Det må innvendes at det som innledningsvis beskrives under "Resultat", er metodikk og hører hjemme der.

Resultatene presenteres gjennom artstabeller for hver stasjon, figurer som viser antall arter av hhv. rød-, brun- og grønnalger og vegetasjonsprofiler med dominerende arter. Vegetasjonsprofilene er fine og gir en god oversikt over bunnforholdene og vegetasjonen på stasjonen.

Y-aksen på figurene er lik på alle figurene, noe som forenkler sammenlikning mellom dem. Men ofte vil det være fordelaktig å presentere endringer over tid (som i 1995-rapporten) som linjer fremfor søyler.

Resultatrapporteringen mangler fremstillinger som viser endring i forekomst (mengde, abundans). Det fremgår av tabellene, men er vanskelig å vurdere kun ut fra disse. Likeledes savnes en diskusjon rundt endringer i artssammensetningen. At noen arter kommer til og andre forsvinner, kan indikere kvalitetsendringer som ikke kommer tilsyne i figur basert på totalt antall arter.

Det er mulig at økonomiske rammer ikke tillater dypere analyse av datamaterialet, men det anbefales da en grundig vurdering med statistisk analyse av materialet, f.eks. hvert 3. eller 5. år.

Kravet om rapportering innen 6 måneder synes unødvendig kort. En lengre rapporteringsfrist ville økt mulighetene for innhenting av f.eks. relevante hydrografiske/kjemiske data.

Generelt ville det ha vært en styrke om fauna hadde vært kartlagt parallelt med flora. Det kan forekomme store endringer i hardbunnssamfunn som følge av konkurranse mellom arter. F.eks. vil år med store forekomster av blåskjell gi utslag i algevegetasjonen, men slike årsakssammenhenger vil ikke kunne dokumenteres med nåværende opplegg. Det begrenser forståelsen av årsaken til påviste endringer.

### 2.8.3 Konklusjoner og anbefalinger

Undersøkelser av fastsittende hardbunnsflora (og fauna) er et viktig element i overvåkingsprogram hvor eutrofi er et sentralt emne. Vegetasjonskartlegging og transektregistrering har vist seg som en god metode for å kartlegge langtidsendringer i eutrofisammenheng.

En evaluering av VVF-programmets 7 målsetninger er gitt i tabell 2.8.2. Et delprogram kan ikke gi svar på alle programmets målsetninger, og for prosjektet "Makroalger" bør stasjonsvalg og innhold vurderes i lys av målsetningene. "Makroalger" bør avgjort inngå i programmet, men muligens utvides/endres for å dekke flere av målene.

**Tabell 2.8.2.** Vattenvårdsförbundets 7 målsetninger for overvåkingen med kommentarer.

VVF's målsetninger:	Kommentarer:
Gi et oversiktsbilde av miljøforholdene i kystvannet mhp. <b>flora</b> , fauna, vann og miljøgifter.	Programmet vil avspeile kvaliteten i overflatevannet, men med forbehold om hva som ligger i begrepet "kystvann". 6 stasjoner med ett transekt på hver stasjon kan vanskelig gi et oversiktsbilde av miljøforholdene i kystvannet, all den tid enkelte av stasjonene utvilsomt avspeiler helt lokale "fjord"- forhold. Vegetasjonskartlegging/transektregistrering har vist seg som en god metode for å kartlegge langtidsendringer i eutrofisammenheng. Stasjonsnettet bør revurderes og inkludere dypere stasjoner.
Angi påvirkning på miljøet ut fra lokale, regionale og andre utslippskilder.	Å skille utslippskilder og lokale påvirkninger fra regionale, krever et nøye vurdert stasjonsnett med representative stasjoner for de ulike områdene. Det er vanskelig å vurdere den valgte stasjonsplasseringen ut fra vår begrensede kunnskap til området, men stasjonsvalget synes ikke optimalisert for denne målsetningen. Undersøkelser av fastsittende flora og fauna gir et godt bilde av lokale miljøforhold og er således egnet til denne type problemstillinger (mht. eutrofi).
Danne basis for fremtidige sammenlignende studier, ved å etablere lange tidsserier.	Godt egnet. I første rekke gjennom å sammenligne stasjonene med seg selv over tid. En sammenligning mellom stasjonene vil kunne være meningsfull for fjæra. Men det er viktig at transektrasséen beskrives godt.
Identifisere utslipp av næringssalter (N, P) over tid og beskrive effektene av disse på dyre- og planteliv.	Ja, for alger og som del av langtidsserier. Registrering av dyrelivet er ikke med i undersøkelsen, men kunne med fordel vært inkludert.
Identifisere forekomst av miljøgifter, finne uønskede/høye konsentrasjoner av miljøgifter i sediment, flora og fauna og analysere påvirkning av lokale, regionale og storskala tilførsler av miljøgifter. Dekke påvirkningen i hele undersøkelsesområdet, dvs. Bohuslans kystvann.	Miljøgifter vil ikke føre til målbare endringer i algesamfunnene, med mindre det er snakk om svært store utslipp. Alger oppkonsentrerer enkelte miljøgifter og innsamling av alger til miljøgiftanalyser kan være egnet i miljøgiftovervåking.
Fastslå om, og i så fall i hvilken grad, forbundets medlemmer (i grupper eller som enkelt-medlemmer) påvirker miljøet.	Antallet stasjoner er for få til å kunne innfri denne målsetning. Det nødvendige antall stasjoner er avhengig av heterogeniteten i området og hvor kildene er lokalisert. De valgte stasjoner vil avspeile påvirkningen på overflatelaget av først og fremst næringssalter i de lokale områder som stasjonene representerer (åpen kyst og fjorder).  Mangler kunnskap om forbundets medlemmer for å kunne vurdere denne målsetningen.

Undersøkelser av fastsittende alger på grunt vann gir et godt bilde av miljøforholdene i overflatelaget. Det er viktig at det velges stasjoner med optimal beliggenhet og bunnforhold ut fra hva en ønsker å overvåke. Det er ikke gitt noe god begrunnelse for det stasjonsvalg som er foretatt i dette programmet, og stasjonsvalget bør revurderes i lys av programmets målsetning. Det bør fortrinnsvis velges hard-bunnstasjoner som ikke er grunnere enn 10 m, og dyp ned mot 20 m eller mer er å anbefale. Det er viktig å følge utviklingen i gruntvannsområder med bløtbunn og enger av ålegras, men det synes ikke å være målsetningen i dette delprogrammet. Hvilke gradienter som ønskes belyst, bør drøftes nærmere, slik at stasjonsplassering og antall stasjoner kan defineres ut fra dette.

Dagens stasjoner ligger nær opptil hydrografistasjoner som prøvetas i overvåkingsprogrammet. Resultatene fra vegetasjonskartleggingen bør derfor i sterkere grad diskuteres i lys av disse data. De biologiske programmene bør stille konkrete spørsmål/krav til de andre delprogrammene om hvilke data de trenger som grunnlag for vurdering av egne observasjoner.

Bedre merking av transekttraséene bør vurderes. Videofilming av transektet er en mulighet for å dokumentere transektet. Faste avmerkede punkter langs transektet, f.eks. bolter i fjellet, er en metode som sikrer at transektlinen blir lagt på samme sted fra gang til gang. En slik sikkerhet vil styrke utsagnskraften i de vurderinger og slutninger som trekkes ut fra de observerte samfunnsendringer.

Rapportutarbeidelsen kan forbedres. Nåværende rapporter har form som korte datarapporter, og det kan være tilstrekkelig for "mellomliggende år" med hovedrapporter hver 3. eller 5. år. Alle rapporter må likevel inneholde prosjektets målsetning med referanse til i hvilket program prosjektet inngår. Metodikken må beskrives mer utførlig, i det minste i hovedrapportene. Hovedrapportene må også inneholde en dypere analyse av resultatene med en vurdering av resultatene i lys av resultater fra andre delprogram (f.eks. hydrografiske/kjemiske endringer).

Det ville styrke delprogrammet om også fastsittende hardbunnssfauna ble registrert. Erfaring fra andre land (f.eks. Norge og Storbritannia) viser at registrering av både flora og fauna gir en mye bedre helhetsforståelse av dynamikken i hardbunnssamfunnene. Det bør også vurderes bruk av faste ruter, f.eks. i fjæra på utvalgte stasjoner. En ruteanalyse vil gi kvanitative data som er meget godt egnet for statistisk analyse, spesielt i overvåking av langtidsendringer. Kvantitative undersøkelser gir langt større mulighet for vurdering av utviklingen, samt sammenligning med endringer funnet i andre overvåkingsprogram.

Resultatene er i liten grad blitt analysert, og det anbefales derfor å anvende vanlige numeriske og statistiske analyser på datamaterialet som vil øke informasjonsutbyttet.

Ut fra evalueringsgrunnlaget er det ikke mulig å vurdere hvilke kvalitetsikringsrutiner som er innebygget. At undersøkelser sannsynligvis er utført av samme personell, skulle sikre at resultatene er sammenlignbare fra år til år. Hvilke kvalitetsikringsrutiner som benyttes i alle ledd i prosjektet, - på måledata og dataenes jevnførbarhet over tid, - bør dokumenteres.

### **Anbefalinger**

For å styrke programmet og øke harmonisering av målsetning, metodikk og stasjonsvalg anbefales følgende vurderinger og endringer:



### 1. *Inkludere fastsittende fauna i undersøkelsen*

- a) Detaljert faunaregistrering.
  - i) Gir: Gode artslister, egnet til å overvåke mangfoldet, danner grunnlag for å avdekke små variasjoner.
  - ii) Krav: Setter krav til fagpersonell og krever normalt at en marin zoolog engasjeres (økte kostnader).
- b) Forenklet faunaregistrering.
  - i) Gir: Oversikt over vanlige makroskopiske arter eller artsgrupper. Resultatene vil bidra til å beskrive, forklare og gi økt forståelse av observerte endringer i vegetasjonen.
  - ii) Krav: Ikke krav til ekstra personell, da registreringene bør kunne utføres av en erfaren botaniker (siden hovedvekt fortsatt vil ligge på makroalgevegetasjon).

### 2. *Vurdere stasjonsnett*

- a) Beholde stasjonsnett.
  - i) De valgte stasjoner ansees som viktige, idet de f.eks. representerer langtidsserier eller spesielt viktige områder.
  - ii) Krav: Målsetningen må reformuleres ut fra hva som er realistisk i henhold til eksisterende stasjonsnett. Vannkvaliteten i overflatelaget vektlegges i samsvar med at hovedvekt legges på gruntvannssamfunn (0 - 5 m). Intensjonen om å bruke nedre voksegrense som overvåkingsparameter droppes.
- b) Revurdere stasjonsnett.
  - i) Velge nye stasjoner, enten i tillegg til eller til erstatning for eksisterende stasjoner.
  - ii) Nye stasjoner bør være dype, dvs. ha hardbunn ned mot 20 - 30 m, slik at det er mulig å overvåke nedre voksegrense for utvalgte arter.
  - iii) 3 stasjoner i Brofjorden kan reduseres til en stasjon inne i Brofjorden (f.eks. Bro 4) og en ny referansestasjon lagt utenfor Brofjorden.
  - iv) En ny (referanse-)stasjon utenfor Brofjorden vil også bidra til bedre å beskrive miljøforholdene i kystvannet.

### 3. *Vurdere linetransekt som metode*

- a) Beholde linetransekt som eneste metode.
  - i) Gir en god beskrivelse av vegetasjonen som kan danne grunnlag for å beskrive semikvantitative og floristiske (faunistiske) endringer over tid (langtidsovervåking).
  - ii) Gjøre mer detaljert registrering av mengde av epifyttiske arter, slik at endring i grad av påvekst kan dokumenteres.
- b) Supplere linetransekt med analyse av faste ruter i strandsonen eller øvre del av sublittoralsonen.
  - i) Slike kvantitative data kan langt lettere behandles statistisk i vurdering av grad av endringer i samfunnene (signifikant forverring eller forbedring). Ruteanalyse vil også beskrive mindre samfunnsendringer tydeligere enn linetransekt-registrering.
  - ii) Innføring av et nytt element vil ha økonomiske følger. Erfaring fra overvåkingsprogram i Norge viser likevel at kvantitative registreringsmetoder gir langt sterkere datagrunnlag ved vurdering av samfunnsendringer over tid og endringer sammenlignet med andre regioner.

#### 4. Endre programmet helt

- a) Kombinere hardbunnsfauna og hardbunnsflora.
- b) Utstrakt bruk av video/fotodokumentasjon.
- c) Registrere utvalgte parametre.
- d) Bruke ruteanalyse av faste arealer.
- e) Semikvantitativ kartlegging av gruntvannssamfunnene (0 - 2 m).

#### 5. Vurdere endringer i lys av effekter for løpende program

- a) Inkludere fauna i dagens program ødelegger ikke det etablerte program.
- b) Hvilke verdier går tapt ved endringer i stasjonsvalg?
  - i) Brudd i dataserier for de stasjoner som flyttes eller opphører.
  - ii) Økt verdi gjennom valg av nye stasjoner.
- c) Hva blir effekten av å avslutte dagens program og starte et nytt program med ny metodikk og nye stasjoner?

## 2.9 Fisk

### 2.9.1 Bakgrunn, målsetning og innhold

Målsetningen er dels å studere langsiktige forandringer hos villfisk og dels gjøre rede for spredningen av sykdommer, patologiske endringer, parasitter, etc. I en tidligere belastet region skulle det lages en undersøkelse over forekomsten av visse miljøgifter.

Undersøkelsen er begrenset til 4 stasjoner som er besøkt over en periode hvert år i 5 år. Opprinnelig skulle også en femte stasjon (Skalkorgarna) omfatte studier av PCB og kvikksølv (Hg) i lever og muskel hos torsk hvert femte år med start i 1995, men rapportene nevner ikke dette i det hele tatt. Følgende lokaliteter er undersøkt:

Kosterfjorden:	Årlig på en stasjon fra 1991.
Brofjorden:	Årlig på en stasjon fra 1991.
Galteröfjorden:	Årlig på en stasjon fra 1991.
Danafjorden:	Årlig på en stasjon fra 1991.

Grunnlaget for evalueringen er tre rapporter, en arbeidsrapport fra 1993 (Lagenfelt og Westerberg 1994) og to årsrapporter (Westerberg 1994 og Lagenfelt 1995).

I delrapportene heter det at undersøkelsene har hatt til formål å overvåke forekomsten av sykdommer og parasitter på skrubbeflyndre (skrubbskädda), *Platichthys flesus*, der flere sykdommer og patologiske funn kan være indikatorer på miljøstress. I denne sammenheng tenker en særlig på effekt av poly-aromatiske hydrokarboner i sediment som ga statistisk signifikante korrelasjoner ved forekomst av lever-neoplasier og konsentrasjonen av hydrokarboner i sediment og konsentrasjoner av metabolitter til aromatiske forbindelser i gallevæske. Disse undersøkelsene ble gjennomført i Puget Sound over en 5-års periode (Malins et al. 1988).

Delprogrammet er blitt gjennomført etter mønster av ICES standardprotokoll (Anon 1989) som beskriver metodikk for undersøkelser av fiskesykdommer på villfisk. De tre rapportene omhandler samme studie, men beskriver ulike faser av arbeidet.

Fra hver stasjon ble det hvert år samlet inn ca. 300 fisk med en minste lengde på 150 mm, og fiskene ble undersøkt senest døgnet etter fangsten. Fisken ble undersøkt utvendig visuelt og med fingertuppene i 30 - 60 sekunder for å finne sykdomstegn som sår, svulster og parasitter. Videre ble lengde og vekt registrert, bukhulen klippet opp, fisken ble kjønnsbestemt, og leveren ble fritt preparert og undersøkt. På et utvalg av 50 hunnfisk ble det beregnet leversomatisk index (LSI). Sykdom er angitt som prevalens (prosentvis forekomst).

Følgende parametre er bestemt:

- Kjønnfordeling.
- Kondisjonsfaktor.
- Leversomatisk indeks (LSI).
- Lever-neoplasier ( svulster og svulstliknende forandringer).
- Pigmentanomali (pigmentforandringer).
- Lymfocystis (virussykdom hos flatfisk som ser ut som cyster i huden).
- Ulcer (åpne, ofte runde sår i huden).
- Finneråte (mekaniske skader på finner og hale).
- *Ichthyophonus* (parasitær sopp, som gir et pudret og hvitprikket utseende).
- *Lepeophtherius pectoralis* - fiskelus (krepsdyrparasitt som sitter på underside av brystfinnerne).
- *Acatochodria cornuta* - fiskelus ( krepsdyr som opptre som gjelleparasitt hos fisk).

## 2.9.2 Evaluering

### *Gjennomføring i relasjon til VVFs 7-punkts målsetning*

Undersøkelsen dekker studier av forekomst av fiskesykdommer og parasitter på en utvalgt fiskeart som er representativ for studier av fiskesykdommer i Nordsjøområdet og som er hyppig forekommende i kystnære farvann, fjorder og estuarine områder. Både valg av art og metodikk er i tråd med ICESs anbefalinger, noe som gjør det mulig å bruke foreliggende delundersøkelser i en større sammenheng for å kartlegge miljøforholdene i kystvannet. Fiskeundersøkelsene med bruk av skrubbe vil kunne gi indikasjoner på forekomst av miljøgifter og kvalitet av vann og sediment. Lokaltetene dekker hele regionen fra Strömstad til Göteborg og omfatter ytre kystområder (2 stasjoner) og indre fjorder (2 stasjoner). Resultatene kan være representative for hele regionen, men så lenge stasjonsantallet er så lite, kan man bare forutsette at de dekker de lokale områder av kysten som undersøkes. Sykdomstegn og patologiske endringer i lever kan gi indikasjoner på utslippskilder og årsaker, men verifikasjon må følges opp gjennom eksperimentelle undersøkelser.

Generelt er det viktig å være klar over at det har vært gjennomført en rekke undersøkelser i andre Nordsjøland (Møller 1990, Vethaak 1985, 1992) som har vært spesielt planlagt for å finne mulige sammenhenger mellom sykdommer hos fisk og naturlige eller antropogene miljøbelastninger. Studier av fiskesykdommer i relasjon til forurensninger har også blitt utført mange steder i verden (Falkmer et al. 1977, McCain et al. 1977, Sindermann 1979, Smith et al. 1979, Pierce et al. 1980, Malins et al. 1984, Cough and Harshbarger 1985, Murchelano and Wolke 1985, Mix 1986 og Vethaak 1992). Selv om man har funnet hyppige forekomster av sykdommer på en rekke lokaliteter, har årsaken til dette vært usikker og resultatene har vært kontroversielle. Likevel kan man hevde at studier i forurensede kystnære farvann bør kunne gi mer presise resultater enn studier i åpent hav.

Feltundersøkelser kan bare påvise at det er, eller ikke er, statistiske korrelasjoner mellom forekomst av sykdom (prevalens) og gradienter av forurensninger og gi indisier på mulig årsaker. Det er en rekke ulike årsaker som kan påvirke sykdomsfrekvensen hos fisk. Av miljøparametre kan nevnes:

Lavt seleksjonspress som følge av predasjon og konkurranse, ernæringsmessig årsak, abnorme miljøbetingelser under larveutviklingsfasen, kraftige endringer i salinitet, temperatur-endringer, effekter av parasittangrep, høy bakterietetthet i sedimentet og forurensninger av ulike typer. Av bestandsmessige årsaker kan nevnes gyteforhold, bestandstetthet, vandringsadferd og sist, men ikke minst, alder og størrelse.

De foreliggende undersøkelsene er verdifulle både i lokal sammenheng og i en større sammenheng. Forholdene på vestkysten av Sverige kan sammenlignes med andre geografiske områder i Sverige og andre land. En stor svakhet med foreliggende undersøkelse er mangel på referanseområde i Bohuslän, noe som også påpekes av forfatterne.

Undersøkelsen kan ikke identifisere utslipp av næringsalter eller beskrive effektene på dyreliv generelt. Den kan heller ikke fastslå om gruppens medlemmer påvirker miljøet, men med de begrensninger som er gitt ovenfor, kan den indikere lokale påvirkninger.

#### *Effekter av gamle synder*

I perioden 1993 - 95 ble den høyeste forekomsten av leverforandringer funnet i Danafjorden som ligger nær utløpet av Göta Älv. I delundersøkelsen av miljøgifter langs Bohuslänkysten (Granmo og Eklund 1993) ble de høyeste konsentrasjonene av PCB/DDT/Hexaklorbenzen i torskelever funnet i Danafjorden. Også i delundersøkelsene vedrørende sedimenter (Cato 1992 og Helland et al. 1996) ble de høyeste konsentrasjonene av organiske miljøgifter funnet i de tre stasjonene nedstrøms Göta Älv, der Danafjord ligger ytterst. Disse lokalitetene hadde også de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv (Hg).

Den andre lokaliteten hvor en kunne forvente større forekomst av miljøgifter, var fra Galteröfjorden, med beliggenhet nær Stenungsund, men forekomsten av leverskader viste lave verdier. Derimot var LSI over middelverdien for området.

En slik sammenstilling viser at data fra de tre separate undersøkelsene samlet vil kunne gi et bra inntrykk av om områder er belastet fra gamle synder, og viser også hvor viktig det er å koordinere disse tre elementene i den fremtidige overvåkingen. Det er særlig mangelfullt at man ikke utnytter det store skrubbematerialet til samtidige analyser av miljøgifter i filét og lever.

#### *Effekter av sekundære faktorer (vær, fartøytrafikk, introduksjon av nye arter, etc.) på miljøtilstanden, og kobling til antropogene kilder*

I likhet med mangel på holdepunkter for påvirkning av miljøgifter kan ikke undersøkelsene si noe om effekten av sekundære påvirkninger.

#### *Forslag om tilleggsundersøkelser*

Aktuelle tilleggsundersøkelser bør vesentlig kunne dekkes opp av programmene for miljøgifter i organismer og sedimenter. Det var ifølge Lagenfelt (1996) ingen sikre statistiske sammenhenger mellom sedimentdata fra 1990 og fiskesykdomsdata fra 1991, men dersom det skulle forekomme resultater som tyder på et samband mellom fiskesykdommer og visse typer forurensninger, bør det gjøres nødvendige etterfølgende eksperimentelle studier for mulig verifisering av dette.

I det foreliggende materialet er det ingen analyser av skrubbe med hensyn på forekomsten av miljøgifter i lever og fiskemuskel. Det finnes miljøgiftdata fra andre arter (kapittel 2.3), men de er ikke diskutert i rapporten.

### *Potensiale til utvidet behandling av eksisterende data*

Den statistiske behandlingen av materialet har vært svært enkel, men syntes å være typisk for denne type undersøkelser i mange land. Det er foretatt beregninger av LSI, og en har studert forekomsten av leverforandringer (lever-neoplasier). Det er ikke funnet noe samband mellom LSI og forekomsten av leverforandringer i en regresjonsanalyse. Det har vært presisert i tidligere undersøkelser at dersom en skal finne et mulig samband mellom sykdomsforekomst og forurensning, må det være en statistisk signifikant sammenheng. Det bør derfor legges særlig stor vekt på den statistiske bearbeidelsen av materialet.

For å se om det er signifikante forskjeller mellom områder og år hadde det vært ønskelig å benytte variansanalyser. En kan også vurdere bruken av multivariate variansanalyser, men der må en veie krav til signifikans mot "power": evnen til å påvise endringer.

En kan også se på samvariasjonen mellom variable ved ulike sykdomsindikatorer/symptomer, f.eks gjennom PCA-analyse (Principal Component Analysis) og gjøre variansanalyse på hovedkomponenten.

### *Evaluering av kvalitetsrutiner*

Det finnes ingen informasjon om bruk av kvalitetsrutiner. En har valgt å benytte standard metodikk som er utarbeidet av ICES 1988 på en "work-shop", og som gir muligheter for sammenligning med andre undersøkelser utført av ICES' medlemsland.

### *Metodisk styrke og svakhet*

Metoden er en anbefalt standard metodikk for innsamling og behandling av sykdomsdata fra felt. Som tidligere påpekt, vil en visuell bedømmelse av sykdom og parasitter sette store krav til personen som utfører undersøkelsen. Helst bør det være samme person hver gang, og vedkommende bør ha lang erfaring i slikt arbeide. Videre er det viktig å være klar over at en visuell bedømmelse av fisken mhp. forekomst av sykdom er en meget grov metode med store muligheter for feil. Dette nevnes også i rapporten fra 1995, der en omtaler vanskeligheten med å skille *Ichthyophonus* fra visse andre leversykdommer, og at personen måtte ha god erfaring i dette arbeidet. Metoden er imidlertid rask og det er mulig å få et stort materiale på kort tid. Den største svakheten ligger i den statistiske bearbeidningen, mangelen på referanselokalitet og mangelen på miljøgiftanalyser av skrubbe fra de aktuelle lokalitetene. Selv om det er tatt sedimentprøver fra samme områdene, er det vanskelig å vite om fiskeprøver og sedimentprøver virkelig er fra samme lokalitet. Dette bør tilstrebes. Resultatene gir informasjon om forekomsten av sykdom og parasitter i en 5-årsperiode fra 4 lokaliteter, der en har problemer med å finne forklaringer på de mulige variasjoner en har påvist. Variasjonene er små og usikre. Resultatene er viktige som bakgrunnsmateriale i videre undersøkelser.

### *Stasjonsantall og plassering*

Dersom undersøkelsen skulle dekke hele kysten, måtte stasjonsnettet vært betydelig større, siden den enkelte stasjon i utgangspunktet bare kan representere den aktuelle lokalitet og tiliggende nærområde. Det er derfor viktig at stasjonsutvalget omfatter områder som man mistenker å være mest forurenset. Det er også stort behov for å komplettere undersøkelsene med et referanseområde for på en bedre måte kunne bedømme resultatene. Det er viktig at undersøkelsene utføres på samme tid hvert år for ikke å bringe inn årstidsvariasjoner.

*Sammenligning med andre programmer*

Programmet er standardisert i regi av ICES, og resultatene kan derfor sammenlignes med andre studier. Resultatene har vært sammenlignet med undersøkelser i søndre Østersjøen og flere studier i søndre Nordsjøen (Tysk Waddensee, Hollands Waddensee, Hanøbukst og Elbeestuariet).

**2.9.3 Konklusjon**

Undersøkelsen omfatter 4 stasjoner som alle representerer lokale områder, tre som antas å være belastet i større eller mindre grad (Brofjorden, Galteröfjorden nær Stenungsund og Danafjorden ved utløpet av Göta Älv) og en tilnærmet ren lokalitet, Kosterfjorden. Fisken er undersøkt med hensyn på forekomst av parasitter, sykdom og patologiske funn som kan indikere miljøstress og miljøgifter. I perioden 1993 - 95 ble den høyeste forekomsten av leverforandringer funnet i Danafjorden. Det ble ikke tatt kjemiske analyser av fisken, og det ble heller ikke tatt sedimentprøver i tilknytning til fiskefangsten, selv om skrubbe er nært knyttet til bunnsedimentene i levevis. Det er imidlertid gjennomført analyser av torsk, blåskjell, blæretang (blåstång) og ålekvabbe (tånglake) i en separat miljøgiftundersøkelse (Granmo og Eklund 1993). Det er også gjennomført separate sedimentstudier på omtrent samme stasjoner i 1990 (Cato 1992) og i 1995 (Helland et al. 1996) som viste at de høyeste verdiene av kvikksølv og organiske miljøgifter ble funnet i samme område, nedstrøms Göta Älv. Dette viser hvor viktig det er å samkjøre undersøkelsene. Fremtidige studier bør legges opp felles der undersøkelser av sykdom og kjemiske analyser gjøres på de samme artene, samtidig med parallelle sedimentstudier fra samme område. Dette vil redusere kostnadene og bedre kvaliteten på undersøkelsene. Materialet bør utvides med en referansestasjon, og det bør legges opp til en mer omfattende statistisk analyse av materialet.

**2.10 Radioaktivitet**

Rapporten er datert 01-06-1994 og består av tre sider og figurer/tabeller. Det henvises i stor grad til tidligere rapporter, men her blir kun den angitte rapporten vurdert. Rapporten er skrevet av Elis Holm, Institusjonen for Radiofysik, Lunds Universitet.

**2.10.1 Mål, design og metoder**

Det angis ikke et spesifikt mål med undersøkelsen i rapporten. I vurderingen av rapporten antas derfor at undersøkelsen ble gjort for å oppfylle VVF's generelle mål.

Rapporten begrunner ikke valget av de tre stasjonene. Det oppfattes som en underliggende antagelse at alle tilførsler av radioaktivt materiale kommer med kyststrømmen, altså sørfra. Stasjonene er jevnt fordelt geografisk i Göteborgs og Bohus län. De kan ikke sies å være representative for kystvannet. En stasjon (st. 4) er plassert nær Göteborg by med forventet påvirkning fra Göta Älv og selve byen. De to andre stasjonene er plassert i fjorder med begrenset utveksling med kystvannet. Sediment er ikke samlet i akkumuleringsområder, men på grunnere områder der en ikke vil forvente at sediment og eventuelle tilførsler akkumulerer.

Det angis lite detaljer om prøveinnsamling. Det er derfor uklart om hele *Fucus* eller bare skuddspissene (som er anbefalt) ble innsamlet. Med utgangspunkt i kart over prøvetakingsområdene må det kunne antas at det ble prøvetatt oksiske sediment med bunnfauna. Bioturbasjon vil da gi dårlig sjiktning og 3 cm er en akseptabel prøve. En kunne imidlertid ha tatt prøver i områder med anoksiske sediment der det ville ha vært mulig å skille bidrag fra ulike perioder.

## **2.10.2 Tolkning av resultatene**

### **2.10.2.1 Kommentarer til utformingen av rapporten**

Rapporten behandler i stor grad data fra tidligere rapporter og bare i liten grad nye måleresultater. Dette er naturlig siden det bare ble tatt prøver fra tre stasjoner i 1993. Med det foreliggende materialet er det imidlertid nesten umulig å sammenholde de nye resultatene med gamle siden stasjonskoder er ulike og kart-oppløsningen for dårlig (figur 1). Det er også manglende angivelser i figur- og tabell-tekster, - det må eksempelvis kunne antas at resultatene i tabellene 1 og 2 er gjennomsnitt, men det angis ikke hva avviket er (standardfeil, standardavvik, måleusikkerhet).

### **2.10.2.2 Bruk av resultatene**

Rapporten omtaler mulige kilder for de ulike isotopene. Det er imidlertid uklart om en virkelig kan skille eventuelle utslipp av cesium fra kraftverk, Chernobyl eller andre kilder. Sør for prøvetakingsområdet er det to kraftverk med radioaktivt brensel (Ringhals og Barsebäck).

## **2.10.3 Generell vurdering**

Rapporten inneholder en del skrivefeil og feil i tabell-tekster. Det er videre ikke referert korrekt til andre rapporter. Det er vanskelig å vurdere om målene med undersøkelsen er oppfylt når ikke målene er spesifikt angitt. Dataene som er innsamlet i 1993 kan ikke brukes til å oppfylle VVFs mål om å gi et oversiktsbilde og angi påvirkning fra ulike kilder. Undersøkelsen dekker ikke Bohuslæns kystvann. Antagelsene som gjøres burde ha vært angitt. Prøvetakingsområdene for sediment er trolig uegnet til bruk i langtidsstudier.

## **2.11 Toxinkontroll av muslinger**

### **2.11.1 Bakgrunn, målsetning og innhold**

Formålet med dette delprogrammet har vært å undersøke om "ville" blåskjell kan spises uten risiko for helsen. Programmet har forutsatt at det tas prøver fra egnede steder langs kysten av Göteborg og Bohus län. Idag er det ca. 10 aktuelle stasjoner. Det er lagt opp til en prøvfrekvens på ca. 1 gang pr. uke i 40 uker, og en gang pr. måned i perioden april - juni.

Prøvene skulle undersøke forekomsten av diarrègift (DSP), nervegift (PSP) og amnesisk skalldyrgift "minnesgift" ASP. Den sistnevnte gift (ASP) skulle bare tas ved Lyrön. Første prøvetaking skulle finne sted i 1990.

Dette programmet er igang og ledes av Lars Edebo, Avd. för Klinisk Bakteriologi, Göteborgs Universitet, i regi av VVF, men det er ikke sendt ut noen skriftlige rapporter om aktiviteten. Gjennomføring av programmet kan derfor ikke evalueres. NIVA har imidlertid fått oversendt en rapport fra Edebo m.fl. (Edebo et al. 1993) som har fått økonomisk støtte til rapporten fra VVF. Rapporten er et sammendrag av flere rapporter fra Joel Haamers doktorgrads-arbeid "Phycotoxin and Oceanographic studies in the development of the Swedish mussel farming industry" (Haamer 1995). Rapporten gir en oversikt over PSP og DSP generelt, giftenes virkemåte, hvordan de bestemmes

kjemisk og et kort resymé av forekomster fra 8 lokaliteter langs Bohuslänkysten i perioden 1987 - 1990, samt detaljstudier fra områdene rundt fjordsystemet Orust - Tjörn.

Siden denne rapporten bare er et sammendrag av en del av et større arbeid, er det vanskelig å evaluere den på samme måte som de øvrige arbeider. Vi har derfor valgt å kommentere sammendraget og de informasjonen som står der i forhold til hovedformålet med delprosjekt 11.

### 2.11.2 Programmets struktur i forhold til VVFs målsetning

Prøvene som samles inn fra 10 stasjoner er helt i tråd med VVFs målsetning og er en forutsetning for konsum og salg av ville og foredlede blåskjell.

Rapporten av Edebo et al. (1993) beskriver tidligere arbeid på 8 stasjoner, en omtale av PSP og DSP, samt hvilke biologiske og kjemiske metoder som benyttes til identifikasjon av toksinene. Rapporten passer derfor ikke inn i VVFs målsetning, men er et nyttig supplement til det løpende analyseprogrammet.

Det ble i alt undersøkt 8 stasjoner langs Bohuslänkysten, 5 i den nordlige del: 1. Nyckelbyviken, Tjárnö, 2. Stridsfjorden, Resö, 3. Kulefjorden, Kämpersvik, 4. Brattö, Hamburgöen, 5. Åbyfjorden, og 3 i den sørlige del: 6. Nösund, 7. Mollösund, 8. Klåvholmarna, Åstol.

Prøvene ble samlet inn 1 gang pr. uke, og de ble undersøkt med hensyn på forekomsten av okadasyre (OA). Resultatene som er fremstilt grafisk, viser at det i enkelte perioder kan forekomme store mengder, og at det var store forskjeller i innhold av DSP på skjell som ligger nær hverandre. DSP dannes primært av slekten *Dinophysis*, som lager en gruppe polyeten-toxiner (DST). Den dominerende DST substansen i vest-Europa er okadasyre (OA). Undersøkelsene tydet videre på at giften kom inn fra Skagerrak, og at den ikke ble dannet ved kysten.

Kontrollsystemet omfattet bruk av en kjemisk metode (høytrykks væske kromatografi, HPLC) som viste seg å være et meget nyttig verktøy for påvisning DSP i levende skjell. Det dominerende toksinet var OA. Det ble også foreslått å ikke konsumere hepatopaneas, et organ som i stor grad samler opp toksinet. Forfatterne påpeker viktigheten av en hyppig kontroll av giftinnholdet i skjellene.

Rapporten viser også til et spesielt undersøkelsesprogram i farvannet rundt øya Orust, der i alt 9 stasjoner ble overvåket på vinteren i perioden 1989 - 90. Resultatene fra undersøkelsene viste at farvannet nord for Orust danner et basseng mellom Malö strömmar og Nötesund som praktisk talt var fri for DST. Årsaken til dette er at DST kommer inn til kysten med vannmasser fra Skagerrak. Vannstrømmen rundt Orust går i retning mot urviseren, og både ved Malö strömmar og Nötesund er det terskler på 9 - 10 m dyp som hindrer en effektiv vannutskiftning med Skagerrakvann. Dette området er derfor særlig godt egnet til oppdrett av blåskjell. For å kunne produsere skjell med minimalt innhold av toksiner, er det derfor viktig å kartlegge de områdene der sjansen til forgiftning er minst, slik som det beskrevne fjordområdet nord for Orust.

Når det gjelder forekomst av PSP, har det hittil vært lave verdier langs den svenske vestkysten, og bare enkelte ganger har grenseverdier for humankonsumpsjon blitt nådd. PSP er forårsaket av en gruppe kjemiske beslektede marine biotoksiner (Paralytic Shellfish Toxins (PST)). PST kan påvises gjennom musetester eller med HPLC. Bruk av HPLC er et omstridt tema, og testen er f.eks. ikke godkjent i Norge. Innvingingen går bl.a. ut på at metoden ikke fanger opp alle former for forgiftning. Edebo og medarbeidere (1993) mener imidlertid at innføring av denne kjemiske metoden har gjort det mulig å overvåke forekomsten av toksiner i skjell på en praktisk/økonomisk måte.



### **2.11.3 Konklusjon**

Dette arbeidet viser hvor viktig det er å legge opp til et omfattende kontrollprogram gjennom hele året. Hvis alt salg og omsetning av skjell foregår i regi av et slikt program, er det mulig å spise skjell i store deler av året uten særlig helserisiko. Det er ikke mulig å vurdere ut fra foreliggende rapport om bruk av kjemiske metoder gir en tilfredsstillende sikkerhet for publikum til konsum av blåskjell gjennom året. Forfatterne anbefaler selv en kombinasjon av kjemiske og biologiske metoder, samt at forbrukeren fjerner hepatopaneas (et leverliknende organ) fra skjellene før konsum.

## **3. SAMLET EVALUERING**

### **3.1 Programmets omfang og geografiske dekning**

Sammenlignet med de fleste andre nasjonale og regionale overvåkingsprogrammer er VVFs program meget omfattende i målsetning og omfang. Det inneholder i prinsippet alle de delprogrammer som det er naturlig å ta med i overvåking av forurensningstilstand og -utvikling i et kystvannsområde. Den geografiske dekningen av kyststrekningen fra Göteborg til Riksgränsen er definert gjennom ca. 25 faste stasjoner/områder, men hvor mange som virkelig undersøkes, varierer fra delprogram til delprogram. Begrunnelse for stasjonsvalget i hvert delprogram er i de fleste tilfeller ikke presentert i rapportene, og vi har fått inntrykk av at valget har vært et kompromiss mellom flere hensyn: blant annet beliggenhet av lokale og regionale forurensningskilder, medlemmenes ønsker om stasjonsvalg, videreføring av tidligere tidsserier og kostnader pr. stasjon. I kapittel 2 er stasjonsvalget vurdert ut fra hvor godt de dekker spesielle problem-områder og kystområdet som helhet, og enkelte forslag til modifikasjoner er gitt. I kapittel 3.4 er også gitt en del forslag til endring i stasjonsvalg for å oppnå bedre harmoni mellom delprogrammer som det er naturlig å se i sammenheng. Vi ser disse forslagene som innspill til den kommende revisjon av programmet.

### **3.2 Kvalitetskontrollrutiner**

De rutinene som er anvendt for å sikre at undersøkelsene har riktig kvalitet i alle ledd, er i liten grad dokumentert i rapportene. For hydrografiundersøkelsene vises til rutiner for sammenliknende analyser mellom de laboratoriene som gjennomfører målingene (se kapittel 2.1), og det er krav om kvalitetssikring av alle data før hver årsrapport. Metodebeskrivelsene for feltarbeid, prøvebehandling, analyser og resultat-behandling mangler i mange tilfeller i rapportene, men gjennom diverse tilleggs-litteratur og direkte kontakt med konsulentene som er ansvarlige for gjennomføringen, har vi fått et bedre grunnlag for å vurdere kvaliteten på arbeidet. For programmene på hard- og bløtbunnsfauna og epifauna har vi inntrykk av at metodevalget bygger på omfattende og god praktisk og statistisk utprøving på forhånd. I noen av disse tilfellene har det vært mulig ut fra resultatene å vurdere metodenes følsomhet for endringer i naturen. Vi anbefaler at det i alle rapporter innarbeides et fullstendig metodekapittel som også omfatter beskrivelse av de kvalitetskontrollrutinene som er innarbeidet i hvert delprogram. Resultatene av slike rutiner (interkalibreringer, parallellanalyser, stikkprøvekontroller, m.m.) bør presenteres i rapportene. Som veiledning i hvilke krav til kvalitetssikring man bør sette i et program for miljøovervåking, viser vi til et prosjekt som er i avslutningen med Nordisk finansiering: Kvalitetssikring av miljøovervakning (Statens Naturvårdsverk, Programmet för mätteknik och kvalitetssäkring, Solna, v/Gunnar Ekedal).

### **3.3 Resultatbearbeidelse**

For de fleste delprogrammene er det påpekt at resultatbearbeidelsen er svært enkel. For alle programmene anser vi det for mulig å øke informasjonsutbyttet av eksisterende data gjennom bedre behandling. Aktuelle tiltak er diskutert i evalueringen av de enkelte delprogrammer og kan summeres som:

1. Behandling og presentasjon av en del data som ifølge rapportene er samlet, men som ikke er analysert.
2. Mer omfattende statistisk analyse av eksisterende data for å avdekke forskjeller mellom stasjoner og forandringer i tid og rom.
3. Databearbeidelse på tvers av delprogrammene.
4. Sammenligning av resultatene med andre studier.
5. Kobling mot informasjon om utslipp/belastning.

Spesielt punkt 2 og 3 mener vi kan gi stort utbytte.

### **3.4 Harmonisering mellom delprogrammer og potensiale for integrert data-analyse**

For flere av delprogrammene er det naturlig å se resultatene i sammenheng med andre delprogrammer. De koblingene vi mener faller mest naturlig er diskutert nedenfor.

#### **3.4.1 Hydrografi - planteplankton - toxinkontroll**

Innsamlingen av prøver til delprosjekt planteplankton er til en viss grad koordinert med hydrografiundersøkelsene, ved at stasjoner og prøvetakingstider er de samme, og at det i perioden april - oktober tas prøver på de samme dyp som under hydrografiprogrammet (0,5, 2, 5, 10, 15, 20 og 30 meter). Klorofyll-*a* som er fast parameter i hydrografiprogrammet, har i første rekke verdi som et mål for algebiomasse og bør derfor knyttes opp mot planktonprogrammet i resultatbehandling. Øvrige hydrografiparametre som salinitet og næringsalter er også viktige forklarende faktorer for utviklingen i plankton-samfunnet. Motsatt kan klorofyll- og planktonresultatene kaste lys over årsaker til endringer i siktedyp (alger eller erosjonsmateriale). For begge delprogrammene foreslås at kvartalsrapportene sløyfes, og at man legger mer vekt på årsrapporteringen. Vi anbefaler at det i årsrapporten legges inn en samlet behandling av hydrografi og plankton. Dette vil gi en mer helhetlig beskrivelse av tilstanden i de frie vannmassene på de 8 felles stasjonene langs kyststrekningen.

Siden målsetningen med planktonprogrammet også er å oppdage forekomst av giftige alger, bør det harmoniseres med programmet for toxinkontroll i muslinger. De fleste muslingstasjonene ligger i områder hvor det også er planktonstasjoner. Det er ikke klart hvor godt prøvetakingen i de to programmene er koordinert (vi har for liten detaljinformasjon om toxinprogrammet), men en harmonisering i tid anbefales. Ved forekomst av muslingtoxiner vil man da enten ha data for planktonforekomst og -sammensetning i forkant av denne, eller man vil ha egnede prøver som kan opparbeides for å finne eventuelle oppblomstringer av giftige alger som årsak. Dersom slike forekomster også kan relateres til planktonforekomster på regional skala gjennom andre programmer, vil man oppnå bedre informasjon om kildene til toxinforekomster er lokale eller regionale.

### 3.4.2 Miljøgifter i organismer og sedimenter - fiskehelse

Det er naturlig at det gjøres en koordinering og harmonisering mellom de to delprogrammene på miljøgifter, både med hensyn til lokaliteter og parametre. Sedimenter og organismer representerer både ulike transportveier og lagre for akkumulerende stoffer og vil utfylle hverandre i påvisning av belastede områder og identifikasjon av kilder. Forurensede sedimenter (f.eks. gamle synder) kan også være kilde til miljøgiftforekomst i organismer, enten ved kontakt (bunnlevende dyr) eller gjennom resuspensjon av, eller utlekking fra, sedimentene. Sedimentresultatene er derfor en støtte i tolkningen av organisme-resultatene. Videre vil miljøgifter i sedimenttilknyttede organismer belyse biotilgjengeligheten av et eventuelt lager av miljøgifter i sedimentet. I denne sammenheng anbefales at man inkluderer skrubbe i miljøgiftprogrammet, både fordi arten har et levesett nært knyttet til sedimentene, - den er vanlig anvendt som indikator, - og fordi skrubbe anvendes i programmet om fiskehelse og derfor allerede samles fra en rekke stasjoner og i et tilstrekkelig antall for miljøgiftanalyse.

Programmene er allerede koordinert i valg av stasjoner. For alle de seks organismelokalitetene finnes det minst én sedimentstasjon i nærheten. Bortsett fra Innre Gullmarn (stasjon 12) finnes det også lokaliteter for innsamling av skrubbe til fiskehelseregistrering nær stasjonene for miljøgifter i organismer. Begge miljøgiftprogrammene omfatter prøvetaking hvert 5. år, men forskjøvet 2 år i tid. I lys av den relativt stabile tilstand for miljøgifter i sediment som målingene i 1990 og 1995 har vist, ansees ikke denne forskyvningen å ha vesentlig betydning for tolkningen av data. Miljøgiftdataene i organismer bør diskuteres i lys av sedimentresultatene to år før, og datagrunnlaget bør være egnet til å analysere korrelasjoner mellom sedimenter og organismer.

Parametervalget viser relativ god overensstemmelse mellom de to programmene. I praksis bør de samme miljøgiftene overvåkes både i organismer og sedimenter, men ikke nødvendigvis i alle de utvalgte artene (se kapittel 2.3) eller for alle variable (for eksempel vil EOCl og EPOCl ofte være givende ved sedimentovervåking, men i hver fall foreløpig tvilsomme i organismer). I de anbefalinger om redusert parameterutvalg NIVA har gitt i kapittel 2.3 og 2.4, beholdes og styrkes samsvaret mellom de to programmene.

De resultater som er kommet frem i programmene for miljøgifter i sedimenter og fiskehelse bør sees i sammenheng, siden sedimentbelastning kan være en mulig årsak til skade på fisk. Som nevnt ovenfor vil programmet styrkes betydelig dersom skrubbe tas med i programmet for miljøgifter i organismer. Dette vil gi et godt grunnlag for en samlet diskusjon om sedimentbelastning, eksponering til bunnlevende fisk, biotilgjengelighet av miljøgiftene i sediment og korrelasjon mellom miljøgiftbelastning i fiskens organer og prevalens av skade på fisken.

### 3.4.3 Sedimenter - bløtbunnsfauna

Delprogrammene på miljøgifter i sediment og bløtbunnsfauna bør kunne harmoniseres slik at resultatene kan behandles i felles analyser. I tillegg til oksygen i bunnvannet, som måles ved prøvetakingen på bløtbunn, vil de kjemiske karaktertrekk i sedimentene være svært viktige som forklaringsfaktorer for endringer i bunnfaunaen. Dette gjelder både eutrofi-relaterte parametre som TOC, tot-N og tot-P, miljøgiftdata og støtteparametre som % finstoff og vanninnhold. Harmonisering i stasjonsplassering er en forutsetning for dette. For bløtbunnstasjonene i Brofjorden (hovedstasjonen) og Danafjord finnes det allerede sedimentstasjoner på omtrent samme posisjon (henholdsvis Scanraff 305 og St. 4).

For Galterø finnes det bare sedimentstasjoner på grunnere vann og lenger sør i Stenungsund. Siden dette området er godt dekket med sedimentstasjoner gjennom MUST-programmet (Helland et al. 1996), foreslås at en av sedimentstasjonene flyttes til posisjonen for bløtbunnsundersøkelsene i dypområdet (37 m) i Halsefjorden.

I Havstensfjord finnes ingen sedimentstasjon i nærheten av faunastasjonen, som ligger i den dype nordlige del av fjorden. Eneste sedimentstasjon i Havstensfjord er stasjon 19, som ligger svært langt syd i fjorden og i det minst belastede området (cf. Nilsson og Rosenberg 1995).

Faunastasjonen sør for Vinga har heller ingen sedimentstasjon i nærheten. Hvis stasjonene Danafjord og Vinga er tenkt å dekke en gradient ut fra Göta Älv, ligger begge svært langt ut i gradienten. Sett i lys av sedimentprogrammet bør en bedre dekning av gradienten oppnås ved enten å analysere både sediment og bløtbunnsfauna på stasjon Vinga og Skalkorgarna, eventuelt Danafjord og Skalkorgarna.

Overvåkingen vil bli enklere å gjennomføre dersom man koordinerer feltinnsamlingen for sedimenter og bløtbunnsfauna i felles tokt, noe som også utvilsomt vil gi en praktisk og økonomisk rasjonaliseringsgevinst for begge delprogrammene. Det vil være en fordel om undersøkelsesfrekvensen var den samme (årlig) for begge delprogrammene, men det er ingen forutsetning så lenge man kan konstatere at sedimentforholdene er relativt stabile.

Det er et klart potensiale for felles analyse av data fra sedimenter og bløtbunnsfauna. Dette gjelder spesielt for de lokaliteter der stasjonene har samme posisjon og dyp (Brofjorden, Danafjord), men også for Galterø bør man forsøke å integrere sedimentdata fra MUST stasjon G1 og G2 med bløtbunnsdata. For Havstensfjord og Vinga bør dette kunne gjøres fra 1997 om delprogrammene harmoneres. De analyser som er mest aktuelle er

- korrelasjonsanalyser mellom sedimentdata, biologiske samfunns-indeksar og abundans av utvalgte arter,
- statistiske tester (variansanalyse) av forskjeller i sedimentkarakteristika mellom grupper av stasjoner med "lik" fauna,
- korrespondanseanalyser der sedimentdata brukes som forklaringsvariable for variabilitet og endringer i faunasamfunnet over tid og rom.

#### **3.4.4 Hardbunnsfauna - makroalger**

Programmene på makroalger og hardbunnsfauna dekker hver sine biotyper (vertikale flater i faunaprogrammet, mer horisontale flater i algeprogrammet), og en kan ikke si at det ene programmet gjør det andre overflødig. Vi anbefaler at begge programmene beholdes, men modifiseres slik at de tilsammen gir en bedre og bredere beskrivelse av hardbunnsmiljøet enn til nå. De viktigste endringene vi foreslår er å inkludere fastsittende flora i hardbunnsfauna-programmet og fauna i makroalge-programmet. Merarbeidet av dette må ikke nødvendigvis bli stort og er i stor grad avhengig av hvilket presisjonsnivå en velger å legge tilleggsregistreringene på. Kost-nytte effekten knyttet til slik harmonisering vil imidlertid være høy. Ved å inkludere flora hhv. fauna i undersøkelsene, vil en få et bedre grunnlag for å tolke de endringer som registreres.

Hardbunnsfauna-programmet har så spesifikke krav til loddrette bergvegger at vi ikke anbefaler endring på stasjonsvalget i dette programmet for å tilpasse det til en samtidig algeregistrering. Loddrette bergvegger er ikke så godt egnet til overvåking av makroalge-vegetasjon, men nedre voksegrense for alger bør imidlertid kunne registreres også på loddrette bergvegger. Siden den

svenske vestkysten består av mange grunne områder, kan det derfor være en god løsning at makroalgeprogrammet fortsatt konsentreres til en flora/fauna-beskrivelse av gruntvannsområder, og at registrering av nedre voksegrense for alger heller flyttes til hardbunnsfaunaprogrammet der stasjonene er dype nok.

Rapporteringen fra de to programmene bør være felles siden begge omhandler hardbunnsamfunn. Hvis begge programmene også omfatter flora- og faunaundersøkelser, vil de gjensidig kunne støtte hverandre i tolkningen av de endringer som finnes, og tilsammen gi en bedre dekning av kystområdet.

### **3.4.5 Harmonisering mellom resipientvariable og utslippsdata for miljøgifter**

For å få en god kobling mellom det som observeres ved overvåkingen og det man vet om punktkilder, bør det finnes regelmessig oppdaterte utslippstall for de stoffer/stoffgrupper som er listet i kapittel 2.3.2.1.

## **3.5 Generelle anbefalinger ved revisjon av programmet**

VVFs program har en omfattende målsetning og skal dekke svært mange lokale og regionale aspekter av kystens økologi. Siden programmet har begrensede økonomiske rammer, er det viktig isammenheng med en revisjonen av programmet, at ambisjonsnivået for overvåkingen fastlegges. Dette gjelder både hvilke geografiske områder og hvilke deler av økosystemet som skal prioriteres, hvilke endringer i tid og rom man ønsker at overvåkingen skal kunne avdekke, med hvilken sikkerhet dette skal kunne avdekkes, og i hvor stor grad man ønsker å være i stand til å forklare endringene. Selv om det ikke kommer klart frem av den informasjon NIVA har hatt tilgjengelig, antar vi at slike prioriteringer også har ligget mer eller mindre klart til grunn ved opprinnelig planlegging av programmet. I dette kapitlet gies en del generelle anbefalinger vedrørende revisjon av programmet, i tillegg til det som kommer mer spesifikt frem i evalueringen av de enkelte delprogrammer.

Formålet med miljøovervåking i sin alminnelighet er å gi tilstands- og trendbeskrivelser som grunnlag for tiltak og for å bedømme virkning av gjennomførte tiltak. VVFs program har til nå avdekket regioner som er belastet. Overvåking av disse bør prioriteres. Samtidig er det behov for overvåking i et lite utvalg referanseområder for å kunne skille lokale belastningstrender fra regionale endringer som det vanskelig kan gjøres tiltak mot. Øvrige områder som bare er diffust belastet og der tilstanden ansees stabil, bør kunne prioriteres ned.

GESAMP (1991) definerer forurensning som "the introduction by man, directly or indirectly, of substances or energy into the marine environment (including estuaries) resulting in such deleterious effects as harm to living resources, hazards to human health, hindrance to marine activities including fishing, impairment of quality for use of seawater and reduction of amenities". Definisjonen innebærer at belastning må føre til uønskede effekter. Enkelt sagt er ikke høyt nivå av et forurensningsstoff viktig i seg selv, bare hvis det direkte eller indirekte gir en skadevirkning. Mange vil hevde at dette tilsier en prioritering av effekter på de biologiske ressurser som de viktigste, og at hovedmålet med overvåkingen er å kartlegge slike. Overvåking av fysisk og kjemisk tilstand i vann, sedimenter og (til dels) i organismer har i denne sammenheng sin hovedverdi som forklaringsfaktorer for de biologiske effektene og som middel til å koble virkningene mot mulige kilder og spredningsveier. I revisjon av de fysisk-kjemiske delprogrammene bør man derfor vektlegge elementer som dekker de behov for hydrografisk og hydrokjemisk informasjon som de biologiske delprogrammene spesifiserer.

Det vil være en rekke argumenter for å inkludere ulike økologiske samfunn i et overvåkingsprogram, som f.eks. om de representerer en høstbar ressurs (som skalldyr og fisk), om de er spesielt truet eller sårbare, eller om de er indikatorer for bestemte påvirkninger. I tillegg har ethvert økologisk samfunn sin egenverdi og bør ut fra bevaringstankegangen beskyttes mot forurensning. Prioritering av hvilke samfunn som skal overvåkes, må baseres både på ressursforvaltning og overvåkingsstrategi (noen deler av økosystemer gir i dag mer informasjon om tilstand enn andre). I dagens overvåking synes man å ha lagt vekt på det siste.

Hvilke endringer i tid og rom man ønsker å avdekke med et overvåkingsprogram, er på mange måter et miljøpolitisk spørsmål. Hvor store endringer er man villig til å akseptere uten at de blir påaktet?

Er ambisjonsnivået basert på et "føre var"-prinsipp, ønsker man å kunne fange opp meget tidlige signaler på negative endringer. Dette krever stor følsomhet i metodikken og som oftest en innsats i målenøyaktighet, antall stasjoner og hyppighet i målingene som er for høyt i forhold til tilgjengelige budsjettmidler.

Mer pragmatisk vil et mål om reversibilitet være: Man vil ikke akseptere upåviste endringer som ikke er reversible innen en rimelig tidsskala. Reversibilitet i miljøgiftsammenheng, der det er snakk om akkumulasjon av persistente forbindelser i ulike deler av miljøet, er mer kritisk enn reversibilitet i økologiske samfunn, og kanskje også lettere å bedømme.

Reversibilitet i biologiske systemer er avhengig av en rekke faktorer og samspill hvorav mange er lite kjent eller forstått innen vitenskapen. Ofte vil man derfor bare intuitivt kunne antyde hvilke grenser endringene må overskride for å bli irreversible. For noen variable og samfunnsegenskaper vil man mene at en forskyvning på 10 - 20% er betenkelig, for andre vil man si at en 100% endring er akseptabel. Aksept av endring har klar sammenheng med den naturlige variabilitet den samme egenskapen fremtrer med i miljøet. Er det stor naturlig variabilitet vil man også intuitivt akseptere en større forskyvning før man frykter at man nærmer seg kritiske terskelverdier.

De ulike undersøkelsenenes styrke (følsomhet) til å påvise endringer kan med relativt enkle statistiske hjelpemidler anslås, og dette er gjort i evalueringen av flere av delprogrammene. Forutsetningen er at man har et pålitelig mål for variabiliteten (varians) i de parametre som måles. Har man det, kan man sette opp et forhold mellom innsats og følsomhet, og derved hvor mye man vinner/taper i følsomhet ved å øke/minke innsatsen. Man kan også sammenholde dette med ambisjonsnivå med hensyn til sikkerhet i påvisningen av endringer. Innen vitenskapen krever man som oftest at man må ha en statistisk sikkerhet for konklusjonene på minst 95%, dvs. at man aksepterer å ta feil i maksimum 1 av 20 tilfeller. Innenfor miljøforvaltning kan det ofte være akseptabelt med en statistisk sikkerhet på 90% (man er villig til å ta feil i 1 av 10 tilfeller), men dette er igjen avhengig av hvor alvorlig man anser endringene å være. Det er imidlertid viktig at det fastsettes et mål for sikkerheten i forkant av en plan for overvåkingen.

Siden overvåkingens følsomhet er nært knyttet til omfang, dvs kostnader, vil man likevel som oftest havne på et kompromiss mellom det man har råd til å gjennomføre og det man ønsker av følsomhet. Likevel er det viktig å ha definert hvilken følsomhet man kan forvente å få for innsatsen, slik at man vet hvor sikre konklusjonene fra overvåkingen er som grunnlag for tiltak.

## 4. SAMLET MILJØSTATUS FOR BOHUSLÄNS KYSTOMRÅDE

Det har ikke vært målsetningen for evalueringen å gi en miljøstatusbeskrivelse av det aktuelle kystområdet, men gjennomgangen av det tilgjengelige materialet har gitt et samlet inntrykk av tilstanden som beskrives nedenfor. Vi understreker likevel viktigheten av at det i alle overvåkingsprogrammer av større omfang etter noen års registreringer lages en samlet enhetlig og integrert miljøbeskrivelse av det overvåkede området, der ulike delprogrammer sees i lys av hverandre.

Hydrografiundersøkelsene beskriver stort sett avtagende gradienter av eutrofirelevante parametre fra Göteborgsområdet til Koster og fra de indre områdene og ut mot havet. Tilførslene av næringssalter til området domineres av transporten med elvene i länet. De største lokale kildene er omkring Göteborg (Göta Älv og Nordre Älv). For Iddefjordens del dominerer norske utslipp. Oksygenmålingene i fjordområdene har vist en avtagende konsentrasjon til tidlig på 90-tallet (Rosenberg 1990 og Øberg 1992). Imidlertid har også Kajrup (1996) gjennomført en trendanalyse på observasjoner i fjordene fra 1960 - 1995 og bare funnet signifikant avtagende konsentrasjoner i Gullmarn. For de øvrige fjordene i fjordsystemet mellom Malö Strömmar og Byfjorden var det positive eller ikke signifikante oksygen-trender. En mulig økning av nitrogenkonsentrasjonen i overflatelaget fra 1990 - 1995 kan også være tilfeldig, avhengig av f.eks. ekstra store tilførsler fra land i varme vintre, og innflytelse av langtransporterte forurensninger fra Tyskebukta (f.eks. i 1995).

Den tilgjengelige informasjon om forekomst av planktonalger har påvist flere mindre blomstringer av giftige/potensielt giftige alger, men ingen større blomstringer er registrert. Resultatene fra kontrollprogrammet om toxiner i muslinger er ikke rapportert i en form som NIVA har hatt tilgjengelig for evaluering, slik at frekvens og type toxiner som har forekommet ikke kan summeres i denne rapporten. Et spesielt undersøkelsesprogram i farvannet rundt Orust, gjennomført på vinteren i perioden 1989 - 90 viste at strømsystemet i farvannet nord for øya hindrer eventuelle toxinproduserende alger i vannmasser fra Skagerrak å komme inn til kysten, og konkluderte med at området skulle være godt egnet for blåskjell-oppdrett. Rapportene om algeforekomstene i Koljöfjorden i 1994 og 1995 beskriver imidlertid mindre blomstringer både av den PSP-produserende dinoflagellaten *Alexandrium tamarense* og den potensielt toksiske diatomeen *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* (ASP-producent). Områdets egnethet for blåskjelloppdrett kan med andre ord ikke bare baseres på i hvilken grad området skjermes for toksinproduserende alger fra Skagerrak. Det lokale algeproduksjons-potensialet må også vurderes.

Bløtbunnsundersøkelsene i perioden 1991 - 1995 har vist normal tilstand og liten antropogen påvirkning på bunnområdene ved Vinga, Galterö og Danafjord. Bunnområdene i Brofjorden synes å ha en ustabil fauna, men uten at tilstanden karakteriseres som alarmerende. Det er usikkert hvor mye som er ustabilitet over tid og hva som er en flekkvis geografisk variabilitet i området. Havstensfjord har i perioden vist svært dårlige forhold, en meget fattig fauna, lave oksygenverdier i bunnvannet og tydelig innhold av hydrogensulfid i sedimentene. Alt tyder på en organisk belastning av bunnsedimentene markert over tålegrensen, selv om undersøkelsene i 1995 antydte en bedring i forhold til årene før. Dette understøttes også av hydrografiprogrammets målinger av oxygen. Andre undersøkelser (Nilsson og Rosenberg 1995) viser at de dårligste forholdene er begrenset til de nordlige delene av fjorden og bunn dyp på over 25 m.

Undersøkelsene av epifauna på grunne sedimentområder har vist relativt stabilt antall arter og total biomasse i perioden 1991 - 1993. En antydning til gradvis reduksjon i total biomasse ble funnet i



1994 - 1995 på alle stasjoner unntatt Brofjorden, men årsaken til dette synes være ulik fra stasjon til stasjon. Stasjon Ryskärsfjord ved utløpet av Nordre Älv er sterkt ferskvannspåvirket og har hele tiden hatt den laveste biomassen. Ved stasjon Galterö har biomassen gått tilbake samtidig med at ålegressvegetasjon har forsvunnet fra prøveområdet. Ved Koljöfjord var det høy biomasse i 1991 - 92 grunnet stor forekomst av hjertemuslinger. Bortsett fra stasjon Musön synes ingen av stasjonene å falle sammen med de regionene som i følge Moksnes og Pihl (1995) har høy forekomst av fintrådig alger. Ut fra de analysene som er rapportert indikerer ingen av stasjonene dårlige/kritiske forhold for epifaunaen.

De resultater som har fremkommet i overvåkingen av hardbunnsfauna så langt indikerer at det ikke er noen ytre faktorer som entydig påvirker disse dyresamfunnene i en negativ retning. For kalkrørsmark har det vært en regional nedgang i bestanden over årene, men det kan ikke fastslås om dette er en naturlig flerårig fluktusjon eller endring forårsaket av miljøforandringer (f.eks. øket sedimentasjon eller endring i vannutskiftning). De fluktusjoner i forekomst som forøvrig er registrert, ansees være naturlige for de enkelte arter og viser ingen store forandringer over tid på de undersøkte stasjonene. Registreringene av makroalger på hardbunn har vist at de åpne områdene i Kosterfjorden og ved Valö har stabile og rike algesamfunn. Stasjonene i Brofjorden viser imidlertid klare tegn på eutrofiutvikling med øket sedimentasjon og gradvis større dominans over tid av trådformede grønnalger. På stasjonen i Stenungsund er det også en utvikling i samfunnet i gang, med gradvis tilbakegang i algevegetasjonen og fremvekst av filtrerende hardbunnsfauna. Registrering av nedre voksegrense for algene gir ikke mening siden stasjonene er for grunne til at virkningene av en eventuell redusert lysinnstråling kan manifesteres.

Den foreløpige behandlingen av miljøgiftundersøkelsen i organismer gjennomført i 1992, indikerer stort sett moderate grader av forurensning. Det er TBT som klart viser overkonsentrasjoner i regional skala. Overkonsentrasjoner er også konstatert for kvikksølv i blåskjell på alle stasjoner, men denne regionale overbelastningen kommer bare svakt til syne i de øvrige indikatorartene. For total PCB tyder resultatene i torskelever på svak til markert overkonsentrasjon på alle prøvesteder, mens det ut fra summen av identifiserte kongenere ( $\sum PCB_7$ ) bare er fjorden utenfor Göteborg og Brofjorden som markerer seg ved noe mer enn vanlig diffus tilførsel. Som nevnt synes ikke andre metaller enn organisk tinn og kvikksølv å utgjøre noe vesentlig problem, annet enn eventuelt lokalt. Det samme gjelder DDT med nedbrytningsprodukter og de andre identifiserte persistente klororganiske stoffene. En mulig regional forurensningen med PAH lar seg ikke fullt bedømme ut fra de foreliggende resultater på grunn av for høye deteksjonsgrenser, men man kan i hvert fall si at påvirkningen også for denne gruppen begrenser seg til å være moderat unntatt lokalt og eventuelt episodisk.

Generelt viste sedimentundersøkelsene i 1990 og 1995 en regional, moderat overbelastning med PCB, PAH/THC og metallene kvikksølv, kadmium og bly. Lokalt er det tilfeller av sterkere belastning med disse stoffer. Nivåene av pentaklorbenzen, oktaklorstyren, lindan og klordan var lave på samtlige stasjoner i 1990 og 1995, og dioxininnholdet overskred ikke norske grenseverdier for "høyt bakgrunnsnivå" på noen av stasjonene. Regionen nedstrøms munningen av Göta Älv syntes likevel påvirket av en dioxin-kilde i området. For de fleste metaller, EOCi/EPOCi/EOBr/EPOBr, totalhydrokarboner (THC), identifiserte persistente klororganiske stoffer som HCB, DDT, etc., polybromerte difenyletere, halogenerte alifater, ftalater, nonylfenoler, er det bare funnet lokalt forhøyede konsentrasjoner. Fortsatt overvåking av hexaklorbenzen (HCB) synes kun å ha interesse i Stenungsund-området. Kvikksølv viste moderat overkonsentrasjon for hele undersøkelsesområdet både i 1990 og 1995, men resultatene antydte likevel en generell reduksjon av kvikksølvinnholdet i sedimentene over tid, noe som er forventet sett i lys av reduserte utslipp i løpet av de seneste 10-årene. Metallene viste generelt god overenstemmelse mellom resultatene fra 1990 og 1995, og

bortsett fra kvikksølv, kadmium og bly ingen regional overkonsentrasjon i forhold til norske kriterier for høyt bakgrunnsnivå.

Til sammen viser de to miljøgiftprogrammene at det bare er PCB, PAH/olje, TBT, kvikksølv, bly og kadmium som fremtrer i regionale overkonsentrasjoner. Dermed er det bare for disse at det (foreløpig) kan begrunnes et behov for regional overvåking. Det anbefales også at man gjør begrensede sonderende undersøkelser av en del stoffer som ikke til nå er dekket, primært dioksiner, non-orto/mono-orto PCB og Toxaphene. Forhøyede nivåer av de øvrige analyserte stoffer synes bare å opptre mer eller mindre lokalt.

I perioden 1993 - 95 ble den høyeste forekomsten av leverforandringer hos skrubbeflyndre funnet i Danafjorden som ligger nær utløpet av Göta Älv. Denne stasjonen hadde også blant de høyeste konsentrasjonene av flere av de organiske miljøgiftene i sedimenter og organismer (f.eks. PCB/DDT/HCB i torskelever) og de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv. I Galteröfjorden, nær industriområdet Stenungsund, viste forekomsten av leverskader likevel lave verdier. Det var ifølge Fiskeriverkets Laboratorium ingen sikre statistiske sammenhenger mellom sedimentdata fra 1990 og fiskesykdomsdata fra 1991.

## 5. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

Undersøkelsene har vist at eutrofirelevante parametre som næringssalter i vannmassene stort sett avtar i konsentrasjon fra Göteborgsområdet til Koster og fra de indre områdene og ut mot havet. Over tid kan det synes som om årsmiddel-konsentrasjonen av uorganisk nitrogen i overflatelagene har økt på flere av stasjonene. Planktonundersøkelsene har påvist flere mindre blomstringer av giftige/potensielt giftige alger, men ingen større blomstringer. I farvannet rundt Orust hindrer strøm-systemene at toxin-produserende alger fra Skagerrak kommer inn til kysten, mens lokale opp-blomstringer ikke kan utelukkes.

Resultatene fra overvåkingen av hardbunnsfauna så langt indikerer ingen negativ påvirkning på noen av stasjonene, men for kalkrørsmark har det vært en regional nedgang i bestanden over årene uten entydig årsak. De åpne områdene i Kosterfjorden og ved Valö har stabile og rike samfunn av makroalger, mens Brofjorden har vist klare tegn på eutrofiutvikling med øket dominans av trådformede grønnalger. Mobil epifauna på grunne sedimentområder har holdt seg relativt stabil i perioden 1991 - 1993, og ingen av stasjonene viser dårlige/kritiske forhold.

Bløtbunnsfauna har vist normal tilstand og liten antropogen påvirkning på bunnområdene i perioden 1991 - 1995 ved Vinga, Galterö og Danafjord. Havstensfjord har i perioden vist svært dårlige forhold og en meget fattig fauna som indikerer sterk eutrofibelastning.

De to miljøgiftprogrammene har vist at det bare er PCB, PAH/olje, TBT, kvikksølv, bly og kadmium som fremtrer i regionale overkonsentrasjoner. Forhøyede nivåer av de øvrige analyserte stoffer synes bare å opptre mer eller mindre lokalt. I perioden 1993 - 95 ble den høyeste forekomsten av leverforandringer hos skrubbeflyndre funnet i Danafjorden som også hadde blant de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv og av flere av de organiske miljøgiftene.

Sammenliknet med de fleste andre nasjonale og regionale overvåkingsprogrammer er VVFs program meget omfattende i målsetning og omfang. Det inneholder alle elementer i et kystvannsområde som det er naturlig å ta med i overvåking av forurensningstilstand og -utvikling. Delprogrammene dekker i variabel grad kyststrekningen fra Göteborg til Riksgränsen, og evalueringen gir en del forslag til modifikasjon i stasjonsvalg både for å bedre informasjonsutbyttet i forhold til innsats og for å oppnå bedre harmoni mellom delprogrammer som det er naturlig å se i sammenheng.

Kvalitetssikringsrutinene er i liten grad dokumentert i rapportene, selv om metodevalget for flere av programmene gir inntrykk av å være bygget på omfattende praktisk og statistisk utprøving. Vi anbefaler at det i alle rapporter innarbeides et fullstendig metodekapittel som også omfatter beskrivelse og resultater av de kvalitetskontrollrutinene som er innarbeidet.

For de fleste delprogrammene er resultat-analysene svært enkle, og det er potensiale for økt informasjonsutbytte av eksisterende data gjennom bedre statistisk analyse og behandling på tvers av delprogrammene. Vi anbefaler at det i forbindelse med revisjonen av programmet gjøres en mer omfattende integrert analyse av resultatene fra de første 5 år av VVFs programperiode. Analysen bør kunne ut i en helhetlig tilstandsbeskrivelse for kystområdet.

Følgende generelle anbefalinger kan gies for revisjon av programmet:

- Overvåkingen bør prioritere de påvist belastede geografiske områdene, samt et utvalg referanseområder.

- Ut fra GESAMPS definisjon av forurensning bør det legges vekt på overvåking av effekter på biologiske systemer. Fysisk, kjemisk overvåking har sin hovedverdi som forklaringsfaktorer for de biologiske effektene og for å identifisere kilder og spredningveier.
- I det fysisk-kjemiske programmet bør prioriteres de elementene som de biologiske delprogrammene definerer behov for.
- Ambisjonsnivået for overvåkingen bør diskuteres og fastlegges. Hvilke endringer ønsker man å kunne påvise i de ulike delene av overvåkingen og med hvilken statistisk sikkerhet?

For konklusjoner og anbefalinger vedrørende de enkelte delprogrammene henvises til kapittel 2.

## 6. REFERANSER

- Adolfsson, P., 1992. Undersökning av hårbottenfauna. Kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenlokaler längs Bohusläns kust. December 1992. Göteborgs och Bohus läns vattenvårdsförbund.
- Adolfsson, P., 1994. Undersökning av hårbottenfauna. Kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenlokaler längs Bohusläns kust. Januari 1994. Göteborgs och Bohus läns vattenvårdsförbund.
- Adolfsson, P., 1995a. Undersökning av hårbottenfauna. Kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenlokaler längs Bohusläns kust. December 1994. Göteborgs och Bohus läns vattenvårdsförbund.
- Adolfsson, P., 1995b. Bilagor till undersökning av hårbottenfauna. Kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenlokaler längs Bohusläns kust. December 1994. Göteborgs och Bohus läns vattenvårdsförbund.
- Adolfsson, P., 1995c. Undersökning av hårbottenfauna. Kvantitativa och kvalitativa undersökningar av tre hårbottenlokaler i Gullmarsfjorden. Mars 1995. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljövårdsenheten.
- Adolfsson, P., 1996. Undersökning av hårbottenfauna. Kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenlokaler längs Bohusläns kust. April 1996. Göteborgs och Bohus läns vattenvårdsförbund.
- Andersson, B., 1993. Rapport från parallellanalys av närsalter och klorofyll inom ramen för Göteborgs och Bohusläns vattenvårdsförbund. Mimeo. Kristinebergs Marinbiologiska Station (KMBS, mai 1993).
- Andersson, J., 1991. Undersökning av hårbottenfauna. Kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenlokaler längs Bohusläns kust, utförda enligt ny PMK standard. Oktober 1991. Göteborgs och Bohus läns vattenvårdsförbund.
- Andersson, J. & Tunberg, B., 1992. Kartering och övervakning av Västkustens grunda hårbotten-samhällen. Slutrapport från verksamheten 1989-1992. Naturvårdsverket rapport 4056.
- Andersson, L., 1996. Trends in nutrient and oxygen concentrations in the Skagerrak-Kattegat. *Journal of Sea Research*, 35 (1-3): 63:71.
- Anon, 1989. Methodology of fish disease surveys. Report of an ICES Sea-Going Workshop held on U/F "Argos" 16 - 23 April 1988. ICEC Cooperative Research Report. No. 166, 43 p.
- ASMO, 1994. Draft assessment of temporal trends monitoring data for 1983-91: Trace metals and organic contaminants in biota. Environmental Assessment and Monitoring Committee (ASMO). Document ASMO (2) 94/6/1.
- Aure, J. and Stigebrandt, A., 1989. On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill fjords. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28: 56-69.

- Aure, J. og Danielssen, D., 1993. Terskelbasseng på sørlandskysten. Organisk belastning og vannutskiftning. Fisken og Havet, nr. 1. 16 pp.
- Axelsson, R. och Ryberg, L., 1993. Utvärdering av Bohusläns kustvattenkontrollprogram för perioden 1990-92. Hydrografi och näringsämnen. Røda serien 19, Oceanografiska institutionen, Göteborgs Universitet.
- Blanck, H., Holmgren, K., Andner, L., Norin, H., Notini, M., Rosmarin, A. og Sundelin, B., 1989. Advanced hazard assessment of arsenic in the Swedish environment. S. 256-328 i L. Landner (red.): Chemicals in the aquatic environment. Advanced hazard assessment. Springer-Verlag, Berlin.
- Cato, I., 1992. Sedimentundersökningar längs Bohuskusten 1990 - Göteborgs och Bohus läns kustvattenkontroll. Sveriges Geologiska Undersökning. Rapporter och meddelanden nr. 74, 97 pp.
- Cossa, D., 1988. Cadmium in *Mytilus* spp.: Worldwide survey and relationship between seawater and mussel content. Mar. Environ. Res 26: 265-284.
- Cough, J.A. and Harshbarger, J.C., 1985. Effects of carcinogenic agents on aquatic animals: An environmental and experimental review. Envir. Carcinog. Revs, 3: 63-105.
- Dave, G., 1996. Sammanfattning av sedimenttoxicitet uppmätt vid 1995 års undersökningar. Rapport til BOSAM fra Göteborgs universitet, Zoofysiologiska avdelningen, 24/9-1996. 3pp.
- DiToro, D.M., Mahoney, J.D., Hansen, D.J., Scott K.J., Hicks, M.B., Mayr, S.M. and Redmond, M.S., 1990. Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. Environmental Toxicology and Chemistry. 9, 1487-1502.
- DiToro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Paviou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A. and Paquin, P.R., 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. Environmental Toxicology and Chemistry. 10, 1541-81.
- Edebo, L., Haamer, J., Hu, Y.J., Lange, S. og Li, X., 1993. Musslor filtrerar för kretslopp i havet. Kontroll och val av odlingsplats skyddar mot marina biotoxiner (maskinskrevet notat til VVF), 19 s.
- Eisler, R., 1986. Polychlorinated biphenyl hazard to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Dept. of the Interior/Fish and Wildlife Service. Contaminant Hazard Reviews, Rep. No. 7.
- Eisler, R., 1988. Arsenic hazard to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic Review. Ibid. No. 12.
- Essink, K., 1980. Mercury pollution in the Ems Estuary. Helgoländ. Meeresunters. 33: 111-121.
- Essink, K., 1988. Decreasing mercury pollution in the Dutch Wadden Sea and Ems Estuary. Mar. Poll. Bull. 19: 317-319.

- Falkmer, S., Marklund, A.T., Mattson, P.E. and Rapp, C.H., 1977. Hepatomas and other neoplasm in the atlantic hagfish (*Myxine glutinosa*): a histopathologic and chemical study. *Ann.N.Y. Acad. Sci.* 298, 342-355.
- Frisch, C.M., Harlen, A.L. og Johansson, E., 1995. Miljögifter i Göteborgs och Bohus län. Rapport 1995-96, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 75 pp.
- GESAMP - IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP), 1991. Report of the twenty-first session. London, 18-22 February 1991. Rep. Stud. GESAMP no. 44. 53 pp.
- Granmo, Å. og Ekelund, R., 1993. Undersökning av miljögifter längs Bohuskusten 1993. Göteborgs och Bohusläns Vattenvårdsförbund. 30/9 1993. 17 s. pluss figur og vedlegg.
- Gray, J.S., Aschan, M., Carr, M.R., Clarke, K.R., Green, R.H., Pearson, T.H., Rosenberg, R. og Warwick, R.M., 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundsfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46, 151-165.
- Gustavson, I. og Edin, A., 1985. Trace metal concentrations at four areas along the Swedish west coast. *Mar. Pollut. Bull.* 16: 419-421.
- Haamer, J., 1995. Phycotoxin and oceanographic studies in the development of the swedish mussel farming industry. Departement of Oceanography and Clinical Bacteriology, Göteborg University (Dr. Thesis).
- Hallbäck, H., 1987. Preliminary results from dioxin investigations of some crustaceans along the Swedish west coast. ICES, C.M. 1987/E:14. Manuskript, 3 s. pluss tabeller og figurer.
- Helland, A., Brevik, E.M. og Godal, A., 1996. Sedimentundersøkelser i Göteborgs og Bohus läns kystvann 1995. NIVA-rapport nr. 3499. 64pp + vedlegg.
- Holm, G., Wennberg, L. og Enell, M., 1990. Naturlig produktion av halogenerade organiska föreningar. En litteratursammanställning. IVL-rapport B 993, Stockholm, 37 s. pluss vedlegg.
- ICES, 1995. Monitoring to identify temporal trends: statistical requirements. In: Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, 1995. ICES Cooperative Research Report No. 212.
- ICES, 1996. Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. ICES Cooperative Research Report no. 217. 159 pp.
- Jacobson, A., Neuman, E. og Olsson, M., 1993. The viviparous blenny as an indicator of effects of toxic substances. Kustrapport 1993: 6 fra Fiskeriverket/Kustlaboratoriet. 22 s.
- Kajrup, N., 1996. Net production, oxygen consumption rate and flux of organic carbon in some Swedish fjords. A trend analysis based on two different oxygen budget methods. Department of Oceanography. Earth Science Centre. Göteborgs Universitet. Rapport B36 1996.

- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport nr. 1733, 121 s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport nr. 2540, 139 s.
- Knutzen, J. og Green, N., 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport nr. 3302, 106 s.
- Knutzen, J., Becher, G., Kringstad, A. og Oehme, M., 1994. Overvåking av miljøgifter i Kristiansands-fjorden 1992. Rapport 547/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 2996, 111 s.
- Knutzen, J., Berglind, L. og Brevik, E., 1995a. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3296, 79s.
- Knutzen, J., Green, N.W. og Brevik, E.M., 1995b. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1994. Delrapport 2, Miljøgifter i organismer. Rapport 631/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3371, 35 s.
- Krysell, M., 1995. Provningsjämförelse hydrografi 1995. Sluttrapport. Vattenvårdsförbundet i Göteborgs och Bohus län. SMHI Oceanografiska Laboratoriet.
- Köhler, A., 1989. Regeneration of contaminant-induced liver lesions in flounder - experimental studies towards the identification of cause-effect relationships. *Aquatic Toxicology*, 14: 203-232.
- Lagenfelt, I., 1994. Grundområdesfauna. Rapport 1994 från Fiskeriverkets Kustlaboratorium. Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund. 43 pp.
- Lagenfelt, I., 1996. Sjukdomsundersökningar på skrubba i Göteborgs och Bohus län 1995. Rapport från Fiskeriverkets Kustlaboratorium, Mars 1996.
- Lagenfelt, I. og Westerberg, H., 1994. Kustvattenkontroll i Göteborgs och Bohus län. Arbetsrapport. Fiskeriverket, Utredningskontoret Jönköping, Rapport 2 1994. 17 pp.
- Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, 1995. Vatten i Göteborgs och Bohus län. Rapport 1995:13, Miljöenheten, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.
- Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, 1996. Regional miljöövervakning i Göteborgs och Bohus län 1995-98. Rapport 1996:15, Miljöavdelningen, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.
- Loring, D.H., 1990. Lithium - a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. *Marine Chemistry*, 29: 155-168.



- Malins, D.C., McCain, B.B., Brown, D.W., Chan, S.L., Myers, M.S., Landahl, J.T., Prohaska, P.G., Friedman, A.J., Rhodes, L.D., Burrows, D.G., Gronlund, D.G. and Hodkins, H.O., 1984. Chemical pollutants in sediments and diseases of bottom-dwelling fish in Puget Sound, Washington. *Environ. Sci. Technol.* 18, 705-713.
- Malins, D.C., McCain, B.B., Landahl, J.T., Myers, M.S., Krahn, M.M., Brown, D.W., Chan, S.-L. and Roubal, W.T., 1988. Neoplastic and other diseases in fish in relation to toxic chemicals: an overview. *Aquatic Toxicology*, 11: 43-67.
- Marthinsen, I., Staveland, G., Skaare, J.U., Ugland, K.I. og Haugen, A., 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterway of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 353-360.
- Mathieson, S. og McLusky, D.S., 1995. Inter-species variation of mercury in skeletal muscle of five fish species from inshore waters of the Firth of Clyde, Scotland. *Mar. Poll. Bull.* 30: 283-286.
- McCain, B.B., Pierce, K.V., Wellings, S.R. and Miller, B.S., 1977. Hepatomas in marine fish from an urban estuary. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 1-2.
- Miljøstyrelsen, 1996. Havmiljøet under forandring? Havforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 61, 1996.
- Mix, M.C., 1986. Cancerous diseases in aquatic organisms and their association with environmental pollutants: A critical review. *Mar. Environ. Res.*, 20: 1-141.
- Modin, J. og Pihl, L., 1996. Small-scale distribution of juvenile plaice and flounder in relation to predatory shrimp in a shallow Swedish bay. *Journal of Fish Biology*, 49, 16 pp in press.
- Moksnes, P.-O. og Pihl, L., 1995. Utbredning och produktion av fintrådiga alger i grunda mjukbottensområden i Göteborgs och Bohus län. Rapport 1995:10, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 15 pp.
- Moy, F.E., Fredriksen, S., Gjøsaeter, J., Hjolman, S., Jacobsen, T., Johannessen, T., Lein, T.E., Oug, E. og Tvedten, Ø.F., 1996. Utredning om benthossamfunn på kyststrekningen Fulehuk - Stad. NIVA rapport nr. 3551-96, Norsk institutt for vannforskning. 84 s.
- Murchelano, R.A. and Wolke, R.E., 1985. Epizootic carcinoma in the winter flounder, *Pseudopleuonectes americanus*. *Science* 3, 587-589.
- Møller, H., 1990. Association between diseases of flounder (*Platichthys flesus*) and environmental conditions in the Elbe estuary, FRG.-Rapp.P.-v Réun.Cons. in *Explor. Mer* 46: 187-199.
- Naturvårdsverket, Rapport 4082, 1990. Toxiska ämnen til Västerhavet 1990. Åtgärdsgrupp Väst. ISBN 91-620-4082-0. 60pp + appendix.
- Nilsson H.C. og Rosenberg, R., 1995. Miljöbedömning och karakterisering av Havstensfjord - en syrestressad fjord analyserad med undervattensteknik. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöavdelningen, 1995:24. 11pp.

- OSPAR, 1996. Oslo and Paris Commission: Summary Record of the meeting of the ad hoc Working Group on Monitoring, Stockholm: 4-8 November 1996.
- OSPARCOM, 1990. Oslo and Paris Conventions. Principles and methodology of the Joint Monitoring Programme. [Monitoring manual for participants of the Joint Monitoring Programme (JMP) and North Sea Monitoring Master Plan (NSMMP)]. March 1990.
- Pedersen, A., Aure, J., Dahl, E., Green, N.W., Johnsen, T., Magnusson, J., Moy, F., Oug, E., Rygg, B. og Walday, M., 1996. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990-1994. Vedleggsrapport. NIVA rapport nr. 3333, Norsk institutt for vannforskning. 269 pp.
- Pierce, K.V., McCain, B.B. and Wellings, S.R., 1980. Histopathology of abnormal livers and other organs of starry flounder *Plactichtys stellatus (Pallas)* from the estuary of the Duwamish river, Seattle, Washington, USA. *J. Fish Dis.* 3, 81-91.
- Pihl, L. og Rosenberg, R., 1982. Production, abundance, and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, Western Sweden. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 57, 273-301.
- Rosenberg, R., 1990. Negative oxygen trends in Swedish coastal bottom waters. *Mar. Pollut. Bull.* 7: 335-339.
- Rygg, B., 1985. Effect of sediment copper on benthic fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 25, 83-89.
- Rygg, B. og Thélin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn veiledning nr. 93:02. 20 s.
- Rygg, B. og Thelin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av næringsalter. Statens forurensningstilsyn veiledning nr. 93:04. 16 s.
- Røgeberg, E., Sørensen, K., Jåvold, T. og Omli, L., 1995. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Datarapport 1995. Norsk institutt for vannforskning og Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen. (Rapport nr. 3574-96).
- Salazar, M.H., 1989. Mortality, growth and bioaccumulation in mussels exposed to TBT: Differences between the laboratory and the field. S. 530-536 i *Oceans '89 vol. 2: Ocean Pollution*. Institute of Electrical and Electronics Engineering Publ. No 89CH2780-5.
- Salazar, M.H. og Salazar, S.M., 1991. Assessing site-specific effects of TBT contamination with mussel growth rates. *Mar. Environ. Res.* 32: 131-150.
- Scheffler, W.C., 1969. *Statistics for the biological sciences*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading Massachusetts. 231pp.
- Sindermann, C.J., 1979. Pollution-induced diseases and abnormalities of fish and shellfish. A review. *Fish Bull.*, 76: 717-749.
- Skei, J., 1995. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1994. Delrapport 1. Vannkjemi. Rapport 607/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3263, 28 s.

- Smith, C.E., Peck, T.H., Klauda, R.J. and McClaren, J.B., 1979. Hepatomas in atlantic tomcod *Microgadus tomcod* (Walbaum) collected in the Hudson River estuary in New York. J. Fish. Dis. 2, 313-319.
- SNV-rapport, nr. 3209, 1987. Environmental investigation of Stenungsund. I SBN 91-620-3209-7. 135pp.
- SNV-rapport, nr. 4082. Toxiska ämnen til Vesterhavet 1990. Öresund - Kattegat - Skagerrak.
- Stigebrandt, A., Aure, J. and Molvær, J., 1994. Oxygen budget methods to determine the vertical flux of particulate organic matter with application to the coastal waters off western Scandinavia. Deep-Sea Research II, Vol. 43, No 1.
- Thörnqvist, S., 1996. Grundområdesfauna. Resultatredovisning 1995. Rapport från Fiskeriverkets Kustlaboratorium. Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund. 17 pp.
- Tunberg B., 1994. Bottenfauna och sediment vid fyra kustnära stationer i Bohuslän 1993. Rapport Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund.
- Tunberg B., 1995. Bottenfauna och sediment vid fyra (+tre) kustnära stationer i Bohuslän 1991-1994. Rapport Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund.
- Tunberg B., 1996. Bottenfauna och sediment vid fyra kustnära stationer i Bohuslän 1991-1995. Rapport Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund.
- Tunberg B. og Hammer, M., 1992. Bottenfauna och sediment vid fem kustnära stationer i Bohuslän 1991. Rapport Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund.
- Tunberg, B., *in prep.* Monitoring hard bottom epibenthic macrofaunal, and soft bottom infaunal communities - aspects on field strategies and data treatment. 18 pp.
- Vethaak, A.D., 1985. Prevalence of fish diseases with reference to pollution of Dutch coastal waters. Netherlands Institute for Fishery Investigation (RIVO), Ijmuiden, Report CA 85-01 E: 1-70.
- Vethaak, A.D., 1992. Diseases of flounder (*Platichthys flesus* L.) in the Dutch Wadden Sea, and their relation to stress factors. Netherlands Journal of Sea Research, 29 (1-3): 257 - 272.
- Westerberg, H., 1994. Fisksjukdomar. Rapport från Fiskeriverkets Kustlaboratorium, Dec. 1994.
- Wright, D.A., 1976. Heavy metals in animals from the North East Coast. Mar. Pollut. Bull. 7: 36-38.
- Öberg, A., 1992. Utveckling av syre-, kväve- och fosforhalter i Göteborgs och Bohusläns kustvatten. Miljörapport 1992:11, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohuslän.
- Østfeldt, P., Gustavson, K., Jansson, B., Jonsson, P., Miettinen, V., Ringstad, O. og Wesen, C., 1994. Halogenated organic compounds in the marine environment 1989-1990. Nordisk Ministerråd. TemaNord 1994:591.

## **VEDLEGG 1**

### **VVFs målsetning for övervakningen**

Undersökningarnas syfte är:

1. att ge en översiktlig bild av miljöförhållandena i kustvattnet med avseende på flora, fauna, vatten och miljögifter.
2. att ange påverkan på miljön med hänsyn till lokala, regionala och andra utsläppskällor.
3. utgöra en grund för framtida jämförande studier, erhålla långa tidsserier.
4. att identifiera utsläpp av näringsämnen (N, P) över tiden och beskriva effekterna av dessa utsläpp för djur- och växtliv.
5. att identifiera förekomsten av miljögifter, finna oönskade resp. höga halter av miljögifter, i sediment, flora och fauna och analysera påverkan av lokal, regional och storskalig påverkan av miljögifter.
6. att spegla påverkan i hela undersökningsområdet, dvs. Bohusläns kustvatten.
7. att särskilja om och i så fall i vilken grad förbundets medlemmar, grupp av eller enskilda, påverkar miljön.

## **VEDLEGG 2**

**Oversikt over rapporter mottatt av VVF og Länsstyrelsen  
som grunnlag for evalueringen**

## Generelt

- Alexandersson, B. og Hellman, D., 1995. En dokumentasjon av emissionsdatabasen for utslipp til vatten. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län rapport 1995:26.
- Marina miljöövervakningsprogram samt mynningspunkter i vattendrag på Västkusten 1994.
- Havsmiljön, aktuell rapport om miljötillståndet i Kattegat, Skagerrak och Öresund, mars 1996.
- Naturvårdsverket: Focus on environmental impacts of petroleum plants in Stenungsund. Slutrapport fra miljøundersøkelsene i Stenungsund.
- Naturvårdsverket: Västerhavet 1992. Tilførsel av fosfor, kväve, och organisk material samt forslag til åtgärder.
- Naturvårdsverket: Västerhavet 1994. Uppföljning av åtgärder för att minska närsaltsbelastningen på Västerhavet.
- Länsstyrelsen G & B län. Regional miljöövervakning i G & B län 1995-1998.
- Länsstyrelsen G & B län. Miljøtilståndet 1991. Årsrapport fra overvåkingen.
- Länsstyrelsen G & B län. Vatten i G & B län.

## Hydrografi

### VVF:

- Rapport 1 kvartal 1990.
- Rapport 2 kvartal 1990.
- Rapport 3 kvartal 1990.
- Rapport 4 kvartal 1990 pluss årssammenfatning.
- Rapport 1 kvartal 1991.
- Rapport 2 kvartal 1991.
- Rapport 3 kvartal 1991.
- Rapport 4 kvartal 1991 pluss årssammenfatning.
- Rapport 1 kvartal 1992.
- Rapport 2 kvartal 1992.
- Rapport 3 kvartal 1992.
- Rapport 4 kvartal 1992 pluss årssammenfatning.
- Rapport 1 kvartal 1993.
- Rapport 2 kvartal 1993.
- Rapport 3 kvartal 1993.
- Rapport 4 kvartal 1993 pluss årssammenfatning.
- Rapport 1 kvartal 1994.
- Rapport 2 kvartal 1994.
- Rapport 3 kvartal 1994.
- Rapport 4 kvartal 1994 pluss årssammenfatning.
- Rapport 1 kvartal 1995.
- Rapport 2 kvartal 1995.
- Rapport 3 kvartal 1995.
- Rapport 4 kvartal 1995 pluss årssammenfatning.
- Rapport 1 kvartal 1996.
- Rapport 1 kvartal 1996.
- Rapport 1 kvartal 1996.
- Rapport 2 kvartal 1996.
- Utvärdering av Bohusläns kustvattenkontrollprogram for perioden 1990-1992. (+ dublett).

- SNV: Västerhavet 1992. Tilførsel av fosfor, kväve och organiskt material, samt förslag til åtgärder.
- SNV: Västerhavet 1994. Uppföljning av åtgärder för att minska närsaltsbelastningen på Västerhavet.
- Länsstyrelsen: Utveckling av syre, kväve- och fosforhalter i G&B läns kustvatten.

### **Plankton**

- Fytoplankton, Årsrapport 1994.

### **Miljögifter i organismer**

- Undersökning av miljögifter i kustvattnet i Göteborgs och Bohus län. Kort programbeskrivelse av 14/11-1991.
- Undersökning av miljögifter längs Bohuslänskusten 1993 (+ dublett uten datavedlegg).
- Blåmussla, *Mytilus edulis*, analyseresultat 17/3-1993.
- Torsk, *Gadus morhua*, analyseresultat 17/3-1993.
- Blåstång, *Fucus vesiculosus*, analyseresultat 17/3-1993.
- Naturvårdsverket. Toxiska ämnen till Västerhavet 1990.
- Länsstyrelsen G & B län. Miljögifter i G & B län.

### **Miljögifter og næringsalter i sediment**

- Sedimentundersökningar längs Bohuskusten 1990 - G&B läns kustvattenkontroll.
- Sedimentundersökningar i G & B läns kystvann 1995. NIVA rapport nr. 3499/1996.

### **Bløtbunnsfauna**

- Bottenfauna och sediment vid fem kustnära stationer i Bohuslän 1991.
- Bottenfauna och sediment vid fem kustnära stationer i Bohuslän 1993.
- Bottenfauna och sediment vid fem kustnära stationer i Bohuslän 1991-1994.
- Bottenfauna och sediment vid fem kustnära stationer i Bohuslän 1991-1995.

### **Hardbunnsfauna**

- Undersökning av hårbottenfauna....fyra hårbottnar.....oktober 1991.
- Undersökning av hårbottenfauna....fyra hårbottnar.....december 1992.
- Undersökning av hårbottenfauna....fyra hårbottnar.....januari 1994.
- Undersökning av hårbottenfauna....fyra hårbottnar.....december 1994.
- Bilagor till undersökning av hårbottenfauna....fyra hårbottnar.....december 1994.
- Undersökning av hårbottenfauna....fyra hårbottnar.....april 1996.
- Undersökning av havstulpaners settling. Pilotstudie februari 1993.
- Undersökning av havstulpaners settling. Februari 1994.

### **Gruntvannsfauna**

- Kustvattenkontroll i G&B län Arbetsrapport, rapport 2 1994 (for 1993).
- Grundområdesfauna, rapport fra 1994.
- Grundområdesfauna, resultatredovisning 1995.
- Moksnes, P.-O. og Pihl, L., 1995. Utbredning och produktion av fintrådiga alger i grunda mjukbottensområden i Göteborgs och Bohus län. Rapport 1995:10, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.

### **Makroalger**

- Benthisk flora på 7 stationer längs Västkusten 1992.
- Benthisk flora på 9 stationer längs Västkusten 1993.
- Benthisk flora på 6 stationer längs Västkusten 1994.
- Benthisk flora på 6 stationer längs Västkusten 1995.
- Marinbotaniska undersökningar i Brofjorden 1989.
- Benthisk flora på 7 stationer längs västkusten 1992.
- Benthisk flora på 9 stationer längs västkusten 1993.
- Benthisk flora på 6 stationer längs västkusten 1994.
- Dominerande marin flora i Hanneviken, Brofjorden.

### **Fisk**

- Kustvattenkontroll i G&B län Arbetsrapport, rapport 2 1994 (for 1993).
- Fisksjukdomar. Rapport fra 1994.
- Sjukdomsundersökningar på skrubba i G&B län 1995.

### **Radioaktivitet**

- Undersökning av radioaktivitet i alger og sediment 1993.

### **Toxinkontroll i muslinger**

Musslor filtrerar för kretslopp i havet. Avisartikkel av Edebo et al., juni 1993 om muslingtoxin-programmet.



## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

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

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3640-97

ISBN 82-577-3200-1