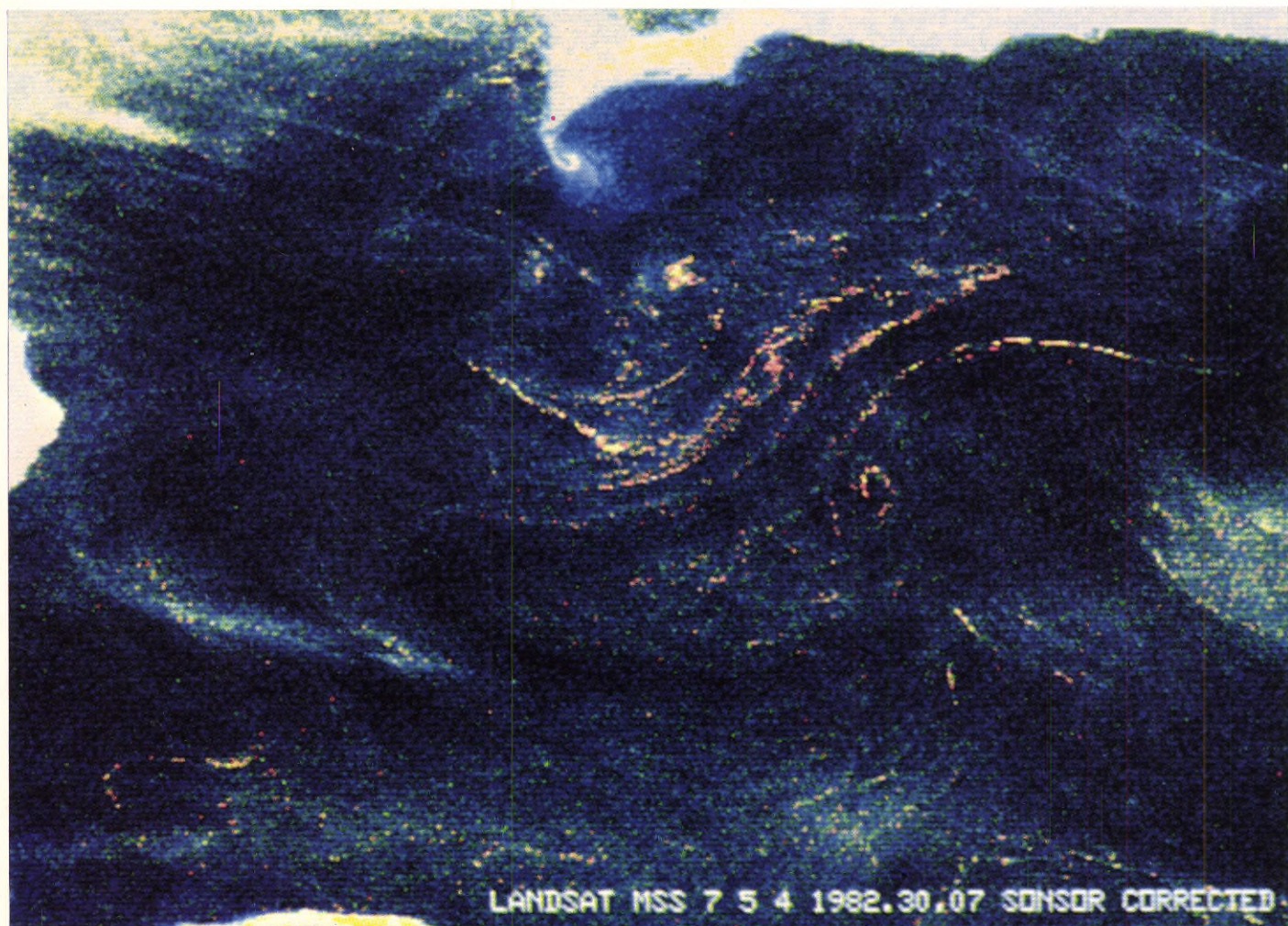




Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.





Situationen i havsområdet mellan

NORDSJÖN och ÖSTERSJÖN

Symposium i Göteborg
14—16 mars 1983

(Meddelande från Havsfiskelaboratoriet, Lysekil, nr 292)

SITUATIONEN I HAVSOMRÅDET
MELLAN
NORDSJÖN OCH ÖSTERSJÖN

Symposium i Göteborg

14 – 16 mars 1983

*Fiskeristyrelsen
Statens naturvårdsverk
Länsstyrelsen i Göteborgs
och Bohus län*

GÖTEBORG 1984

Omslagsbilden:

Satellitbild av planktonblomning (Dinophyceae) i Arkonabäckenet 30 juli 1982. Upptill till höger Skånska kusten med Falsterbo, till vänster delar av Sjaellands kust. Bilden framställd av Preben Hansen och Lasse Rusborg, Elektromagnetisk Institut, Danmarks Tekniske Højskole.

Cover picture:

Satellite picture of plankton bloom in the Arkona basin, July 30 1982. Upper right coast of Skåne, Sweden, to the left coast of Sjaelland, Denmark.

FÖRORD

De hav som omger Sverige är på grund av sin topografi och hydrografi mycket känsliga för både naturliga förändringar och ingrepp av människan. Havsområdet mellan Nordsjön och Östersjön (Skagerrak, Kattegatt och sunden) har under de senaste decennierna kommit i blickpunkten på grund av överfiskning av vissa kommersiellt viktiga arter.

Både från dansk, norsk och svensk sida pågår undersökningar för att dels söka kartlägga situationen som sådan, dels söka utläsa trenden för olika faktorer. Sammanfattningar av detta fortlöpande arbete har tidigare gjorts bl a vid ett Symposium om Föroreningssituationen i Kattegatt och Skagerrak, anordnat av Nordiska Ministerrådet i samarbete med Fiskeristyrelsen i Göteborg 1-2 december 1976, och vid ett Seminarium om Föroreningssituationen i Skagerrak-Kattegat, anordnat av Nordiska Ministerrådets Sekretariat på Lysebu, Oslo, 14-15 augusti 1980. Internationella Havsforskningsrådet (ICES) tillsatte 1982 en arbetsgrupp för "Pollution-Related Studies in the Skagerrak-Kattegat", bestående av medlemmar från Danmark, Norge och Sverige samt andra intresserade parter. Situationen i Öresund belyses kontinuerligt av den dansk-svenska Öresundskommissionen.

För att belysa den nuvarande situationen ur svensk synpunkt anordnade Fiskeristyrelsen, Statens Naturvårdsverk och Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län ett "Symposium över Situationen i Havsområdet mellan Nordsjön och Östersjön" i Göteborg den 14-16 mars 1983. Denna volym av "Meddelanden från Havsfiskelaboratoriet, Lysekil" innehåller föredrag givna under detta symposium.

För Symposiekommittén:

Bernt I Dybern

Johan Söderström

Lars Thorell

PREFACE

Due to the special topographical and hydrographical features the seas surrounding Sweden are very sensitive to both natural changes and changes caused by man. The sea area between the North Sea and the Baltic Sea has come into focus during the last few decades due to problems with pollution and its impact on the ecosystems and to over-fishing of some commercially important species.

Danish, Norwegian and Swedish investigations are being carried out to elucidate the situation as such and to establish the trends for different parameters. Summaries of this continuing work have earlier been made, among other things at a Symposium on the Pollution Situation in the Kattegat and the Skagerrak, arranged by the Nordic Council of Ministers in cooperation with the National Board of Fisheries in Göteborg, Sweden, 1-2 December, 1976, and at a Seminar on the Pollution Situation in the Skagerrak-Kattegat, arranged by the Secretariat of the Nordic Council of Ministers at Lysebu, Oslo, Norway, 14-15 August, 1980. The International Council for the Exploration of the Sea (ICES) established, in 1982, a Working Group on Pollution-Related Studies in the Skagerrak-Kattegat, with members from Denmark, Norway, Sweden and other interested parties. The situation in the Öresund is continuously surveyed by the Danish-Swedish Sound Commission.

In order to elucidate the present situation from the Swedish viewpoint, the National Board of Fisheries, the National Environment Protection Board and the County Council of the County of Göteborg and Bohuslän arranged a Symposium on the Situation in the Sea Area between the North Sea and the Baltic Sea in Göteborg, 14-16 March, 1983. This volume contains lectures given at that Symposium. In most cases there are English summaries and English translations of texts to figures and tables.

For the Symposium Committee:

Bernt I Dybern

Johan Söderström

Lars Thorell

INNEHÅLL (CONTENTS)

	Sid
Johan Rodhe: Hydrografi och blandning i Skagerrak och och Kattegatt	1
(English summary	6)
Hans Berggren: Beräkning av föroreningsbelastningen på västerhavet från landbaserade källor	12
(English summary	16)
Ulf Grimås: Toxiska ämnen	23
(English summary	26)
Johan Söderström: Närsalter	35
(English summary	36)
Ingemar Cato: Tungmetallbelastningen i västerhavets sediment	59
(English summary	77)
Viveka Enoksson, Ulf Rönner, Elisabeth Sahlsten, Fred Sörensson: Mikroorganismerna och materialba- lansen i havet	81
(English summary	93)
Ulf Båmstedt: Sekundärproduktion	96
(English summary	109)
Alf B Josefsson, Susan Smith: Förändringar av bentos-biomassa i Skagerrak-Kattegatt under 1970- talet	111
(English summary	120)
Rutger Rosenberg, Peter Möller, Leif Pihl: Produk- tion, täthet och biomassa av bottendjur i grunda områden i västerhavet	122
Artur Svansson: Fiskerihydrografi i Skagerrak, Kattegatt och Bälthavet	132
(English summary	138)
Olle Hagström: Fisk och Fiske	155
(English summary	162)
Bernt I Dybern: Skaldjur och skaldjursfiske	167
(English summary	167)
Jan Thulin: Fisksjukdomar och parasiter	186
(English summary	188)
Kjell Grip: Kustplanering	189
Arne Nielsen: Planktonblomstring og iltsvind	199

HYDROGRAFI OCH BLANDNING I SKAGERRAK OCH KATTEGATT

av

Johan Rodhe
Oceanografiska Institutionen
Box 4038
400 40 Göteborg

Sammanfattning

En beskrivning av saltförhållandena i området mellan Östersjön och Nordsjön ges. Beräkningar av den estuarina cirkulationen baserade på strömobservationer relaterade till vattnets salthalt resulterar i värden på $3 \cdot 10^4$ m³/s (motsvarande 0,25 m/dygn som vertikalhastighet) för Kattegatt och $2 \cdot 10^5$ m³/s (1 m/dygn) för Skagerrak. Dessa värden gäller för de högsta salthalterna. Olika metoder för att beräkna flöden av t ex närsalter diskuteras.

INLEDNING

På senare år har en mängd undersökningar av de fysikaliska och kemiska förhållandena i området mellan Nordsjön och Östersjön företagits framför allt av Fiskeristyrelsens Hydrografiska laboratorium, Oceanografiska institutionen och Miljöstyrelsen i Danmark. En gemensam målsättning har varit att bestämma flöden av olika ämnen. Resultat från dessa undersökningar finns publicerade i ett stort antal rapporter. Någon översiktlig sammanställning existerar inte. Tiden är ännu inte mogen.

En sammanfattning av äldre kunskaper finns publicerad av Svansson (1975).

Jag ska nedan ge en kortfattad beskrivning av de fysikaliska förhållandena inom det aktuella området för att sedan diskutera vad man vet, vad man kan observera och vad man kan beräkna när det gäller flöden av olika ämnen.

FYSIKALISK BESKRIVNING AV OMRÅDET

Kattegatt och Skagerrak är yttre delen av ett stort estuarium. Tätheten i vattnet är i stort given av salthalten. Salthalten i ytan varierar från 10% i Bälten till 35% i yttre Skagerrak. Fig 1a visar medelvärdet av ytsalthalten från Östersjön till Skagen. Fig 1b visar ögonblicksbilder. Vi ser att salthalten i ytan ökar utåt sprängvis i fronter. Dessa fronter rör sig fram och åter på grund av den väderstyrda pumpningen av vatten in till och ut från Östersjön.

Kattegatt är starkt täthetsskiktat. Fig 2 visar en medelbild av salthalten mellan Göteborg och Fredrikshavn. Även i denna bild har fronterna, här i vertikal led (sprängskikt), försvunnit vid medelvärdesbildningen. Fig 3 visar saltskiktningen två på varandra följande dagar vid en station i norra Kattegatt. Vid stark vind homogeniseras vattnet ned till ett tiotal meter från ytan. Vid svag vind sker en horisontell omlagring av vattnet.

Skagerrak är som helhet svagt skiktat. Den horisontella variationen i salthalt är lika stor som den vertikala. Fig 4 visar medelsalthalten mellan Kristiansand och Hanstholm. Endast närmast den norska kusten har vi ett starkt inflytande från Östersjön.

Strömmarna i Kattegatt är mycket varierande. Medelrörelserna kopplade till den estuarina cirkulationen (inflöde av högsalint djupvatten och utflöde av lågsalint ytvatten) är dolda av de, på kort tidsskala varierande, rörelser som är kopplade till vädret.

Strömförhållandena i Skagerrak är mer ordnade. Fig 5 visar medelvärde och variationer av strömmarna mellan Kristiansand och Hanstholm. Vi ser en kraftig cyklonal cirkulation ända ned till botten. De väderberoende variationerna av strömmarna är av samma storlek som medelströmmarna.

Observera att strömmarna närmast ytan är underskattade av mättekniska skäl.

FLÖDEN AV VATTEN OCH SALT

Flödena av vatten inom en del av ett estuarium kan delas in i två delar, dels vatten som åker in och ut igen med samma salthalt och dels vatten som kommer in med en salthalt och blandas med vatten av annan, i allmänhet lägre, salthalt innan det åker ut igen. Det senare flödet kallas den estuarina cirkulationen. Till detta kommer en genomströmning given av färskvattentillförseln och den estuarina cirkulationen innanför den del av estuariet vi betraktar. Fig 6a visar saltskiktningen och det estuarina flödet mellan Östersjön och Nordsjön, 6b är en schematisk förstoring över Kattegatt. Det utströmmande ytvattnet erhåller genom inblandning nedifrån högre salthalt, flödet och salthalten ökar utåt. En del av det intrömmande djupvattnet blandas upp till ytan och en del passerar in mot Östersjön och erhåller något lägre salthalt på grund av inblandning uppfifrån. Vertikalflödena kopplade till blandningen kräver energitillförsel. Inom öppna områden som Skagerrak och Kattegatt är vinden den största energikällan för blandning. Flödet sker i huvudsak uppåt mot lägre salthalt. Jämför diskussionen till fig 3. I Bälten kommer en del av energin från den pulserande strömmen. Här sker blandningen bägge vägarna.

De horisontella flödena av vatten genom en sektion kan, till viss noggrannhet, observeras. De vertikala flödena, som svarar för merparten av blandningen, kan inte mätas. Den estuarina cirkulationen måste beräknas. Detta kan ske genom att observera de horisontella flödena innanför och utanför den del av estuariet vi betraktar. Skillnaden mellan dessa flöden, fördelade på olika salhaltsintervall, är det estuarina flödet inom estuariedelen (se Walin (1977)). För att en sådan beräkning ska ge någon som helst tillförlitlighet måste antingen området vara så stort att det estuarina flödet har en storlek som är jämförbar med de horisontella flödena t ex hela Kattegatt, eller flödena vara stabila och välordnade, t ex i Baltiska strömmen utanför Hällö. Inom andra områden, t ex delar av Kattegatt, måste blandningen beräknas med någon modell t ex baserad på vinddriven "entrainment" (se t ex Stigebrandt (1983)).

Beräkningar baserade på observationer av horisontella flöden ger i Skagerrak en genomströmning (cirkulation) av vatten utan ändring av salthalt på $4-5 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{s}$. Den estuarina cirkulationen, beräknad för den högsta salthalten, är $2 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{s}$. Detta svarar mot en vertikal hastighet på 1 m/dygn om det slås ut på hela ytan. En observation under två veckor utanför Hällö gav ett flöde motsvarande 2 m/dygn för den högsta salthalten.

Motsvarande beräkningar av den estuarina cirkulationen i Kattegatt ger $3 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{s}$. Detta svarar mot en vertikalhastighet av 0,25 m/dygn om det slås ut över den del av ytan där det är tillräckligt djupt för att vatten med de högsta salthalterna ska kunna finnas.

För speciellt Skagerrak gäller att den största delen av det inströmmande högsalina vattnet, som deltar i den estuarina cirkulationen, återvänder ut med endast något lägre salthalt.

En förutsättning för dessa estuarina flödesberäkningar är kännedom om färskvattentillförseln. Denna, som återfinnes som ett nettoflöde ut genom varje sektion, kan inte beräknas från flödesmätningar längs vida sektioner. Detta flöde är för litet jämfört med de momentana flödena. Den kan ej heller beräknas med något modell över området.

FLÖDEN AV ANDRA ÄMNEN ÄN SALT

Transporter och blandning av vatten och salt är i och för sig av underordnat intresse vid diskussion om föroreningssituationen. Vi vill i stället bestämma flöden av andra ämnen, vilka i allmänhet är aktiva, t ex närsalter eller syre.

För att från kunskaper om saltblandningen beräkna blandningen av andra ämnen krävs att dessa har en entydig relation till salthalten. Det ligger i sakens natur att så inte är fallet för estuariet i stort och knappast för större delområden som Kattegatt. Lokalt kan däremot koncentrationen av det ämne vi betraktar relateras till salthalten. Vi kan alltså inte direkt överföra våra kunskaper om saltblandningen till blandningen av andra ämnen.

Vill vi göra en budgetberäkning för ett närsalt i Kattegatt som helhet kan vi:

1. Mäta flöden genom begränsningsytorna och beräkna eventuell nettotillförsel. Sådana mätningar kan normalt ej ge tillräcklig noggrannhet för att vara intressanta. Dels på grund av att koncentrationsfördelningen ej är lika ordnad som salthaltsfördelningen och dels av samma skäl som att vi från saltflödemätningar ej kunde beräkna nettotillförseln av färskvatten.
2. Beräkna flödena genom begränsningsytorna med hjälp av de kända flödena av vatten med olika salthalt. Detta går förmodligen bättre men problem uppstår bland annat på grund av årstidsvariationerna av koncentrationen. Några sådana beräkningar finns ännu ej utförda för dessa områden.
3. Använda någon modell. Modeller kan, även om de ger en bra bild av saltblandningen, inte ge bra resultat av samma skäl som anfördes under 2.

Detta är ett nedslående konstaterande.

För mindre områden med stora koncentrationsvariationer är utsikterna ljusare. Här kan vi visserligen inte beräkna den vertikala blandningen från observationer av saltflöden, men vi kan i allmänhet relativt noggrant beräkna de horisontella flödena med hjälp av skiktningens (språngskiktets) vertikala förflyttningar på grund av vädret. Har vi i tillägg en blandningsmodell, som väl reproducerar saltflödena i Kattegatt som helhet, så har vi skäl för att använda den lokalt inom det område vi betraktar och på så vis beräkna den lokala vertikala blandningen.

Min uppfattning är att vi nu börjar närma oss en kännedom om den estuarina cirkulationen, som är tillräckligt god för att vi ska förstå vilka fysikaliska processer som bestämmer blandningen och förstår hur vi ska modellera dem.

ENGLISH SUMMARY

A short description over the salinity conditions in the area between the Baltic and the North Sea is given. Calculations of the estuarine circulation using current observations related to salinity gives $3 \cdot 10^4$ m³/s (or 0,25 m/day as a vertical velocity) within the Kattegat and $2 \cdot 10^5$ m³/s (or 1m/day) within the Skagerrak. These figures are for the highest salinities. At the end ways of calculating fluxes of other constituents in the water is discussed.

REFERENSER

- Stigebrandt, A 1983: A model for the exchange of water and salt between the Baltic and the Skagerrak. To be published in J Phys Oceanogr, 13:3.
- Svansson, A 1975: Physical and chemical oceanography of Skagerrak and the Kattegatt. Rep No 1, Fish Bd, Sweden, Inst Mar Res.
- Walín, G 1977: A theoretical framework for the description of estuaries. Tellus 29.

Dessutom har använts stencilerade rapporter från:

Fiskeristyrelsens hydrografiska laboratorium, Göteborg

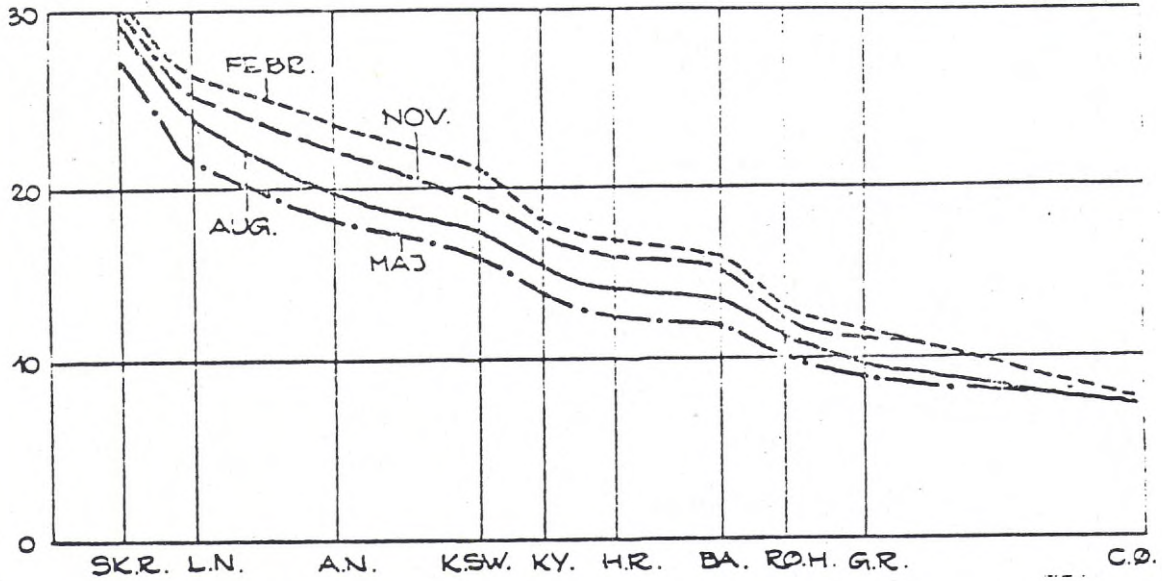
Ocenografiska institutionen, Göteborg

Miljöstyrelsen, Köpenhamn

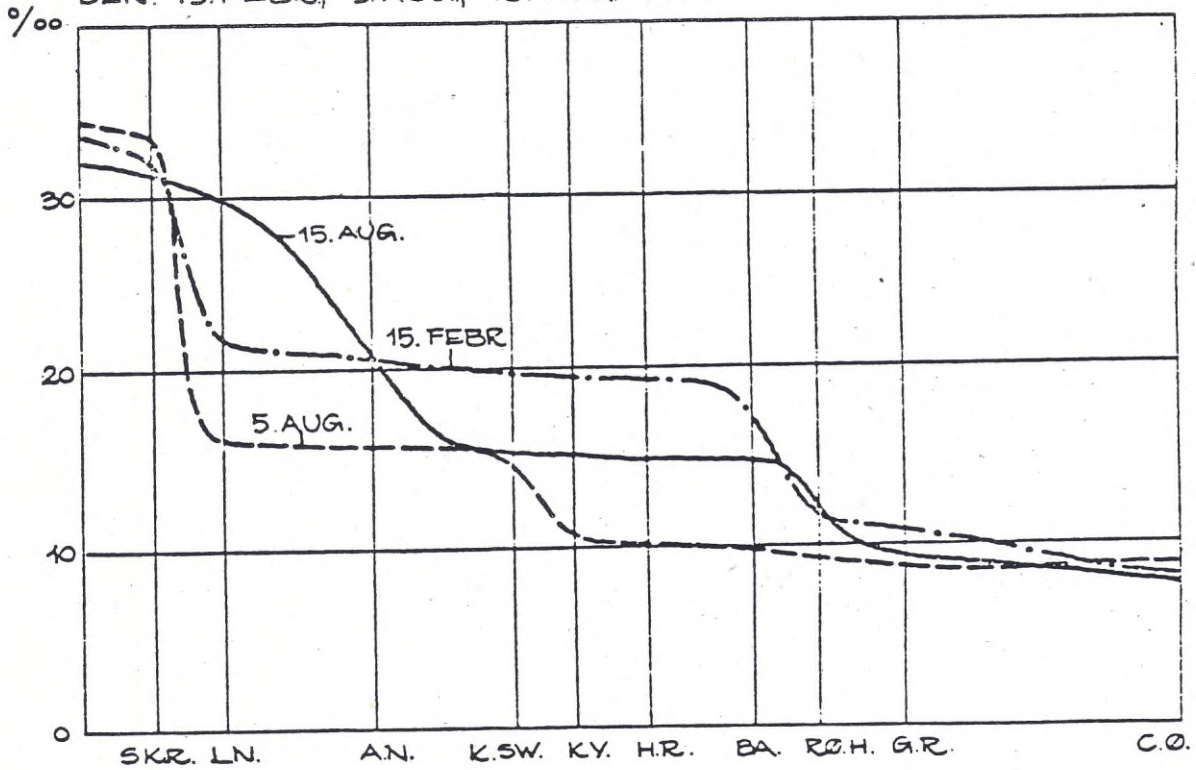
FIGURTEXTER
LEGENDS TO FIGURES

- Fig 1 Ytsalhalten mellan Östersjön och Skagen.
Surface salinity between the Baltic and the northern Kattegat.
(Danska Miljöstyrelsens rapporter)
a) Medelvärden. Mean values.
b) Utvalda observationer. Selected observations.
- Fig 2 Medelbild av salhalten Göteborg-Fredrikshavn.
Mean salinity on a section in the northern Kattegat.
(Fiskeristyrelsens hydrografiska laboratorium)
- Fig 3 Två saltprofiler i norra Kattegatt.
Two salinity profiles in the northern Kattegat.
(Oceanografiska institutionen)
- Fig 4 Medelbild av salhalten mellan Kristiansand och Hanstholm.
Mean salinity on a section in the Skagerrak.
(Oceanografiska institutionen)
- Fig 5 Strömförhållandena mellan Kristiansand och Hanstholm.
Currents on a section in the Skagerrak.
(Oceanografiska institutionen)
- Fig 6 Schematisk bild av saltskiktningen och den estuarina cirkulationen mellan Östersjön och Nordsjön.
Schematic picture of the salinity stratification and the estuarine circulation between the Baltic and the North Sea.

SALTHOLDIGHEDEN I OVERFLADEN I ET SNIT
FRA SKAGERAK TIL ØSTERSØEN
‰ MIDDELVÆRDIER 1931-1960 FOR FEBR., MAJ, AUG. OG NOV.



SALTHOLDIGHEDEN I OVERFLADEN I ET SNIT
FRA SKAGERAK TIL ØSTERSØEN
DEN. 15. FEBR., 5. AUG., 15. AUG. 1971



SK.R. - SKAGENS REV
L.N. - LÆSØ NORD
A.N. - ANHOLT NORD
K.S.W. - KATTEGAT SYDV.
KY. - KYSTHOSPITALET

H.R. - HALSKOV REV
BA. - BAGENKOP
RØ.H. - RØDBYHAVN
G.R. - GEDSER REV
C.Ø. - CHRISTIANSØ

1b

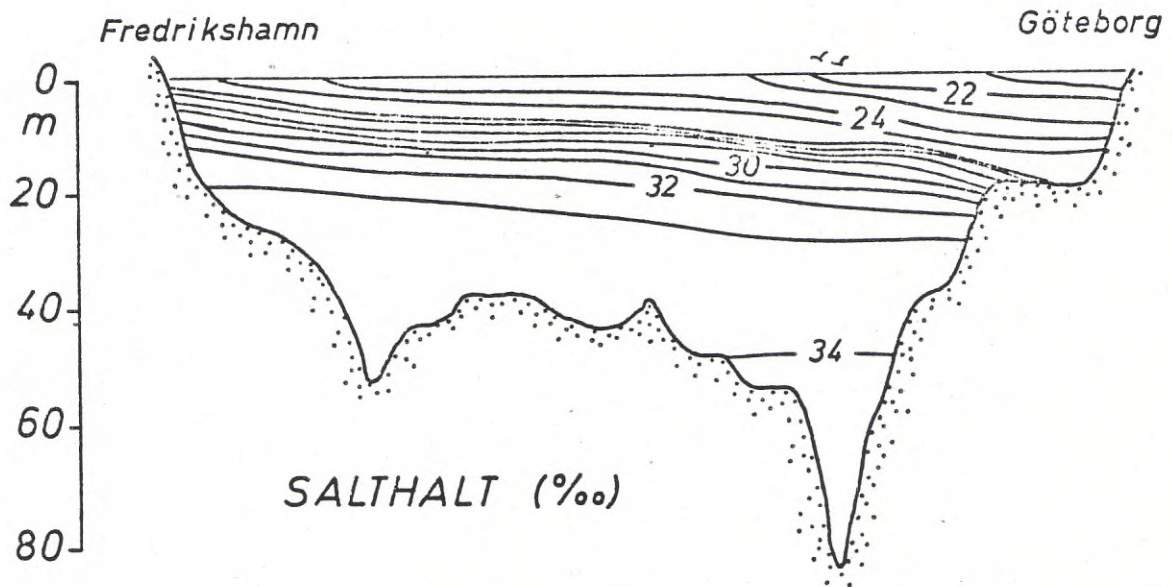
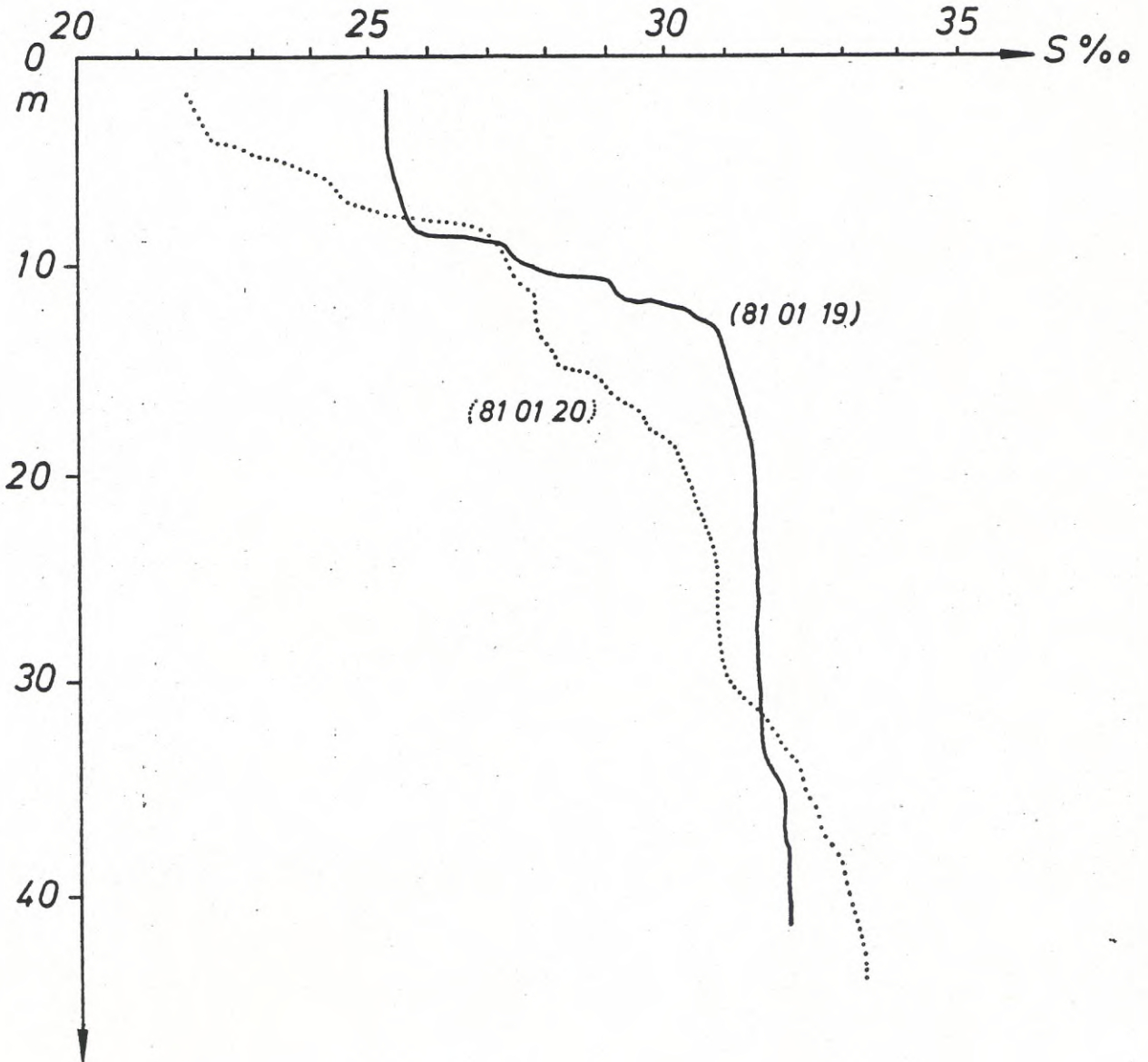


Fig 3



Kristiansand

110 km

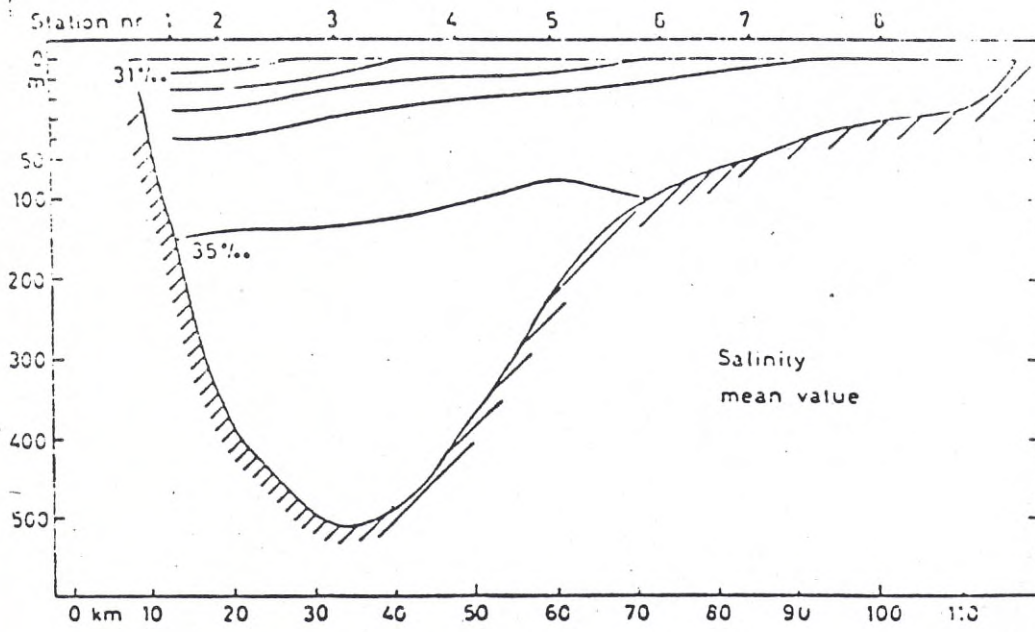
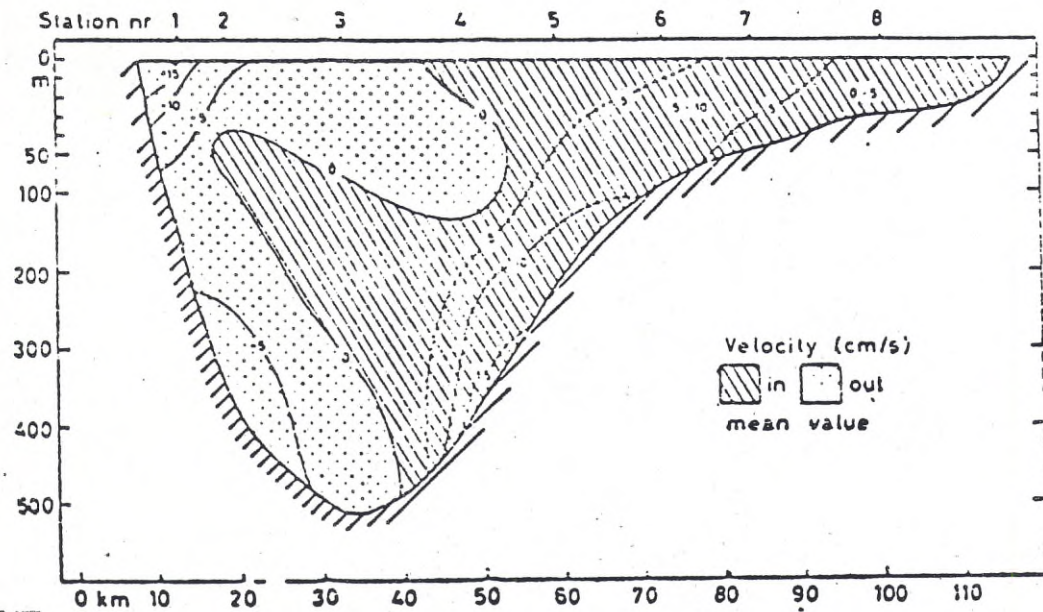
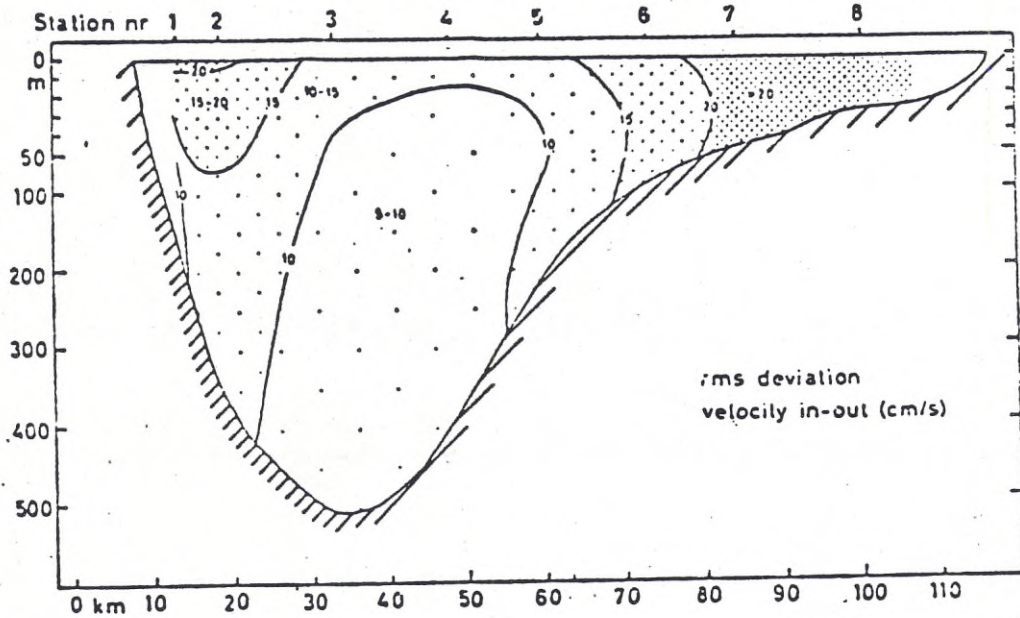
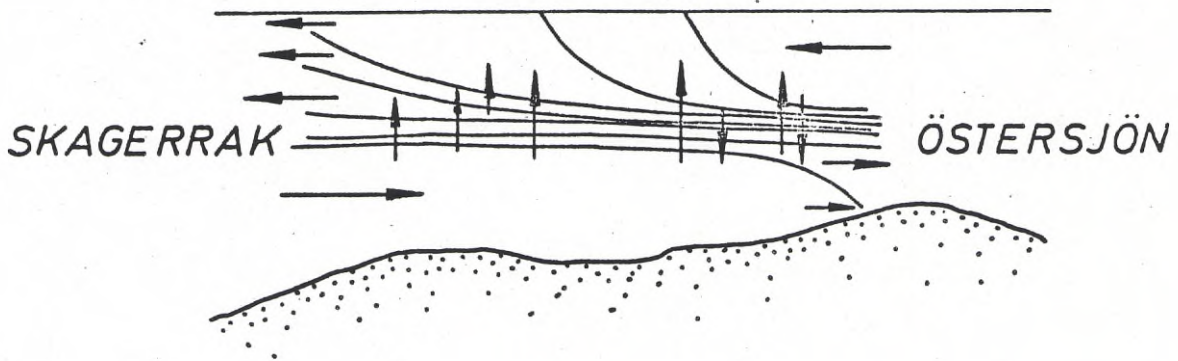
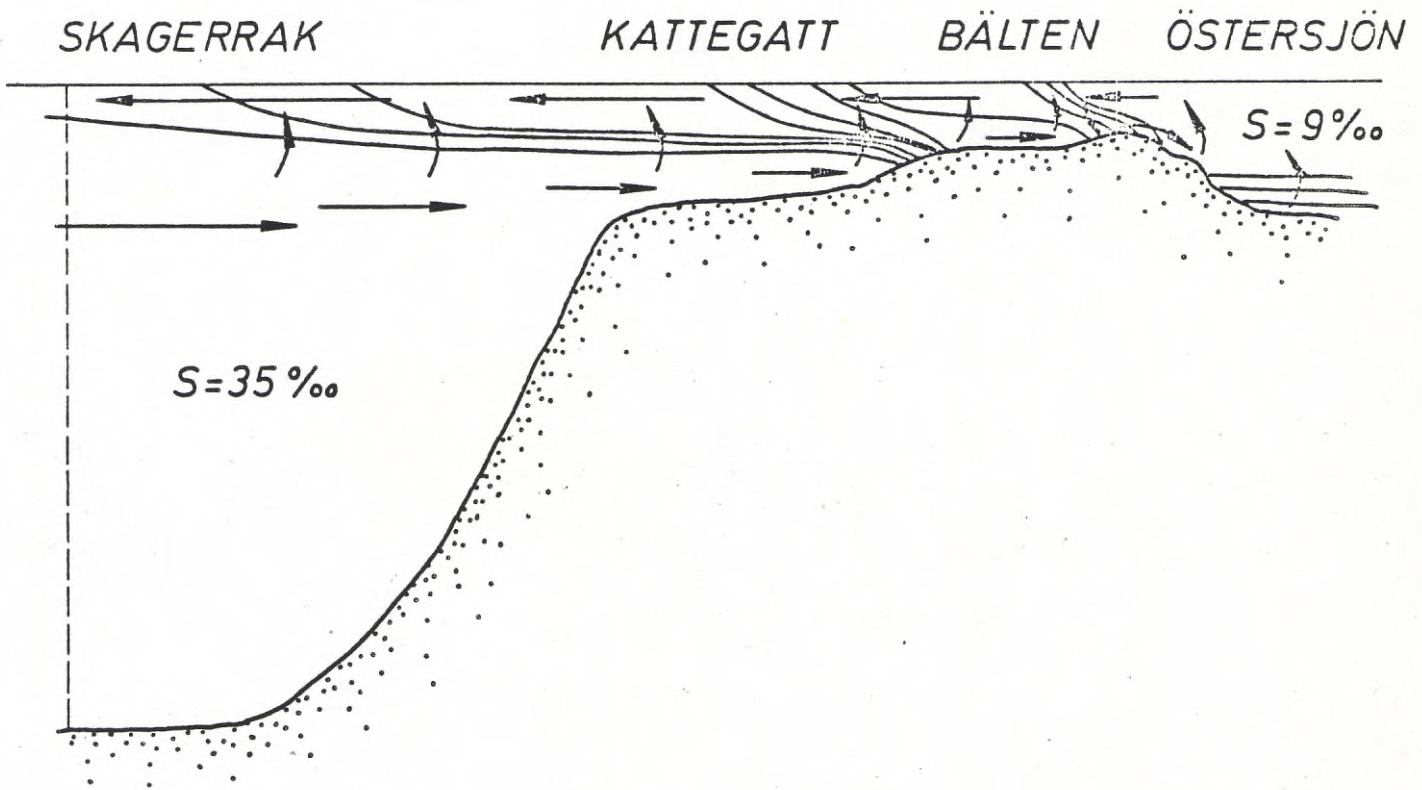


Fig 5a



5b





BERÄKNING AV FÖRORENINGSBELASTNINGEN PÅ VÄSTERHAVET FRÅN LAND-BASERADE KÄLLOR

av

Hans Berggren
Länsstyrelsen
291 86 Kristianstad

Sammanfattning

Belastningen av BOD₇, COD, totalfosfor och totalkväve har beräknats med utgångspunkt från befintligt analysmaterial vid de kommunala avloppsreningsverken och industrier med direkta utsläpp till recipienten. Om uppgifter saknats för någon parameter har belastningen schablonberäknats. Transporten via åarna har sammanställts ur material från samordnade vattendragskontroller eller särskilda åundersökningar. Belastningsuppgifterna har uppdelats dels med avseende på olika utsläppskällor, dels vad gäller utsläpp direkt till havet respektive utsläpp till sjöar och vattendrag. Den direkta belastningen på havet har delats upp i fyra kategorier: 1) kommunala avloppsreningsverk, 2) industrier, 3) transport från åar och 4) diffus belastning från kustzonen d v s områdena mellan åarnas avrinningsområden. Av en total fosforbelastning om 2 420 ton svarar transporten via åarna för det största bidraget (42 %) medan belastningen från avloppsreningsverken och industrierna är av samma storleksordning, ca 25 %. Den totala kvävebelastningen har beräknats till 47 750 ton. Här dominerar transporten via åarna med ca 80 % av den totala belastningen. Avloppsreningsverkens utsläpp och belastningen från kustzonen är av samma omfattning nämligen 10 %.

INLEDNING

Under sensommaren och hösten 1980 konstaterades för första gången allvarlig syrebrist i Laholmsbuktens bottenvatten. De försämrade miljöförhållandena resulterade bl a i en drastisk nedgång i fisket framför allt vad gäller det s k snörrevadsfisket. Inom vissa områden skedde en nära nog total utslagning av den bottenlevande faunan.

Som en följd av dessa alarmerande miljöförändringar tillsattes två arbetsgrupper, en s k undersökningsgrupp och en åtgärdsgrupp. Till båda dessa grupper knöts representanter för statens naturvårdsverk och länsstyrelserna i de fyra kustlänen. I undersökningsgruppen ingick dessutom företrädare för fiskeristyrelsen. Till åtgärdsgruppen anslöt sig något senare representanter för LRF, VAV och industriförbundet.

Arbetet inom åtgärdsgruppen har hittills koncentrerats till två huvudområden:

- beräkningar av föroreningsbelastningen från landbaserade källor
- utarbetande av förslag till åtgärder för att begränsa föroreningsbelastningen

UPPLÄGGNING

Belastningsberäkningarna har kunnat utföras genom att medel ställts till gruppens förfogande från statens naturvårdsverk. Arbetet har bedrivits i två etapper:

- utsläpp inom kustlänen (M, L, N och O län), från Falsterbo i söder till norska gränsen i norr (1981)
- utsläpp inom övriga län (G, F, R, P och S län) med vattendrag som avbördas till Västerhavet (1982/83)

Beräkningarna har omfattat utsläpp från kommunala avloppsreningsverk och industrier med direktutsläpp i recipienten. Från kustlänen har dessutom insamlats uppgifter om transporten via vattendragen. Sammanställningen omfattar parametrarna: BOD₇, COD, totalfosfor och totalkväve. För vissa år har permanganatförbrukningen angetts i de fall uppgifter om BOD och COD saknats. Sammanfattningen omfattar således följande källor:

- kommunala avloppsreningsverk med direkta utsläpp till havet eller till sjöar och vattendrag
- industrier med utsläpp direkt till havet eller till sjöar och vattendrag (ej via kommunala avloppsreningsverk)
- transport via vattendrag

Belastningen från de landområden i kustzonen som ligger mellan årnas avrinningsområden har beräknats med hjälp av arealkoefficienter d v s medelvärdet för omgivande avrinningsområdets koefficienter. I redovisningen anges detta tillskott som diffus belastning i kustzonen.

Flertalet uppgifter härrör från förhållandena under 1980. I undantagsfall har emellertid ett näraliggande uppgiftsår utnyttjats om uppgifter från detta år redan sammanställts och funnits tillgängliga. Belastningen från bräddavlopp och dagvatten har på grund av brist på tillförlitliga uppgifter inte medtagits.

BERÄKNINGARNAS TILLFÖRLITLIGHET

Organiskt material

Eftersom någon samordning av utsläppskontrollen vid kommunala avloppsverk och industrier inte förekommer sker kontrollen av mängden organiska föreningar inte på ett enhetligt sätt. I vissa fall anges det organiska materialet som BOD₇ och/eller COD. I andra sammanhang utnyttjas permanganatförbrukningen för att uttrycka mängden organiskt material. Eftersom någon allmängiltig omräkningsfaktor inte existerar är det för närvarande omöjligt att få ett samlat uttryck för den totala belastningen av organiskt material. De mängder som anges i redovisningen måste betraktas som minimumuppgifter.

Beträffande COD-belastningen från de kommunala avloppsreningsverken saknas uppgifter från vissa anläggningar. I dessa fall har mängden COD beräknats med utgångspunkt från halten BOD i utgående vatten enligt följande formel:

$$BOD_{\text{utg}} \times 1,78 + 21,4$$

Fosfor

Samtliga uppgifter om fosfor avser mängden totalfosfor och baserar sig på faktiska mätningar. Den totala fosforbelastningen från industrier måste dock bedömas vara avsevärt högre än vad som anges i rapporten. Vid vissa industrier, där utsläpp av andra miljöstörande ämnen dominerar (olja, metaller, suspenderat material m m), sker ibland inte någon regelbunden kontroll av närsaltinnehållet i avloppsvattnet. Detta trots att en ur eutrofieringssynpunkt icke oväsentlig närsaltbelastning kan förekomma. Som exempel kan nämnas vissa skogsindustrier där uppgifter ibland helt saknas. I andra fall sker kontroll av närsalter endast i samband med besiktningar.

Kväve

Vad gäller kvävebelastningen från de kommunala avloppsreningsverken saknas mätuppgifter från flertalet anläggningar. Endast vid ett fåtal större verk ingår kväve i den normala utsläppskontrollen. I de fall analysuppgifter saknas har belastningen beräknats med hjälp av schablonvärdet 13 g kväve per person och dygn. Kvävereduktionen i verken har beräknats enligt följande:

- biologisk-kemisk rening - 25 %
- biologisk rening - 25 %
- biodamm - 15 %

Vid beräkning av kvävebelastningen i den andra utredningsetappen (inlandslänen) har emellertid schablonvärdet 11 g kväve per person och dygn utnyttjats vilket bedömts ge ett mera realistiskt värde.

RESULTAT

Kommunala avloppsreningsverk

Beräkningarna omfattar sammanlagt 498 kommunala avloppsreningsverk. Av dessa är endast 56 stycken (11 %) lokaliserade till kusten d v s med direkta utsläpp till havet. Dessa verk representerar dock drygt 50 % av den sammanlagda belastningen på avloppsreningsverken uttryckt som antalet personekvivalenter (3 026 722 pe).

Den totala BOD-belastningen från avloppsreningsverken uppgår till 10 220 ton varav utsläppen inom Göteborgs och Bohus län svarar för det största bidraget motsvarande 37 % (tabell 1). Även vad gäller COD- och fosforutsläppen dominerar Göteborgs och Bohus län med 38 respektive 47 %. Totalt uppgår COD-belastningen till 28 940 ton. De största kväveutsläppen sker från verk inom Malmöhus län motsvarande 30 % av den totala kvävebelastningen om 9 566 ton.

Industrier

Sammanställningen innefattar 71 industrier varav 17 stycken har utsläpp direkt i havet. Flertalet av de kustlokaliserade industrierna återfinns inom Göteborgs och Bohus län (70 %) medan Älvsborgs län har det största antalet industrier med utsläpp i sjöar och vattendrag.

Den sammantagna BOD-belastningen från industrierna uppgår till 46 606 ton (tabell 2). Här intar Värmlands län med dess skogsindustrier en dominerande ställning motsvarande 62 % av den totala mängden. Denna dominans blir än större vad gäller COD-utsläppen där 76 % av den totala belastningen om 134 000 ton faller på länet.

De sammanlagda fosforutsläppen från industrierna har beräknats till 750 ton varav hela 81 % sker inom Malmöhus län (Boliden Kemi AB). Den länsvisa fördelningen av kvävebelastningen (1 154 ton) är mera jämn. Värmlands län svarar här för 36 % medan utsläppen inom Skaraborgs län motsvarar 27 %

Bland de kustlokaliserade industrierna sker de största utsläppen av organiskt material i Hallands län (Värö Bruk). Uttryckt som BOD motsvarar detta 89 % medan motsvarande COD-tillskott utgör hela 99 % av den totala belastningen från utsläpp direkt till havet (tabell 3). Vad gäller närsalterna dominerar utsläppen inom Malmöhus län såväl beträffande fosfor (94 % (som kväve (71 %).

Transport via åarna

En fullständig bild av transporten av organiskt material via åarna har inte gått att skaffa eftersom någon enhetlig parameter inte tillämpas. I flertalet fall (19 av 21 år) används permanganat som mått på mängden organiskt material. Av de drygt 870 000 ton som registrerades under 1980 svarar Göta älv (Nordre älv + södra utloppet) för 504 000 ton eller 58 % (tabell 4). Även via Lagan transporteras betydande mängder organiskt material motsvarande 13 % av den totala utförseln.

För fosfor har den sammanlagda transporten beräknats till 1 014 ton. Även här dominerar Göta älv med sina 307 ton (30 %). Rönneån och Viskan svarar för vardera ca 10 %.

Kvävetransporten via vattendragen har beräknats till 37 620 ton varav 44 % sker genom Göta älv. På andra plats kommer Rönneån med drygt 9 %.

Total belastning på havet

Med den totala belastningen på havet avses här summan av utsläppen från avloppsreningsverk och industrier med direktutsläpp till havet samt transporten via åarna och den diffusa belastningen från kustzonen mellan åarnas avrinningsområden.

Den sammanlagda BOD-belastningen har beräknats till 23 316 ton (tabell 5). Via åarna transporteras ca en tredjedel medan bidraget från avloppsreningsverk och industrier uppgår till vardera ca 30 %.

Av totalt 2 422 ton fosfor transporteras 42 % via åarna medan ca en fjärdedel härrör från avloppsreningsverk och industrier.

Det största tillskottet av kväve sker via åarna som svarar för 79 % av den totala belastningen om 47 750 ton. Avloppsreningsverken och den diffusa belastningen från kustzonen svarar för vardera 10 % av kvävebelastningen. Endast 1 % av utsläppen sker via de kustlokaliserade industrierna.

SUMMERY

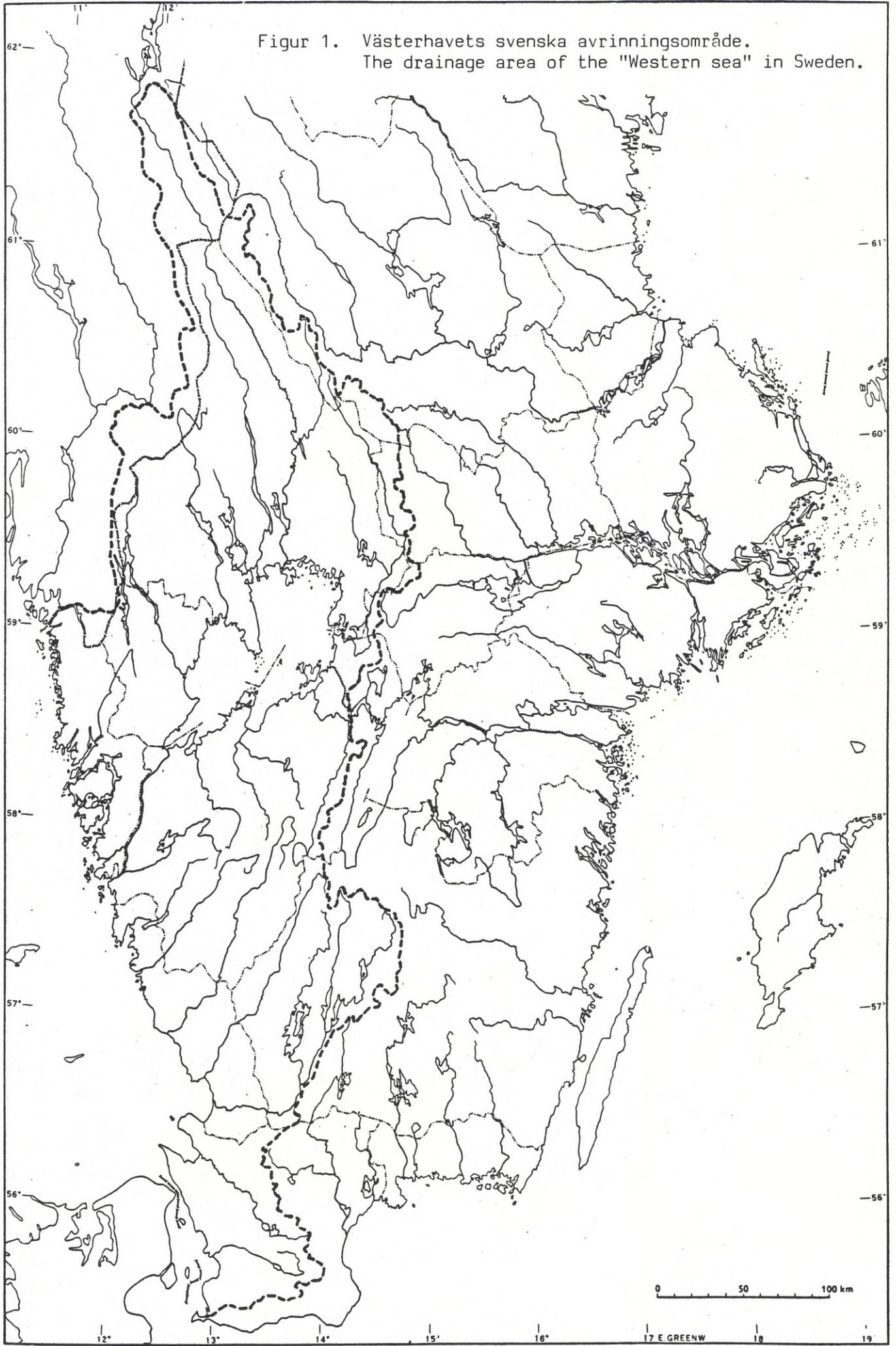
Calculations of the total landbased discharge of organic matters (BOD and COD) and nutrients (total P and total N) to the "Western sea" (The Sound, Kattegatt and Skagerrakk) have been made. Existing data from sewage treatments plants and industries within the area shown in figure 1 have been summarized. The emittants have been divided into two main categories: a) discharge directly to the sea b) discharge into inland waters. The total transport via rivers are calculated on the basis of actual measurements. In most cases values from 1980 have been used.

The total discharge of BOD from the sewage treatments plants has been calculated to 10 220 tons, corresponding to 28 940 tons of COD. The phosphorus discharge is summed up to 782 tons and the amount of nitrogen has been calculated to 9 566 tons. From the industries totally 46 606 tons of BOD is registrated. In terms of COD this means 134 00 tons. The discharge of phosphorus from the industries reach 750 tons while the total amount of nitrogen is 1 154 tons.

The total discharge in the sea has been calculated by summerizing the following sources: a) discharge from sewage treatment plants with direct outlets to the sea, b) industries with outlets directly into the sea, c) transport via rivers and d) "diffuse discharge" from coastal areas between the drainage areas of the rivers.

The values of organic matters from the rivers are incomplete because of the lack of coordination in the choice of parameter. The discharge of phosphorus has been calculated to 2 422 tons with the river transport dominating (42 %). Most of the nitrogen (totally 47 750 tons) is transported by the rivers corresponding 79 % of the total amount calculated.

Figur 1. Västerhavets svenska avrinningsområde.
The drainage area of the "Western sea" in Sweden.



Län	BOD	%	COD	%	Fosfor	%	Kväve	%
Malmöhus	2 657	26	5 817	20	217	28	2 869	30
Kristianstad	473	5	930	3	7	<1	484	5
Halland	674	6	2 339	8	74	9	995	10
Göteborgs o Bohus	3 739	37	11 055	38	321	41	2 251	24
Kronoberg	52	<1	208	<1	3	<1	101	1
Jönköping	154	2	550	2	12	2	261	3
Skaraborg	321	3	1 396	5	28	4	771	8
Älvsborg	1 288	13	4 047	14	73	9	1 034	11
Värmland	862	8	2 598	9	47	6	800	8
Totalt	10 220	100	28 940	100	782	100	9 566	100

Tabell 1. Belastning från samtliga kommunala avloppsreningsverk (ton)
The discharge from sewage treatment plants (tons).

Län	BOD	%	COD	%	Fosfor	%	Kväve	%
Malmöhus	175	<1	-	-	608	81	215	19
Kristianstad	275	<1	825	<1	3	<1	124	11
Halland	6 428	14	24 630	18	40	5	87	7
Göteborgs o Bohus	689	1	328	<1	6	<1	-	-
Kronoberg	238	<1	-	-	-	-	-	-
Jönköping	260	1	-	-	-	-	-	-
Skaraborg	2 567	6	6 188	5	33	4	315	27
Älvsborg	7 256	16	654	<1	5	<1	-	-
Värmland	28 718	62	101 765	76	54	7	413	36
Totalt	46 606	100	134 390	100	749	100	1 154	100

Tabell 2. Belastning från industrier med utsläpp direkt i recipienten (ej via kommunalt avloppsreningsverk) (ton).

The discharge from industries with outlets direct to the recipient (tons).

	BOD	%	COD	%	tot-P	%	tot-N	%
Malmöhus län	102	2	-	-	604	94	215	71
Kristianstads läns	-	-	-	-	-	-	-	-
Hallands län	6 213	89	24 630	99	34	5	87	29
Göteborgs o Bohus län	645	9	328	1	6	1	-	-
Totalt	6 960		24 958		644		302	

Tabell 3. Belastning från industrier med direktutsläpp till havet (ton).

The discharge from industries with outlets direct to the sea (tons).

Åar	Permanganat	BOD	COD	Fosfor	Kväve
<u>Malmöhus län</u>					
Sege å	4 617	303	-	19	424
Höje å	3 330	600	-	27	740
Kävlingeån	13 850	2 200	-	97	2 550
Saxån	-	250	-	12	600
<u>Kristianstads län</u>					
Vegeån	-	640	6 840	60	2 375
Rönneån	-	3 591	-	107	3 427
<u>Hallands län</u>					
Stensån	7 700	-	-	12	350
Lagan	113 585	-	-	93	2 930
Genevadsån	5 520	-	-	11	425
Fylleån	11 765	-	-	9	430
Nissan	70 975	-	-	54	1 310
Suseån	8 595	-	-	12	455
Ätran	65 370	-	-	47	1 717
Tvååkers kanal	1 425	-	-	3	145
Himleån	3 100	-	-	7	395
Viskan	46 975	-	-	105	2 170
Löftaån	1 780	-	-	3	98
Rolfsån	6 065	-	-	11	320
Kungsbackaån	3 525	-	-	18	290
<u>Göteborgs o Bohus län</u>					
Göta älv, Nodre älv	376 500	-	-	245	12 500
Göta älv, söder	127 700	-	-	62	3 970
Total belastning	872 347	7 584	6 840	1 014	37 621

Tabell 4. Transporten via de större åarna (ton).

The transport by the swedish rivers (tons).

	BOD	%	COD	%	tot-P	%	tot-N	%
Kommunala AR-verk	6 679	29	16 898	35	563	23	4 843	10
Industrier	6 960	29	24 958	51	644	26	302	1
Belastning från åarna	7 584	33	6 840	14	1 009	42	37 621	79
Diffus belastning	2 093	9	-	-	206	9	4 984	10
Totalt	23 316		48 696		2 422		47 750	

Tabell 5. Total belastning på Västerhavet från svenska landbaserade källor (ton).

Total discharge to the "Western sea" from swedish landbased sources (tons).

T O X I S K A Ä M N E N

av

Ulf Grimås
Statens naturvårdsverk
750 08 Uppsala

Sammanfattning

Klorerade kolväten, metaller och radionuklider har följts i biota och sediment. Under det sista årtiondet har halterna av klorerade kolväten sjunkit i biota, vilket exemplifieras av PCB i bålussla och fisk. Även halterna av kvicksilver synes sjunka. Nivån av andra metaller är oförändrad. Möjligen sker en ökning av kadmium, vilket är svårt att belägga i organismer från västkusten men klart påvisbart i tex sediment från österhavet. Skrubba från Öresund har högre halter av bly i lever och kvicksilver i muskler än från Kattegatt. Radionuklider i form av aktiveringsprodukter från kärnkraftverken kan påvisas efter hela kustområdet. Speciellt anmärkningsvärda är de ökade halterna av ¹³⁷Cs i miljön, främst som en följd av utsläpp från Sellafield, vilket över-skuggar deponerade mängder från kärnvapentester.

Inledning

Undersökningar av DDT och PCB i marina organismer påbörjades i Sverige 1965 och de första resultaten publicerades av Jensen et al 1969. Årliga undersökningar efter de svenska kusterna presenteras av Jensen et al 1972 och 1977.

Under 1968-70 genomfördes fiskeriundersökningar i Göteborgs skärgård som en del i en större översikt över effekter av avloppsvatten i skärgården och utanför liggande vatten (Dybern 1970, Dybern & Jensen 1978).

International Council for the Exploration of the Sea (ICES) bildade under 1971 en arbetsgrupp, där Sverige är representerat, för studier av föroreningar i Nordsjön. Resultat av analyserna av toxiska substanser i fisk och blåmussla från Skagerrak och Kattegatt föreligger i sammandrag i arbetsgruppens rapport (ICES 1974).

En sammanställning av tillgängliga resultat 1979 har presenterats för Joint Monitoring Group i Oslo-Paris konventionerna (Grimås 1980).

Under 1976 undersöktes metaller i blåmussla på 54 lokaler i skandinaviska vatten, varav 12 lokaler från Skagerrak-Kattegatt (Phillips 1977, 1978). Under senare tid löper en rutinmässig analys av PCB, DDT och metaller i fisk och blåmussla inom ramen för internationella konventioner och det nationella övervakningsprogrammet av den marina miljön, PMK. I programmet ingår även halter av metaller i havsvatten.

Radionuklider i miljön följs i program för övervakningen av kärnkraftverken i Barsebäck och Ringhals. Parallellt med denna monitoring löper forskningsprogram som bla initieras nationellt och genom en nordisk arbetsgrupp för radioekologi via Kontaktorganet för Atomenergifrågor, NKA.

PCB:s i organismer

Tabell 1 visar halterna av PCB i organismer för perioden 1968-1981.

Halterna i blåmussla (*Mytilus edulis* L) visar en gradient med sjunkande halter från innerskärgård till öppen kust (Dybern & Jensen 1978). Resultaten av undersökningarna under 1980-81 skall närmast jämföras med tidigare resultat från ytterskärgård, där spridningen kring medelvärdet, 0.042 mg/kg vv, är 0.038-0.047 på analyser av aggregerade prover. Musslorna från 80-talet är i genomsnitt något större och har en högre fetthalt. Halterna av PCB ligger vid 0.020-0.025 och har således sjunkit under de senaste 10 åren.

PCB-halten i fisk är högre i Göteborgs skärgård jämfört med öppen kust under 1968-72. Av resultaten kan också utläsas att sill avviker från andra fiskarter genom högre fetthalt och PCB-halt. Så är också fallet under 1980-81. PCB-halterna är emellertid betydligt lägre. Närmast jämförbara med proven från 1968-72 (0.247 mg/kg vv, medelstorlek 22cm) är värdet för 1980-81: 0.055 mg/kg vv, medelstorlek 21cm. Även om spridningen kring medelvärdena är stor tyder resultaten på att halterna har sjunkit, vilket således överensstämmer med förhållandet i musslor. PCB skulle således följa samma trend som även gäller för DDT på de flesta lokaler i Östersjöområdet (Reutergård muntl.)

Kvicksilver i biota

Halterna av Hg i mussla och fisk framgår av tabell 2.

I likhet med PCB är halterna av Hg högre i blåmusslor inne i skärgårdarna. Värdena för 1980-81 skall närmast jämföras med ytterskärgård. Resultaten anger att halterna har sjunkit under den senaste 10-årsperioden.

Materialet på fisk från 1972 insamlades i samband med ICES Base-Line Survey genom trålning mellan 45-95 m djup. Koncentrationen i torsk är något högre än i rödspotta och sill. Medelkoncentrationen för torsk i ICES studie varierade mellan 0.03 och 0.48 mg/kg vv. Medelvärdet för Skagerrak-Kattegatt, 0.09 mg/kg vv bedömdes normalt för områden med låg kvicksilverförorening.

Värdena för 1980-81 ligger lägre för de jämförbara arterna torsk och sill eller ungefär hälften av 1972 års. Resultaten från såväl fisk som blåmusslor tyder således på en minskad kontaminering under perioden 1972-1981.

Övriga metaller i biota

Zink, koppar, kadmium och bly analyseras rutinmässigt i lever hos fisk och mjukdelar hos blåmussla.

Spridningen runt medelvärden är ofta stor i fisklever, vilket är att förvänta i ett organ, som snabbt svarar på variationer i miljön, artens levnadssätt, etc. Undersökningar av lever i gädda efter ostkusten visar bla att halten av Zn även varierar med årstid (Grimås opubl). För att eliminera sådana variationer från föroreningsbetingade och ha en möjlighet att bedöma trender, fordras ökad grundläggande kunskap om de arter, som används som indikatorarter.

Det begränsade materialet tillåter ej någon detaljerad utvärdering. Halterna av Zn och Cu är dock i genomsnitt högre i torsk och skrubba, där variationen också kan vara stor inom och mellan provgrupper (tabell 3). Möjligt är att sillens pelagiska levnadssätt kan begränsa sådana variationer, vilket resultaten tyder på även för Cd. Av sandskädda föreligger ännu endast en provomgång men det är troligt att denna art visar mindre variation inom populationerna och är en säkrare indikator på lokalområden än tex skrubba genom sitt stationära levnadssätt.

En jämförelse med ett mindre material från början av 1970-talet tyder på att halten av Zn ej förändrats (tabell 6).

Cd ingick i ICES översiktliga undersökning 1972. Det kunde konstateras att de variationer, som då erhöles, snarast berodde på ofullkomlig analysteknik och att de höga värdena för tex fiskmuskler i Skagerrak-Kattegatt var tvivelaktiga. Resultaten från 1980-81 talar för att halterna är något högre i sill än i andra fiskarter (tabell 4).

De säkraste värdena för jämförelser gäller Cd i musslor från 1976 (Phillips 1977). Halterna ligger på samma nivå under 1980-81. Den svaga ökningen i halter, som medelvärdena antyder, kan ej accepteras på grund av spridningen runt medelvärdena. Undersökningar av tex Östersjöns sediment ger dock klara bevis för att halterna av Cd ökat i miljön till det dubbla under 1900-talet (Brügmann 1981).

Stor spridning gäller även för bly i mussla och fisklever. Halterna är förhållandevis ensartade i de olika fiskarterna.

I tabell 7 ges en jämförelse mellan Öresund och Kattegatt vad gäller metallhalter i skrubba. Halterna av Zn, Cu och Cd i levern är lika i de båda områdena då däremot halten av Pb synes högre i skrubba från Öresund. Den största skillnaden gäller Hg i muskler, där halterna är signifikant högre i Öresund.

Halterna av Cd och Hg i havsvatten följs inom ramen för Oslo- och Paris-konventionerna. Jämförelsematerial saknas från tidigare år. Här kan konstateras att halterna är normala för öppna, okontaminerade kustvatten och att skillnaderna mellan år ligger inom ramen för naturliga variationer.

Radionuklider

De radionuklider, som släpps ut vid Barsebäcks och Ringhals kärnkraftverk, kan mätas utefter den svenska västkusten. Ett flertal aktiveringsprodukter, som ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn och ^{110}Ag uppträder i vegetation och bottendjur, varav Co och Zn följer med i mätbara mängder upp i de

olika fiskarterna. Många av dessa nuklider är kortlivade och därför av mindre intresse för tänbar dos till människa. Till de mer betydelsefulla hör ^{137}Cs med en halveringstid på ca 30 år. Nukliden förekommer i utsläppen från kärnkraftverken men dessa mängder är små jämfört med deponerat cesium genom kärnvapenproven.

Av tabell 10 framgår att förekomsten av cesium i sedimenten står i nära korrelation till halten av organiskt material. Detta samband är minst tydligt i västerhavet som en följd av kusternas exponering och fattigdom på organiska sediment. Halterna i Öresunds botten är höga, till dels som en följd av hög halt organiskt material. Det finns emellertid ett överskott, som kan härledas till utsläpp från upparbetsanläggningen av bränsle vid Sellafield (Windscale). Denna transport av cesium norrut i Nordsjön ökade kraftigt under 1978 (figur 1). Ökningen kan också avläsas i sediment och biota i Ringhals-området (tabell 9, figur 2). Under början av 80-talet är halterna i fisk ca 50% högre än under 60-talet.

English summary

During the last decade the levels of chlorinated hydrocarbons have declined in biota of the Swedish west coast, exemplified by PCB:s in blue mussel and fish species. Also the levels of mercury in biota seem to decrease. The concentrations of other metals, measured in fish liver, seem to be unchanged. The general increase of cadmium in the marine environment during the last decades is difficult to establish in blue mussel and fish because of the large variation round the mean values. There is a higher content of mercury and lead in fish from the Sound compared to the Kattegat area, exemplified by contents in flounder. Activation products from the Swedish nuclear power plants can be identified along the whole Swedish west coast. The increased levels of radiocesium in sediments and fish is mainly connected to releases from Sellafield (Windscale).

Referenser

- Aarkrog, A and J. Lippert, 1982. Fallout nuclides in the abiotic environment. - Environmental radioactivity in Denmark in 1981, Risö-R-469.
- Brüggemann, L., 1981. Heavy metals in the Baltic Sea. - Mar. Poll. Bull., Vol 12, Nr 6.
- Dybern, B.I., 1970. Fiskeribiologiska undersökningar i Göteborgs skärgård. II. Juni 1969-Juni 1970, samt kort sammanfattning av den fiskeribiologiska situationen i området. - Rapport till Västerbygdens vattendomstol, Vänersborg. In Swedish.
- Dybern, B.I. and S. Jensen, 1978. DDT and PCB in fish and mussels in the Kattegat-Skagerrak area. - Medd. Havsfiskelab., Lysekil, No 232.
- Grimås, U., 1980. PCBs, mercury and cadmium in fish and mussels in the Kattegat-Skagerrak area, Sweden. - Report to the Joint Monitoring Group, OSPARCOM.
- Göthberg, A., 1982. Metallhalter i fisk utanför Barsebäcks kärnkraftverk 1980. - Rapport Statens naturvårdsverk, Sektionen för kustvatten. In Swedish.
- ICES 1974. Report on Working Group for the International Study of Pollution of the North Sea and its Effects on Living Resources and their Exploitation. - International Council for the Exploration of the Sea (ICES), Cooperative Research Report, No 39.
- Jensen, S., 1972. DDT and PCB in herring and cod from the Baltic, the Kattegat and the Skagerrak. - Ambio, Spec. Rep., No 1.
- Jensen, S., Johnels, A.G., Olsson, M. and Otterlind, G., 1969. DDT and PCB in marine animals from Swedish waters. - Nature 224.
- Jensen, S., Olsson, M, and Vaz, R., 1977. Levels of DDT and PCB in littoral fishes along the Swedish coast. - Ambio, Spec. Rep., No 5.
- Notter, M. and M. Edgren, 1982. Undersökningar av radioaktiva isotoper i sediment från Lundåkrabukten. SNV PM 1606.
- Phillips, D.H.J., 1977. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of trace metals in Scandinavian waters. I. Zinc and cadmium. - Marine Biology, No 46.
- , 1978. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of trace metals in Scandinavian waters. II. Lead, iron and manganese. - Marine Biology, No 46.

Table 1. PCB:s in blue mussel and fish from the Swedish west coast, in mg/kg wet weight and fat weight.

	n	ww	sd	fw	sd	fat%	sd
<u>Blue mussel</u>							
<u>1972*</u>							
Inner archipelago	84	0.168		11.6		1.39	
Middle "	120	0.127		8.8		1.42	
Outer "	48	0.042		4.2		1.00	
<u>1980-81</u>							
	20	0.025		1.7		1.49	
	20	0.022		1.5		1.48	
	20	0.023		1.4		1.60	
	20	0.020		1.4		1.49	
<u>Fish</u>							
<u>1968-72*</u>							
<u>Gothenburg</u>							
Cod	120	0.083		16.0		0.49	
Flounder	102	0.291		36.0		0.85	
Plaice	54	0.080		10.0		0.82	
Herring	31	0.367		2.6		14.6	
<u>Other areas (5)</u>							
Cod	70	0.043		8.2		0.54	
Herring	71	0.247		5.0		7.6	
<u>1980-81</u>							
Flounder	20	0.034	0.027	3.6	2.1	0.94	0.35
	20	0.015	0.005	1.7	0.67	0.90	0.17
Herring	20	0.055	0.020	1.3	0.53	5.01	3.17
	20	0.042	0.015	1.0	0.32	4.03	0.95
Cod (liver)	20	1.6	0.68	8.2	3.2	23.1	14.6

* From Dybern & Jensen 1978
Jensen et al 1969

Table 2. Hg in blue mussel and fish from the Swedish west coast, mg/kg wet weight, soft tissues. (* ICES 1974).

	n	Mean	sd
<u>Blue mussel</u>			
<u>1972 *</u>			
Inner archipelago	169	0.073	
Middle "	263	0.105	
Outer "	95	0.038	
<u>1981-82</u>			
Outer archipelago	20	0.011	0.007
	20	0.024	0.009
	20	0.016	0.005
<u>Fish</u>			
<u>1972 *</u>			
Cod	28	0.090	0.04 0.05
Plaice	21	0.040	0.01 0.03
Herring	32	0.040	0.01 0.02
<u>1980-81</u>			
Cod	20	0.038	0.010
	20	0.053	0.017
Flounder	20	0.023	0.017
	20	0.020	0.008
Dab	20	0.070	0.028
Herring	20	0.023	0.013
	20	0.015	0.003

Table 3. Zn and Cu in blue mussel (soft t) and fish (liver) from the Swedish west coast in mg/kg, dry weight, 1980-81.

	n	Zn	sd	Cu	sd
Blue mussel	20	79	49	5.3	1.3
	20	68	23	7.0	2.2
	20	93	34	6.3	2.2
Cod	20	75	29	17.9	8.8
	20	114	27	26.0	9.6
Flounder	20	122	34	33.0	16.1
	20	108	37	23.4	16.2
Dab	20	62	22	15.5	10.2
Herring	20	90	18	10.2	2.8
	20	81	11	9.8	3.5

Table 4. Cd in blue mussel (soft t) and fish (liver) from the Swedish west coast, in mg/kg dry weight.

	n	Mean	sd
<u>Blue mussel</u>			
<u>1976 *</u>			
Gothenburg arch	30	1.13	
Other areas (9)	90	0.64	
<u>1980-81</u>			
	20	0.96	0.37
	20	1.00	0.30
	20	1.04	0.41
<u>Fish 1980-81</u>			
Cod	20	0.46	0.20
	20	0.20	0.14
Flounder	20	0.54	0.23
	20	0.21	0.12
Dab	20	0.38	0.24
Herring	20	0.62	0.48
	20	0.62	0.20

* From Phillips 1977.

Table 5. Pb in blue mussel (soft t) and fish (liver) from the Swedish west coast, in mg/kg dry weight, 1980-81.

	n	Mean	sd
Blue mussel	20	2,9	0.9
	20	1.0	0.4
	20	1.8	1.3
Cod	20	0.50	0.39
	20	0.27	0.14
Flounder	20	0.39	0.24
	20	0.24	0.06
Dab	20	0.18	0.08
Herring	20	0.32	0.21
	20	0.19	0.09

Table 6. Zn in fish (liver) from the Swedish west coast 1973 and 1980-81. In mg/kg wet weight.

	1973			1980-81		
	n	Mean	sd	n	Mean	sd
Cod	6	21.4	6.4	40	28.1	5.0
Flounder	7	26.3	3.1	40	29.8	10.7
Dab	10	22.3	2.9	40	19.1	4.0

Table 7. Metals in flounder from the Sound* (Vikhög) and Kattegat (Fladen) in 1980-81.

<u>Liver</u> mg/kg dw		n	Mean	Range
Zn	Vikhög	23	112	14-260
	Fladen	40	115	58-200
Cu	Vikhög	25	29.6	0.8-88
	Fladen	40	28.2	1.5-72
Cd	Vikhög	25	0.36	0.04-2.2
	Fladen	40	0.38	0.08-1.1
Pb	Vikhög	25	0.81	0.17-2.86
	Fladen	40	0.31	0.06-0.99
<u>Muscle</u> mg/kg ww				
Hg	Vikhög	25	0.195	0.017-0.578
	Fladen	40	0.023	0.009-0.070

* From Göthberg 1982

Table 8. Metals in sea water of Skagerrak and Kattegat 1979-1982. In µg/l. (Gustavsson unpubl)

	<u>Hg</u>		Kattegat		<u>Cd</u>		Kattegat	
	Mean	sd	Mean	sd	Mean	sd	Mean	sd
1979	<0.01		0.07	(0.03)	0.12	(0.05)	0.05	(0.02)
1980	0.06	(0.04)	0.06	(0.04)	0.08	(0.02)	0.07	(0.03)
1981	0.05	(0.03)	0.04	(0.02)	0.09	(0.07)	0.04	(0.01)
1982	0.025	(0.02)	0.02	(0.01)	0.13	(0.04)	0.05	(0.02)

Table 9. ^{137}Cs and organic material (measured as percentual loss of ignition) in sediments at 30 m depth, about 3 km west of Ringhals in Kattegat, Sweden.

Year	n	org%	sd	Bq/kg dw	sd	Bq/%Org
1977	9	3.3	0.9	13.3	5.9	4.2
1978	11	2.8	0.5	10.9	2.2	3.9
1979	9	3.6	0.6	16.9	5.6	4.7
1980	9	4.1	0.8	24.2	5.8	6.0
1981	10	3.9	0.7	24.1	5.3	6.2

Table 10. ^{137}Cs in sediments from some coastal areas of Sweden in relation to organic material.

Area	n	Org% \bar{x}	Bq/kg dw \bar{y}		r	
Bothnian Sea	27	4.9	40.8	$y = 9.2x - 4.5$	0.860	
The Baltic	23	5.6	26.9	$y = 4.2x + 3.1$	0.934	
The Sound*	28	8.7	44.0	$y = 4.5x + 3.6$	0.951	
Kattegat	1977-79	30	3.2	13.3	$y = 3.9x + 0.5$	0.524
	1980-81	19	4.0	24.1	$y = 3.7x + 9.4$	0.496

* From Notter & Edgren 1982

Figure 1

After Aarkrog & Lippert 1982

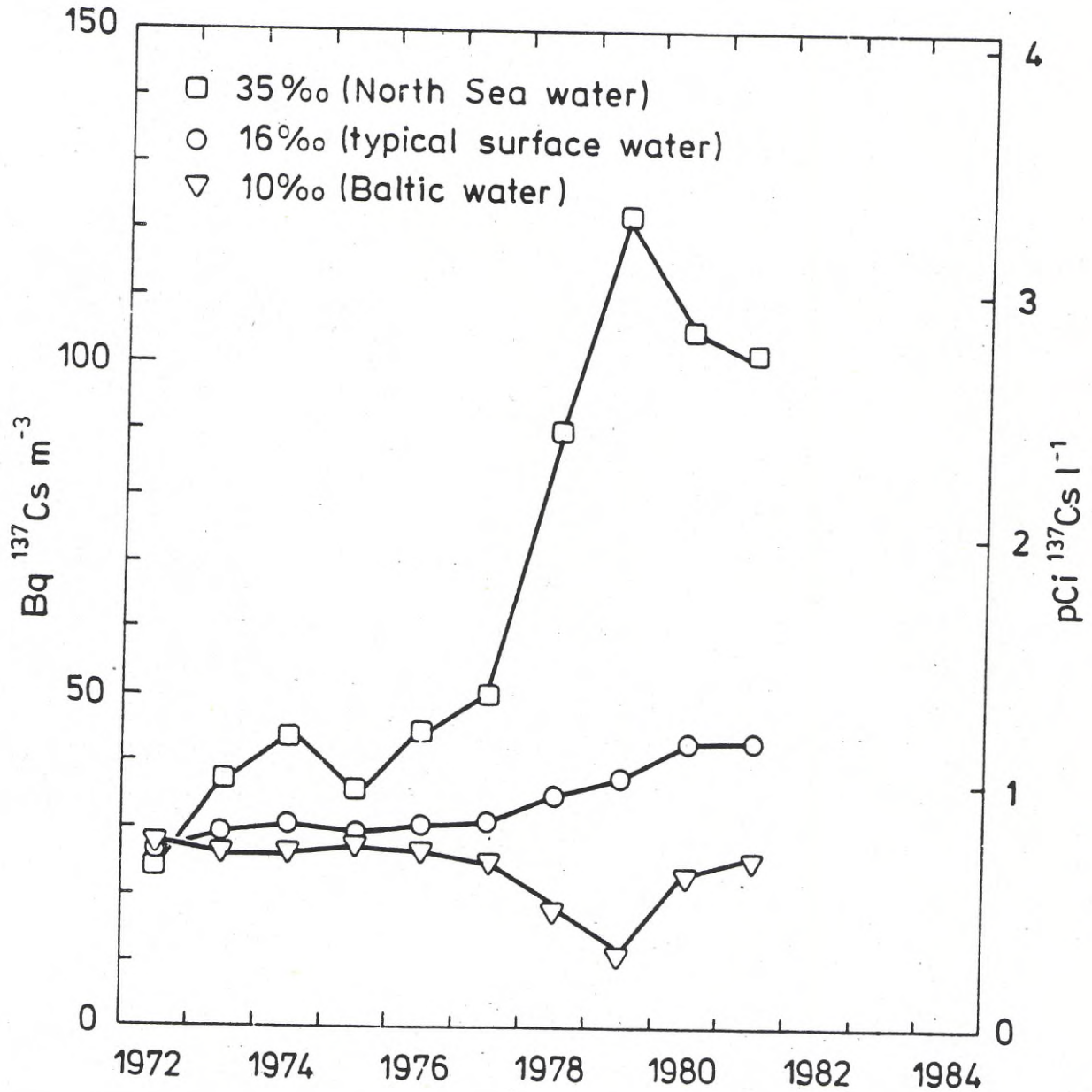
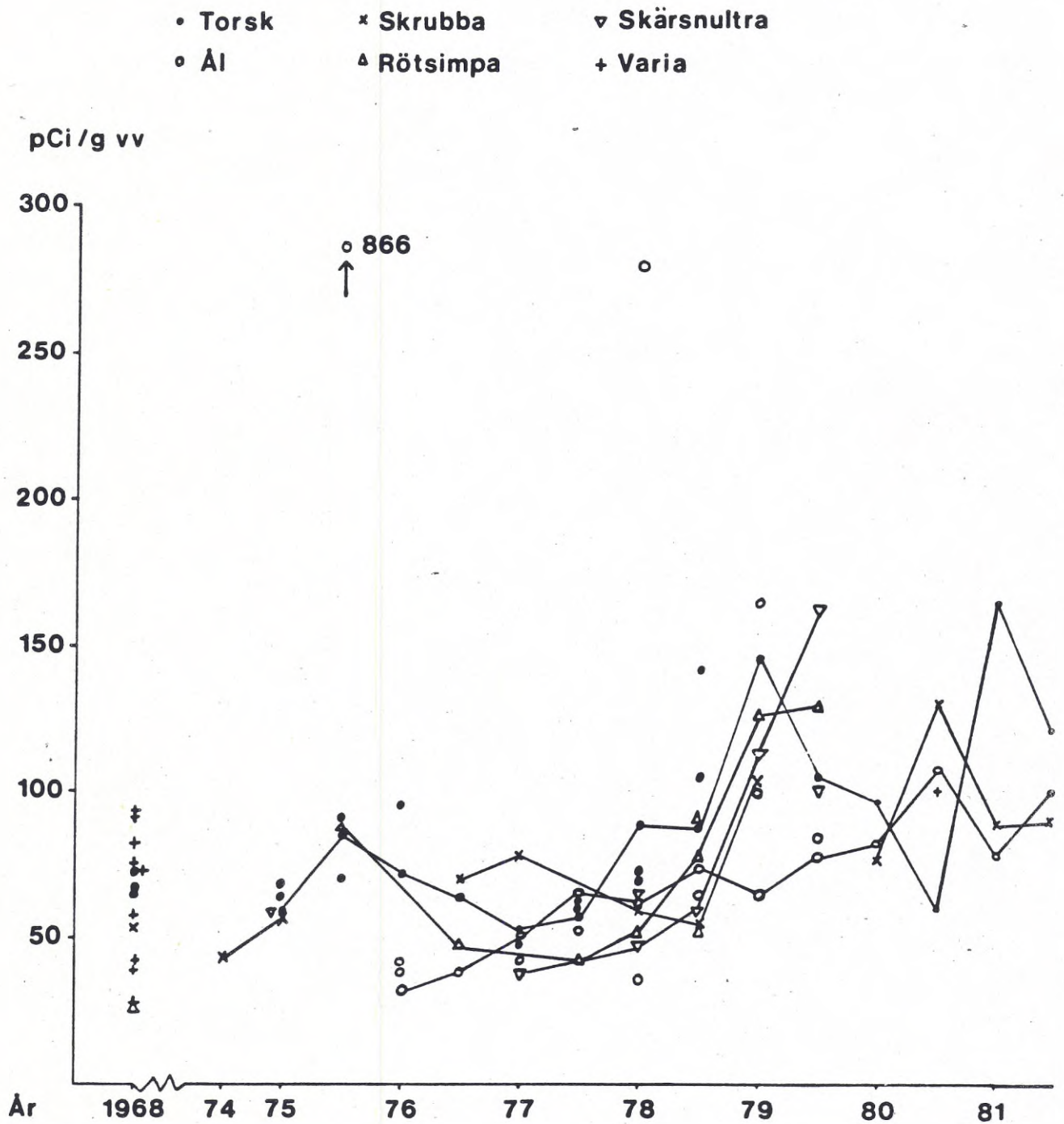


Fig. 4.4.6. Cesium-137 in inner Danish waters of 3 different salinities (1972-1981). The values were calculated from the regression equations in 4.4.

Figure 2. ^{137}Cs in various fish species in the Ringhals area of the Swedish west coast, in pCi/g wet weight, muscle.



NÄRSALTER

AV

JOHAN SÖDERSTRÖM

Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, S-403 40 Göteborg, Sweden

SAMMANFATTNING

Eutrofiering av kustvattnet i betydelsen höjda fosfor- och kvävekoncentrationer kan av statistiska skäl vara svår att påvisa. I området norr om Göteborg har emellertid sådana förändringar, som beror av ökad plankton-detritusgrumling i vattnet, observerats hos klippsträndernas algvegetation. En jämförelse med siktdjupsmätningar från 20- och 50-talen visar att siktdjupet minskat drastiskt i fjordarna innanför Orust och Tjörn, från 8-12 m till 3-8 m. I området har en relation mellan fosforhalter och siktdjup empiriskt demonstrerats. Fosfor har därför uppfattats som nyckelämne i eutrofieringsprocessen. Under senare år genomförda tester på växtplankton från kustvattnet har å andra sidan visat att kväve i många fall fungerar som den för växtplankton begränsande faktorn. Detta gäller bl a Laholmsbukten, vilket kan vara ägnat att förvåna eftersom tillflödet av närsalter via floder m m till bukten har ett kväveöverskott som, i förhållande till algernas upptagningskvot, är stort. Kväveöverskott i tillförseln kännetecknar också Byfjorden i Bohuslän. I denna fjord sker en omkastning under vegetationsperioden så att ett fosforunderskott på våren förbyts i ett kväveunderskott under högsommaren. Något liknande kan observeras i Göta älv - estuariet där kvoten mellan tillgängligt kväve och tillgänglig fosfor sänks kraftigt från älvmyningen till mellanskärgården. Sänkningen går ej att förklara enbart med hjälp av estuariecirkulationen, biologiska processer måste misstänkas spela en betydande roll. Kväve framställs nu ofta som det produktionsbestämmande ämnet men även i näringsrikt kustvatten kan man observera tillväxthämmande koncentrationer av reaktivt fosfat (mindre än 1 ug/l). Det nyväckta intresset för kvävetts roll i eutrofieringsprocessen får inte leda till att fosfors betydelse underskattas. Eutrofiering är inte en enkel fråga om fosfor eller kväve och kanske har begreppet begränsande ämne tilldelats en alltför dominerande roll.

SUMMARY

Eutrophication in coastal waters in terms of increased concentrations of phosphorus and nitrogen may for statistical reasons be somewhat difficult to demonstrate. However, in the region of fjords, sounds and bays north of Gothenburg, changes in the algal flora of rocky shores clearly indicates a change to more turbid water. Judging from known observations in the 1920-ths and 1950-ths there is a marked decrease in the transparency; in some parts the Secchi depth has changed from 8-12 m to 3-8. An empiric relation between Secchi depth and concentrations of phosphorus has been demonstrated in the region. Phosphorus was therefore considered as the most important factor in the process of eutrophication in coastal waters as well as in lakes. On the other hand recent bioassays have shown that nitrogen is in many cases the limiting factor for the growth of phytoplankton. This is the case in the bay of Laholm. This is surprising when considered together with the fact that the rivers transport a surplus of nitrogen to the bay. In the small fjord Byfjorden, north of Gothenburg, the quotient available nitrogen/available phosphorus undergoes a marked change during May-June; in spring phosphorus is limiting, in summer nitrogen. In the same way this quotient changes in the estuary of the river Göta älv during the passage from fresh to brackish water, a change which can not be explained exclusively by the mixing process when the river water meets the sea water. Growth limiting concentrations of reactive phosphate, i.e. $1 \mu\text{g}/\text{l}$, occur even in nutrientrich coastal waters. Thus the renewed interest for nitrogen as a production factor in the sea must not be allowed to overshadow the importance of phosphorus. Eutrophication is not a question of phosphorus or nitrogen, it is a question of an interplay of nutrients, and too much stress may have been put on the limiting nutrient concept.

För några årtionden sedan diskuterades eutrofiering, vare sig det gällde insjöar eller havsområden, nästan uteslutande i termer som rörde fosfortillgång. Under 1960- och 1970-talen har kväve ägnats allt mer uppmärksamhet och i debatten om situationen i vattnet längs svenska västkusten de senaste två åren rentav tilldelats huvudrollen. Samtidigt har det visats, för Sveriges del av E. Graneli (1982) att ämnen i flodvatten kan ha en starkt stimulerande effekt på algkulturer som växer med god tillgång på fosfor och kväve. Frågan om vad som skall innefattas i begreppet

närsalter, och i ännu högre grad begreppet begränsande ämne, har således inte något entydigt svar. Här skall den konventionella begränsningen till fosfor och kväve följas.

Är eutrofiering av västkustens vatten ett konstaterat faktum? Återigen en definitionsfråga. Om man med eutrofiering menar höjda närsalthalter tror jag bevisen är svåra att få fram. De olika kvävefraktionerna har först under 70-talet mera allmänt kommit att ingå i vattenundersökningar och även för fosfor gäller att mer än 15-20 år långa mätstudier inte står till förfogande. De naturliga variationerna under år och mellan år har dessutom en storlek som gör det svårt att visa på statistiskt säkerställda trender om förändringarna inte är mycket stora. Jmf januari- och novembervärdena i fig. 2 och 3 med september- och majvärdena i fig. 1 och 4. De äldsta mätningarna gäller ofta endast reaktivt fosfat (DIP) vars sommarvärden obetydligt påverkas i samband med en eutrofiering, jmf. fig. 4-5 och 6-7. Även i den erkänt eutrofa Byfjorden (Uddevalle) kan halten av DIP gå under detektionsgränsen. De mot kusten stigande totalfosforhalten (fig. 1-6) är möjligen ett indicium på en förhöjd närsaltnivå men det går inte att med säkerhet säga vad som skall ses som en normal kusteffekt och vad som beror på ökade utsläpp. Under symposiet meddelade Artur Svanson att fiskeristyrelsens mätningar vid Fladen i Kattegatt under åren 1968-1980 visar en signifikant ökning av totalfosforhalten.

Om eutrofiering används i en vidare bemärkelse är det lättare att finna trovärdiga bevis på att en sådan ägt rum i vissa områden av västkusten. I Uddevallafjordarna fann jag i mitten på 60-talet att klippstrandsfloran på några meters djup hade undergått radikala förändringar sedan mitten av 50-talet då jag först arbetade med den. Där jag förut på 4-6 m djup sett fina bestånd av röd- och brunalger var vegetationen antingen borta eller bestod av glesa, starkt detritusbemängda, exemplar. Det var naturligt att sätta detta i samband med en eutrofiering, som givit ökad mängd växtplankton och detritus i vattnet och därmed också försämrade ljusförhållanden. Minskat ljus och ökat detritusnedfall utgör båda negativa faktorer för de djupare växande algerna. Jag hade utfört några spridda genomskinlighetsmätningar med Secchi-skiva sommaren 1954 och hos Gislén (1930) kunde några värden från Uddevallafjordarna 1929 hämtas. 1954 fann jag siktdjupsvärden mellan 8 och drygt 11 m, värden som

stämde väl överens med vad Gislén uppgav. 1967 mätte jag siktdjupet i samma område en hel sommar, det högsta värde som då observerades var mindre än det lägsta 1954 (Söderström 1971). Sedan dess har siktdjupen i Uddevallafjordarna varierat kring 4-5 m (Söderström 1979) och endast vid ett mättilfälle 1971 och ett 1972 har ett så klart vatten, som de lägsta siktdjupen från 1929 och 1954 anger, kunnat observeras. Förändringarna i florin på klippstränderna har genom noggranna dykundersökningar verifierats av Michanek (1967) och B. Rex (1976).

Det finns ett empiriskt samband mellan höga siktdjupsvärden och låga fosforkoncentrationer (Söderström 1976, 1979). En serie på ca 150 samtidiga mätningar av siktdjup och partikulärt bunden fosfor (PP) i farvattnen från Uddevalla och västerut till Gullholmens fiskeläge gav som resultat att siktdjup större än 6 m alltid var förbundna med PP-koncentrationer lägre än 15 mg/m^3 . En liknande relation som den i Uddevallafjordarna har också påvisats för totalfosforkoncentrationer i Göteborgsområdet. Tillämpas dessa erfarenheter på siktdjupen från 1954 och 1929 kan man förmoda att fosforkoncentrationerna i Uddevallafjordarna på den tiden endast obetydligt översteg de som vi nu observerar i yttre delarna av Kattegatt och Skagerack.

Med förbättrade analysmetoder ökade intresset för kvävet som näringsämne i kustvattnet och diskussionen om vilket ämne som kunde antagas vara bestämmande för planktonalgproduktionen tog fart. Det hävdades som en ytterlighet att fosfor var betydelselöst och fosforreduktion i avloppsreningsverk med havsutsläpp en överflödsgärning. Med tanke på de enorma summor som lagts ned på att bygga reningsverk med kemisk fällning av fosfor var detta naturligtvis oroande signaler.

Som utgångspunkt för resonemangen kring fosfors och kväves relativa betydelse i eutrofieringsprocessen har vi det allmänt antagna atomförhållandet N:P = 16:1 (motsvarande viktsförhållandet 7,2:1) hos växtplankton (Fleming 1940, Redfield et al. 1963, Haug et al. 1973 m fl).

När detta skall tillämpas på resultaten av kemiska vattenanalyser uppstår svårigheten att välja vilka fraktioner av kväve och fosfor i vattnet som skall jämföras. I de enklaste fallen har man jämfört DIP med nitrat (NO_3 -kväve). Detta är otillfredsställande av det skälet att närvaro av

kväve som ammonium inom ett brett spektrum av koncentrationer nästan helt stoppar algernas upptagning av NO_3 . För resonemangen om funktionerna i Byfjorden gjordes därför ett försök att jämföra summan av ammonium (NH_4) och NO_3 med DIP. Detta var kanske något bättre men fortfarande otillfredsställande med tanke på möjligheten av att löst organisk fosfor (DOP) lätt skulle kunna mobiliseras och utnyttjas för alg tillväxten. För bearbetningen av de värden som samlas in från Göteborgs skärgård har jag valt att jämföra summan av NO_3 och NH_4 med summan av DIP och DOP. Även mot detta torde invändningar kunna resas t ex genom att föra in urea i bilden. Jämförelser mellan totalhalter av fosfor och kväve bereder också svårigheter. Dels rapporteras totalkväveanalyserna vara mycket osäkra (Gundersen 1981) dels vet vi alltför litet om hur stora delar av totalmängderna som är tillgängliga för alg tillväxt inom längre eller kortare tid. Det är tydligt att de enkla stoichiometriska jämförelserna endast kan bli ungefärliga.

Ett sätt att undersöka vilket ämne som har störst betydelse för alg tillväxten är genom biotester. Biotest på ett planktonalgprov kan ge ett invändningsfritt svar på frågan om vilket ämne som i insamlingsögonblicket eventuellt fanns i underskott och därmed begränsade alg tillväxten. Därmed har man dock inte löst frågan om vilket ämne som det är mest lösnande att försöka reducera i avsikt att minska algbiomassan. Eutrofieringseffekterna är resultatet av en hel kedja händelser och det är inte alls givet att ett ämnes uppträdande som begränsare av växtplanktons tillväxt behöver stå i något enkelt förhållande till tillförseln av ämnet.

När man i det här sammanhanget talar om begränsning måste man skilja på två slags begränsning, dels gränsen för den totala produktionen av alger, dels begränsning av den momentana hastigheten hos alg tillväxten. Det är främst i det första fallet som viktsrelationen 7,2:1 är av intresse. När det gäller hastigheten är de enskilda koncentrationerna bestämmande.

För förhållandet mellan koncentration och hastighet gäller en s k Michaelis-Menten funktion (Dugdale 1967, Eppley et al. 1969). I denna funktion har en koncentration benämnd halvmättnadskonstant avgörande betydelse. Denna har helt olika värden för fosfor och kväve och den varierar, åtminstone när det gäller kväve från art till art och med cellernas storlek. Fig. 8 visar dels karakteristiska kurvor för fosfor och kväve och dels hur

vid lägre koncentrationer i normalförhållandet 7:1 kvävenäringen är den som bestämmer hastigheten. Även om man startar med ett visst relativt kväveöverskott kan kvävet bli hastighetsbestämmande men då är det naturligtvis fosfor som tar slut först och därmed bestämmer den totala mängd alger, med normalt förhållande N:P, som kan produceras.

I Byfjorden startar planktonåret med ett överskott av kväve i förhållande till fosfor. Detta leder följdriktigt till att efter en kraftig vårblomning av planktonalgerna kan vattnet nästan helt tömmas på DIP. Trots detta kan man konstatera att NO_3 och NH_4 under högsommaren uppträder med sådana låga koncentrationer att de klart måste vara hastighetsbestämmande för alg tillväxten. Bytet från N:P-kvoter större än 7:1 till lägre kvoter tycks i allmänhet ske i månadsskiftet maj-juni (Söderström 1974 och fig. 9). Det är fråga om så stora förändringar att enbart skillnader i Michaelis-Mentenfunktionerna inte gärna räcker som förklaring. Man skulle kunna tänka sig att orsaken är att tillförseln av kväve minskar mer än tillförseln av fosfor under sommaren. Det har vi dock inte belägg på, snarare motsatsen, uttransporten av fosfor tycks vara beroende av kraftig nederbörd (Fleischer 1982). Fig. 9 visar hur mängden av $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ (betecknat som DIN på figuren) i Byfjordens översta 10 metrar sommaren 1981 stod i förhållandet 7:1 eller mindre till mängden DIP medan under den regnfattiga sommaren 1982 fosfor befann sig i underläge ända fram till slutet av augusti.

Floderna som för närsalter till Laholmsbukten har i förhållande till N:P-kvoten 7:1 ett mycket markant kväveöverskott (Fleischer 1982). Likafullt har E. Graneli (1982) med hjälp av biotester konstaterat att kväve är begränsande för alg tillväxten ute i Laholmsbukten, d v s kvävet befinner sig där i underskott i förhållande till fosfor. En motsvarande bild kan erhållas i Göta älvs mynningsområde (fig. 10-15). Från viktskvoter av storleken 17-47 i mynningens flodvatten går vi snabbt (2-3 dygn) över till kvoter mindre än 7, ibland så låga som 1-2. Mynningen utgör ett exempel på klassisk estuariecirkulation och det ligger nära till hands att spekulera i vad blandningen med inträngande havsvatten (kompensationsströmmen) kan betyda för kvotändringen. Ser man endast till ytskiktet föreligger en vacker omvänd korrelation mellan kvoter och salthalter. Tar vi också med de djupare lagren visar det sig emellertid att korrelationen vänder riktning någonstans i närheten av salthalten 20 o/oo (fig. 15). Det

inströmmande "äkta" havsvattnet har tydligen också det högre kvoter, ofta högre än 7:1. De låga kvoterna i mellanskärgårdens bräckta vatten ser därför ut att vara följderna av biologisk aktivitet.

Studier av denitrifikationen i havsvatten (Gundersen 1981, Rönner 1983) har de senaste åren öppnat en väg till förklaring. Därmed kommer också den eventuella möjligheten att korrigera eutrofiering med kvävereducerande åtgärder i ett något annorlunda ljus. Kväveomsättningen i det marina ekosystemet är betydligt mer komplicerad än fosforomsättningen. Det finns en risk att en eventuell insats för att reducera kväveutsläppen neutraliseras genom att denitrifikationen minskar. Det kan mycket väl vara så att det pelagiska ekosystemet är uppbyggt på sådant sätt att kvävet utnyttjas som hastighetsregulator för primärproduktionen i systemets strävan att finna en balans på en viss nivå. Denna nivåns höjd kan bestämmas av tillgången på fosfor. Intresset för kväve som produktionsfaktor får inte leda till att arbetet med fosfor hålls tillbaka. Vi måste nu också gå ett steg vidare och försöka förstå hur olika mängder och proportioner av närsalterna påverkar resultatet av primärproduktionen i ekosystemet som helhet. För detta krävs det dock troligen ett kontinuerligt tvärvetenskapligt forskningsarbete bedrivet av grupper med en storlek som det för närvarande verkar vara små utsikter att få till stånd i Sverige. Med tanke på de stora summor som lagts och läggs på avloppsrening med fosforfällning längs våra kuster är detta ett allvarligt missförhållande.

REFERENSER

Dugdale, R. C., 1967: Nutrient limitation in the sea; dynamics, identification and significance. *Limnol. Oceanogr.* 12.

Eppley, R. W., Rogers J. N., McCarthy J.J., 1969: Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 14.

Eppley, R. W., Thomas W. H., 1969: Comparison of half-saturation constants for growth and nitrate uptake of marine phytoplankton. *Phycologia* 5.

Fleischer, S., Rydberg, L., Stibe, L., 1982: Transport av kväve och fosfor till Laholmsbukten. *VATTEN*, 38.

Fleming, R. H., 1940: The composition of plankton and units for reporting populations and production. *Proc. 6th Pac. Sci. Congr.* 1939, 3.

Gislén, T. 1930: Epibioses of the Gullmar fjord. Uppsala.

Graneli, E., Graneli, W., 1982: Eutrophication and Dinoflagellate blooms in Swedish coastal waters - possible causes and countermeasures (Mimeograph of paper for "Int. symp. on utilization of coastal ecosystems, Rio Grande, Brazil).

Gundersen, K., 1981: In: Assessment of the effects of pollution on the natural resources of the Baltic Sea, 1980, Baltic Sea Environment proceedings No 5, Helsinki. p 169-192.

Haug, A., Myklestad, E., Sakshaug, E., 1973: Studies on the phytoplankton ecology of the Trondheims fjord. I. Journ. Exp. Mar. Biol. Ecol. 11.

Michanek, G., 1967: Quantitative sampling of benthic organisms by diving on the Swedish west coast. Helgol. wiss. Meeresunters. 15.

Redfield, A. C., Ketchum, B. H., Richards, F. A., 1963: The influence of organisms on the composition of sea water. In: Hill, M. N.: The Sea. New York.

Rönner, U., 1983: Biological nitrogen transformations in marine ecosystems with emphasis on denitrification, Göteborg.

Söderström, J., 1971: The capacity of coastal waters to use nutrients in Bohuslän, Sweden. Bot. Mar. vol XIV.

Söderström, J., 1979: Tolkning av siktdjupsmätningar i kustvatten. VATTEN, 35/4.

Söderström, J., Rex, B., Rex, M., Hildenwall, E., 1976: Byfjorden - Marinbotaniska undersökningar. SNV PM 684, Stockholm.

Figurtexter

Fig 1-4. Koncentrationer av totalfosfor i Skageracks och Kattegatts ytvatten. Frågetecknen indikerar områden där mätningar saknas. Data från Fiskeristyrelsen. (Concentrations of total phosphorus in the surface layer of Skagerack and Kattegatt. Question marks indicate areas with no measurements. Data from the Swedish board of fishery).

Fig 5. Koncentrationer av löst oorganiskt fosfat (DIP). Jämför med fig 4. Data från Fiskeristyrelsen. (Concentrations of dissolved inorganic phosphate (DIP). Compare with fig 4. Data from the Swedish board of fishery).

Fig 6-7. Koncentrationer av totalfosfor och DIP i södra Kattegatts ytskikt vid slutet av våren 1982. Data från inst. för fysisk oceanografi i Göteborg. (Concentrations of total phosphorus and DIP in the surface layer of the south part of Kattegatt at the end of the 1982 spring. Data from the inst. for physical oceanography, Gothenburg).

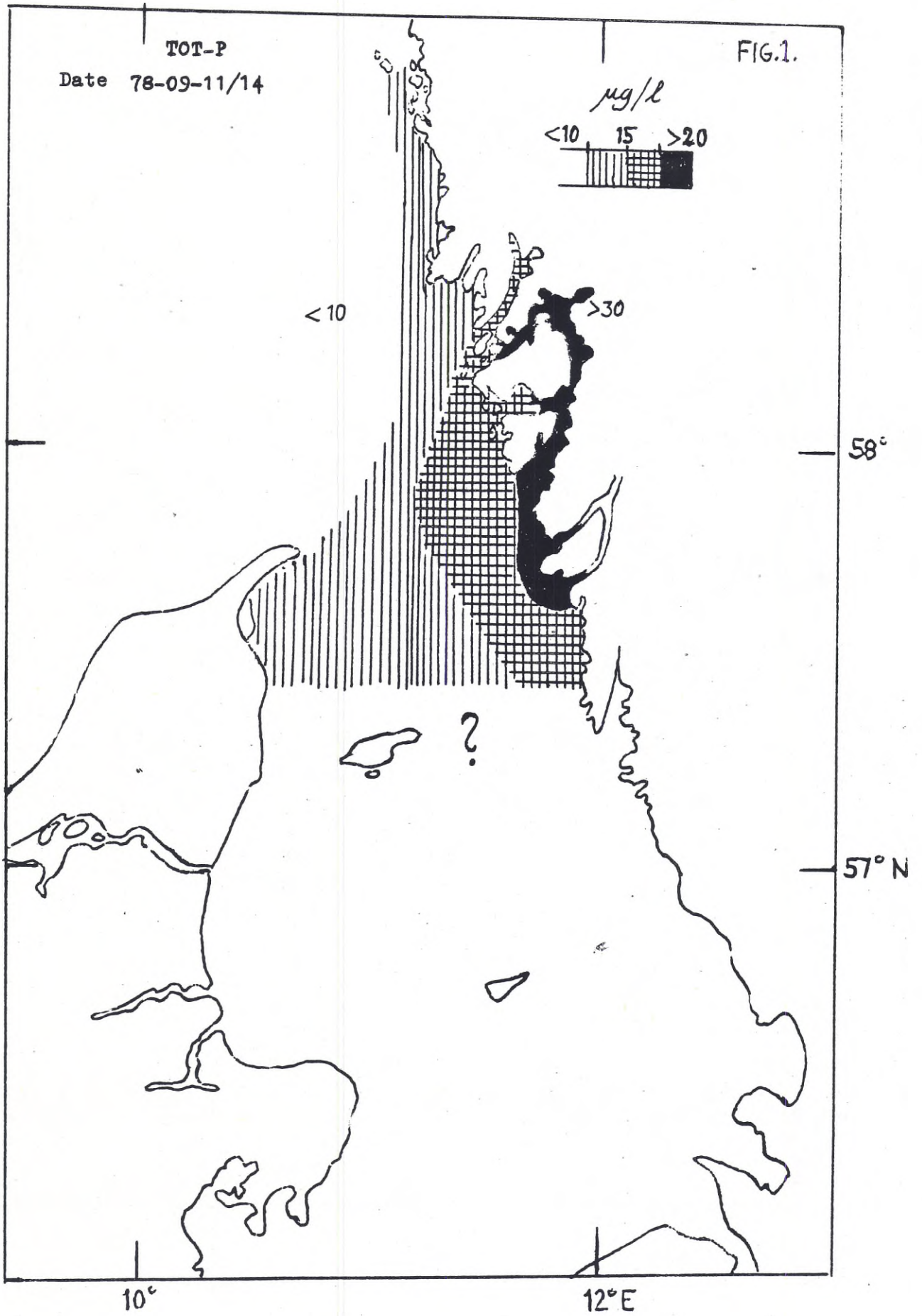
Fig 8. Teoretiska kurvor för tillväxtens hastighet vid olika koncentrationer av tillgängligt kväve och fosfat och halvmättnadskonstanten 7 $\mu\text{g}/\text{l}$ för kväve samt 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ för fosfat. Punkter förbundna med streckade linjer visar fall när kväve bestämmer hastigheten trots att N:P kvoten är den för plankton normala 7:1. (Theoretical curves for the response of the growth rate to different concentrations of available nitrogen and phosphorus with the half saturation constant 7 $\mu\text{g}/\text{l}$ for nitrogen and 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ for phosphate. Points connected with broken lines show examples when the growth rate is determined by nitrogen in spite of a normal N:P quotient of 7:1).

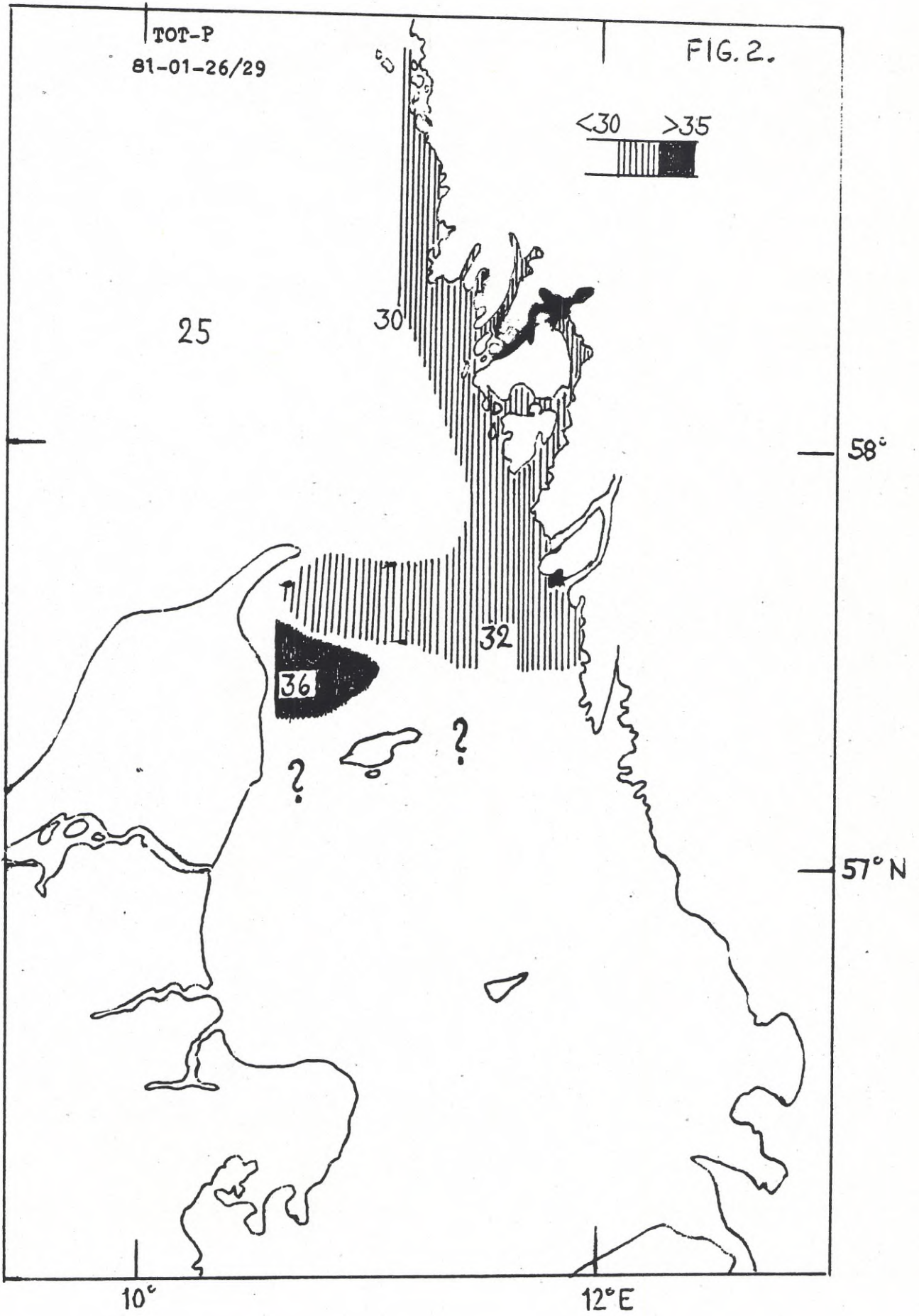
Fig 9. Förråd av tillgängligt kväve och fosfat i det översta 10 m vattenskiktet i Byfjorden, Uddevalla, under perioderna maj-november 1981 och april-september 1982. Skalan för N och P medger direkt jämförelse med N:P kvoten 7:1. Data från hälsovårdsnämnden i Uddevalla. (Store of available nitrogen and phosphate in a 10 m surface layer in Byfjorden, Uddevalla, during may-october 1981 and april-september 1982. The scales for N and P are made for direct comparison with the N:P quotient 7:1. Data from the public health board in Uddevalla).

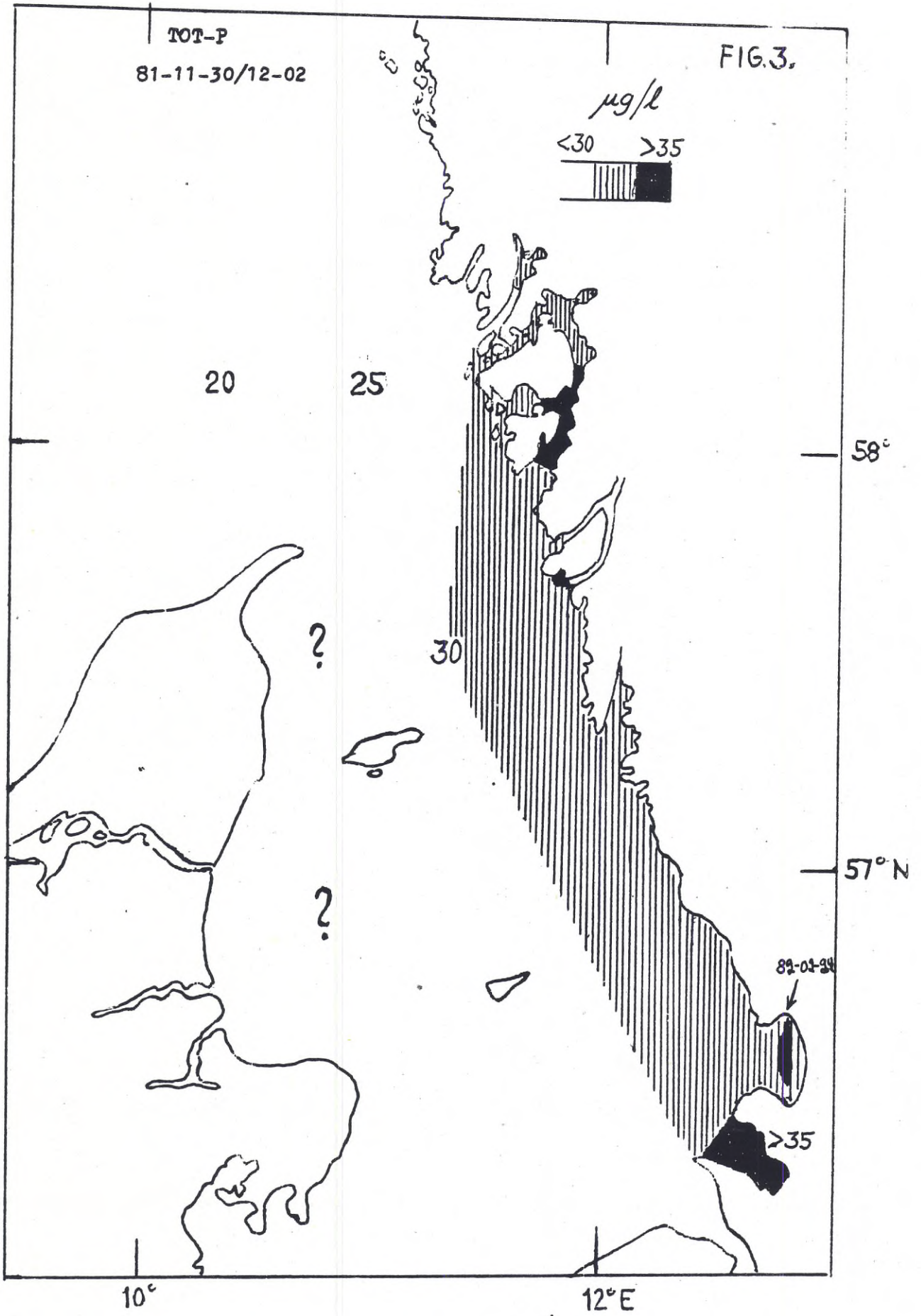
Fig 10. Karakteristiska salthalter i Göta älv-estuariet. Avståndet från stn 6 till stn 3 är c:a 15 km. Data från AB Hydroconsult. (Characteristic salinities in the Göta älv estuary. Distance from stn 6 to stn 3 about 15 km. Data from AB Hydroconsult).

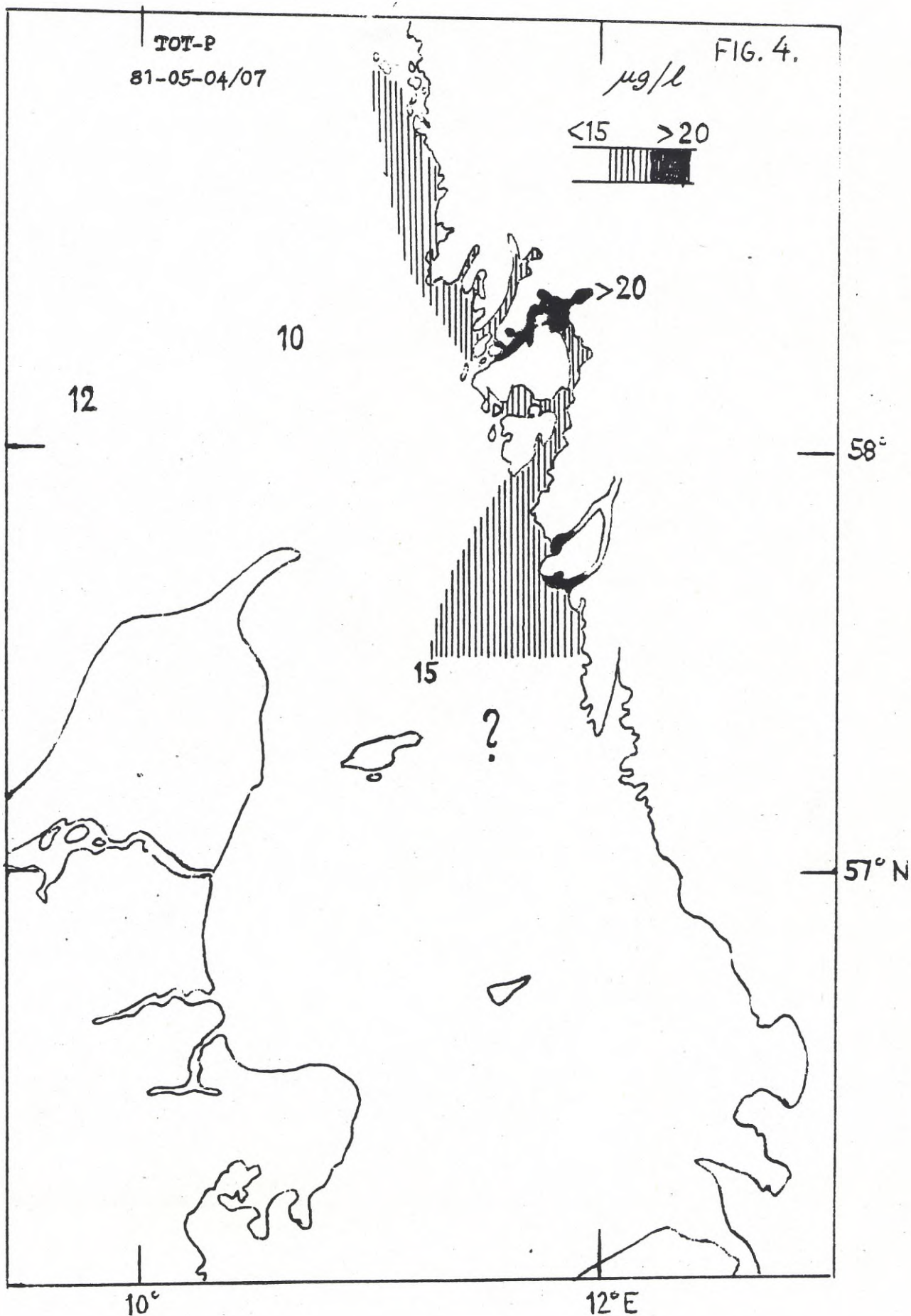
Fig 11-14. Kvoter tillgängligt kväve/tillgänglig fosfor i Göta älv-estuariet. Data från AB Hydroconsult. (Quotients by weight for available nitrogen/available phosphate in the Göta älv estuary. Data from AB Hydroconsult).

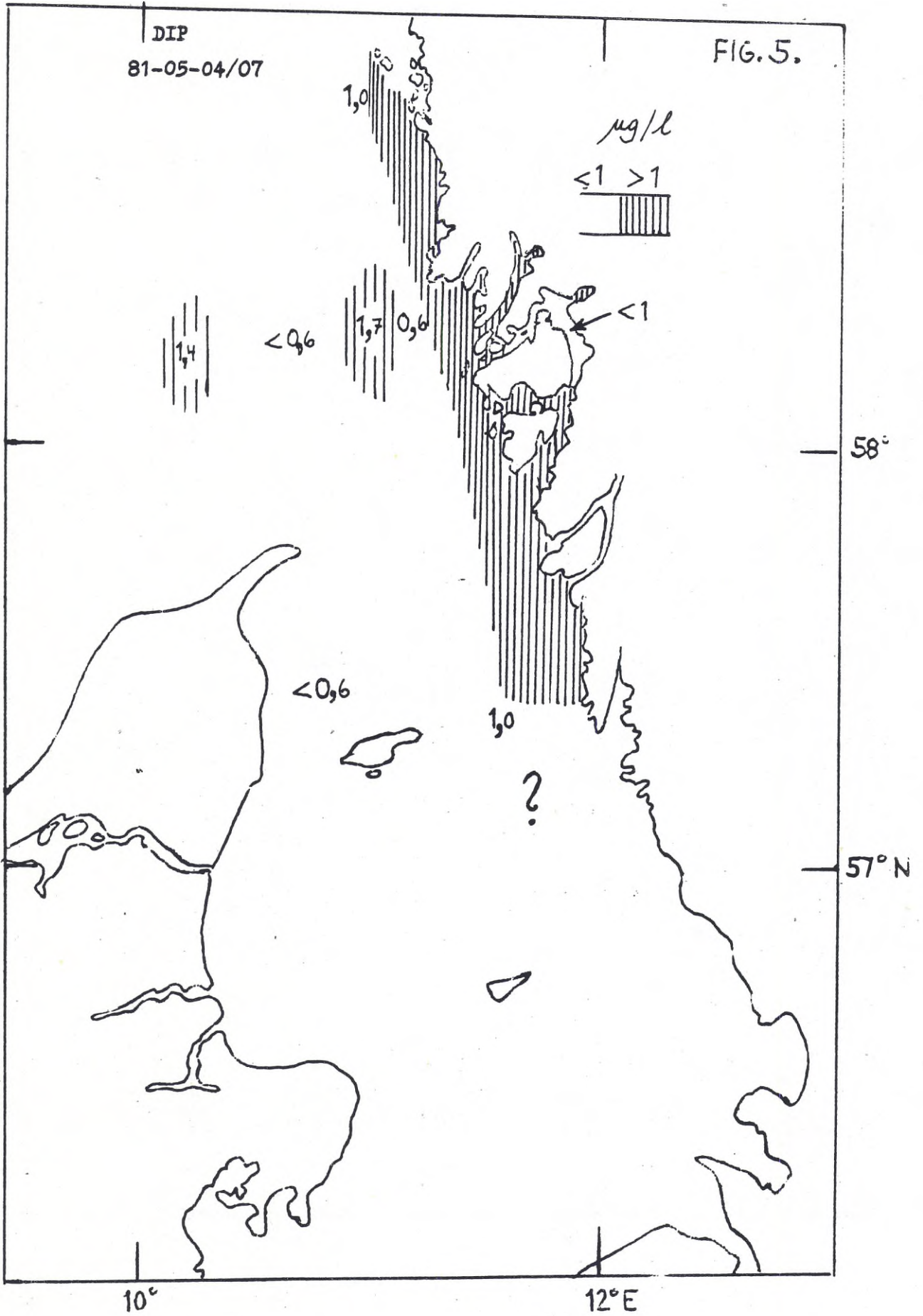
Fig 15. Relationer mellan N:P kvot och salthalt i Göta älv-estuariet våren 1982. (Relations between the N:P quotient and the salinity in the Göta älv estuary during the spring of 1982).











TOT-P
82-05- 25/27

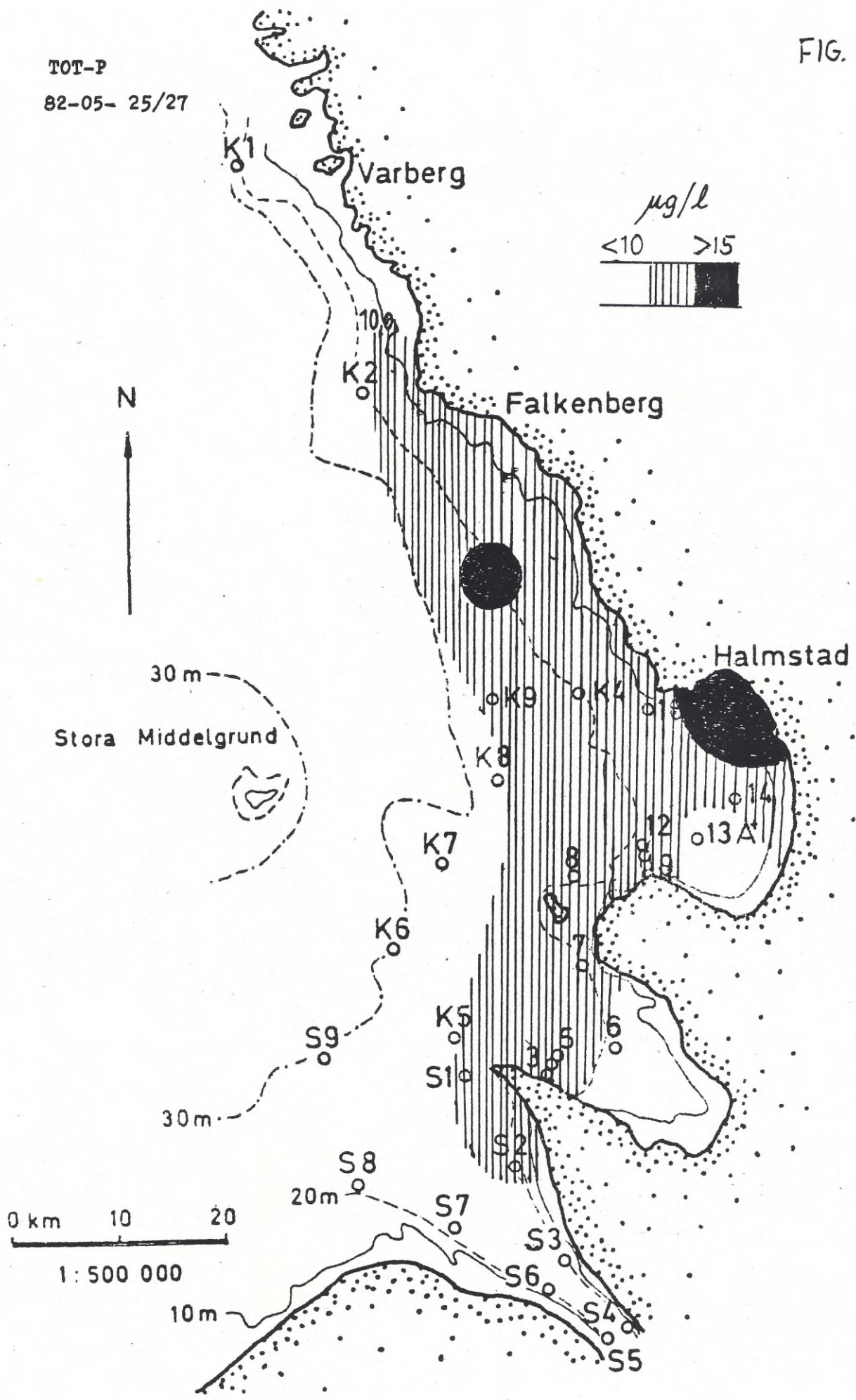


FIG. 7.

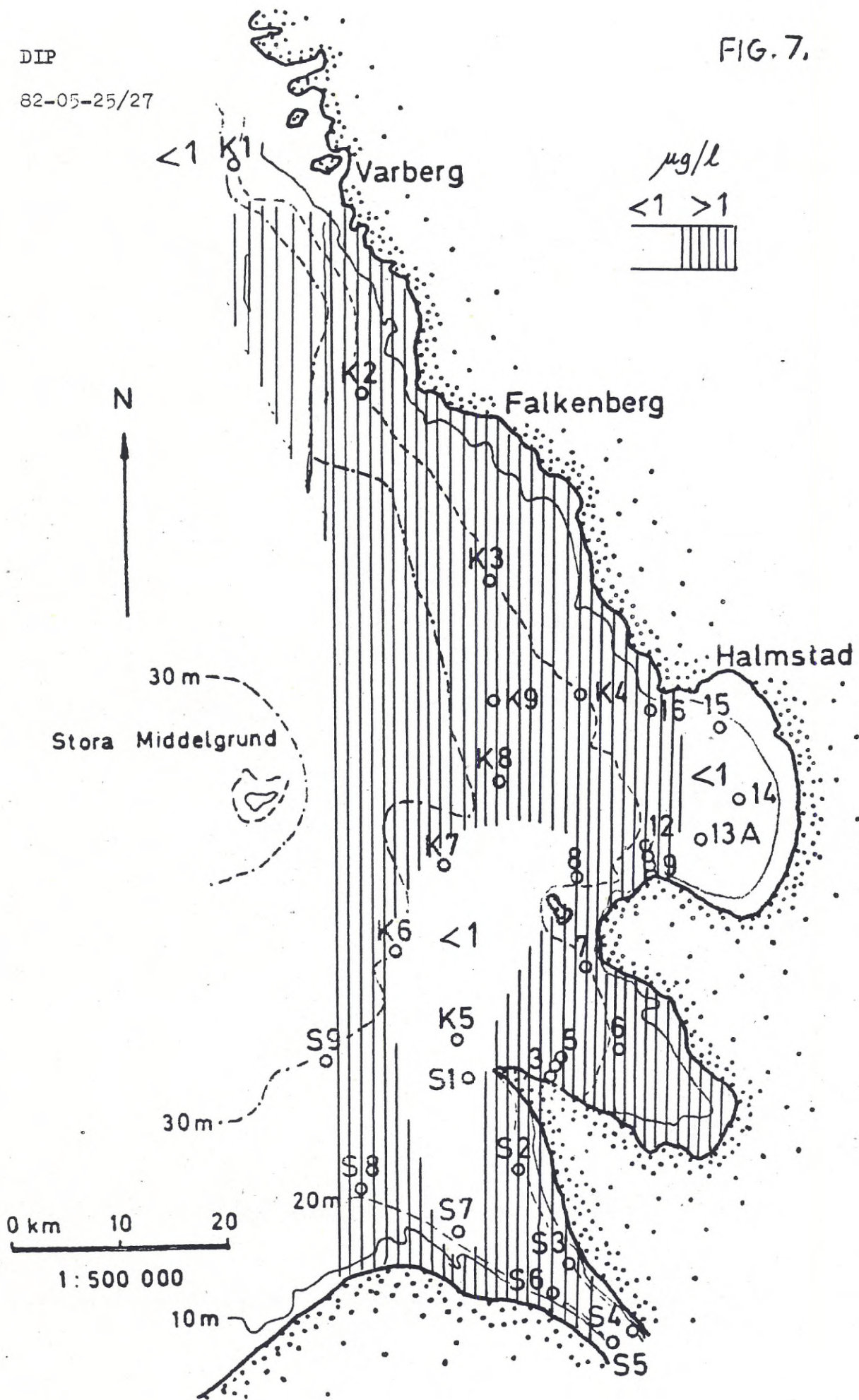


Fig. 8

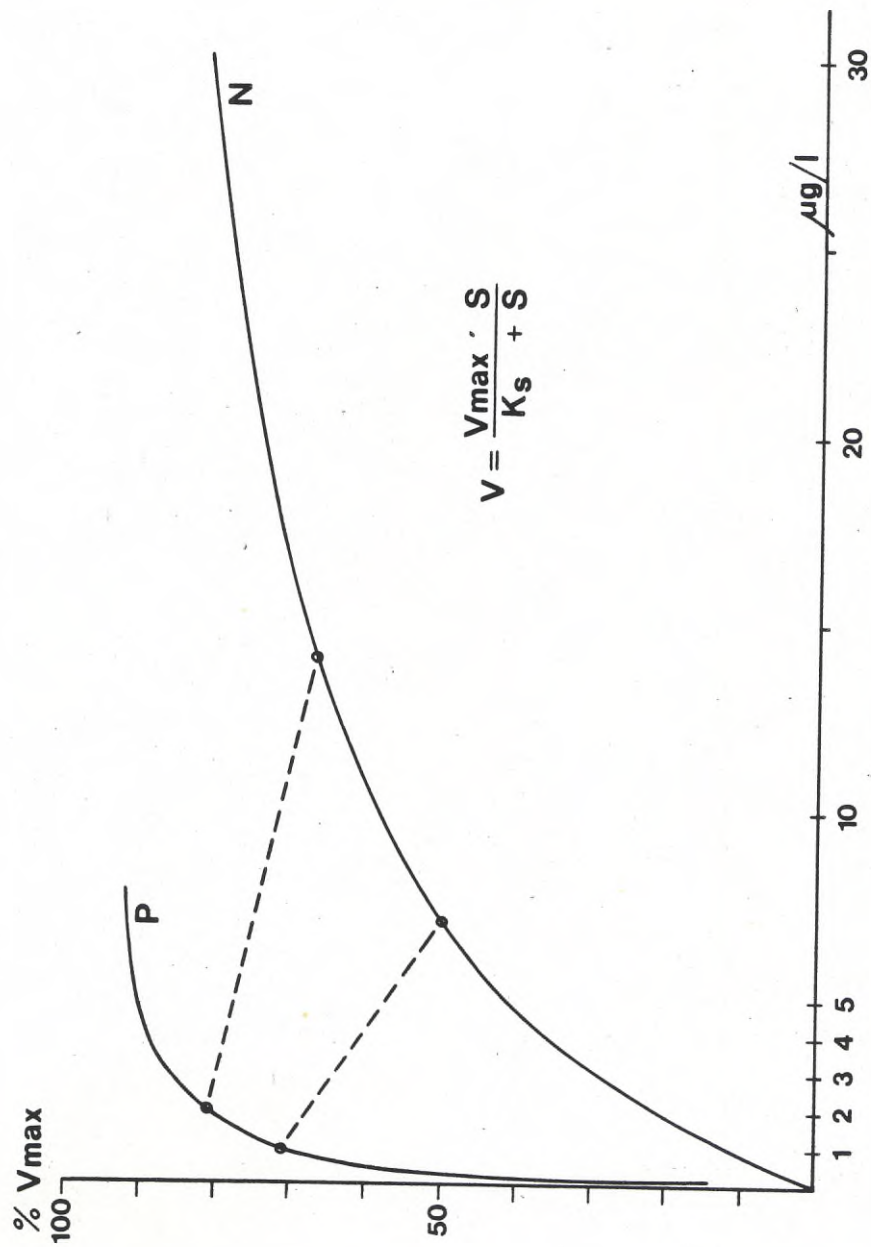


FIG. 9.

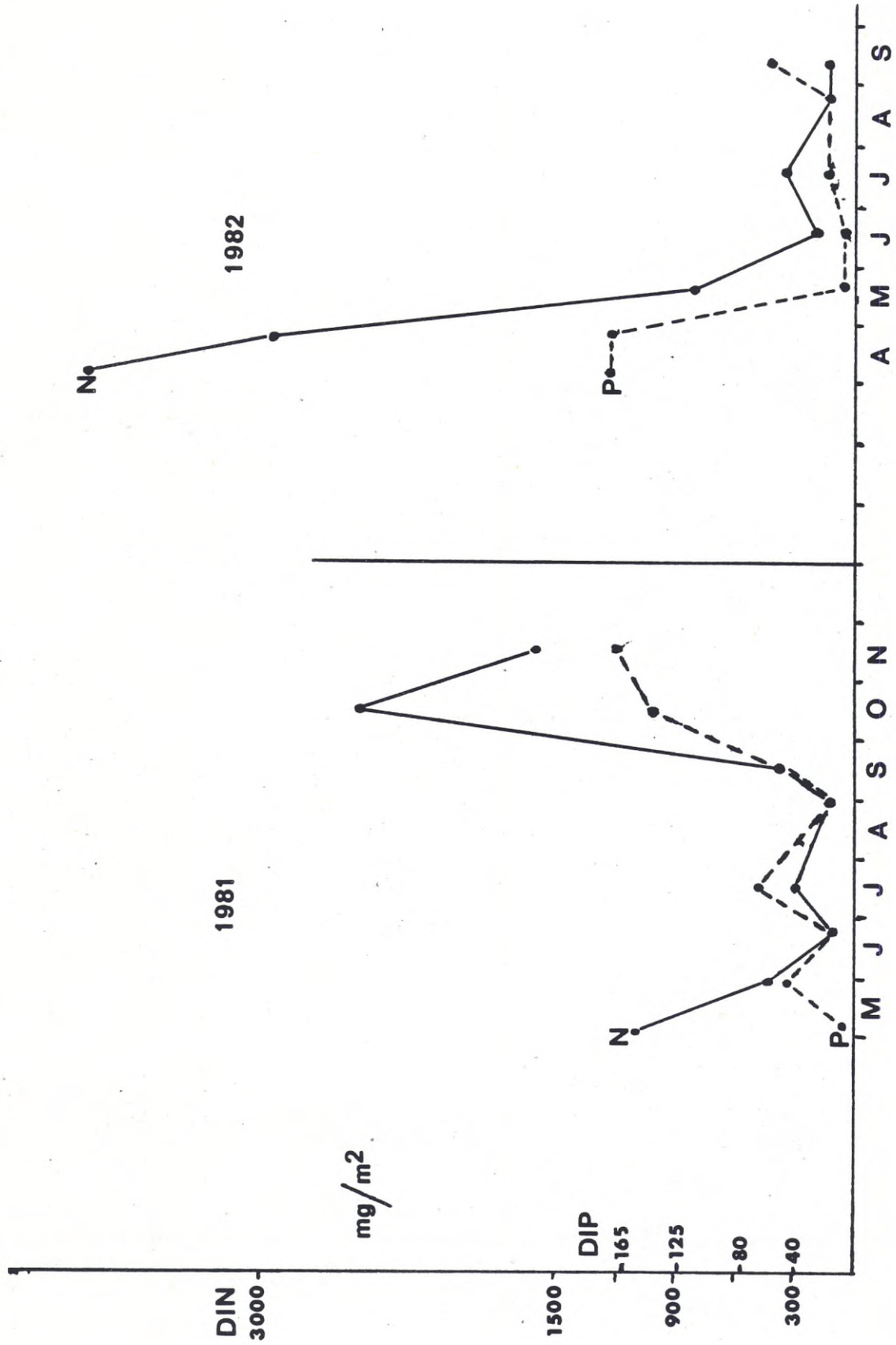


Fig. 10

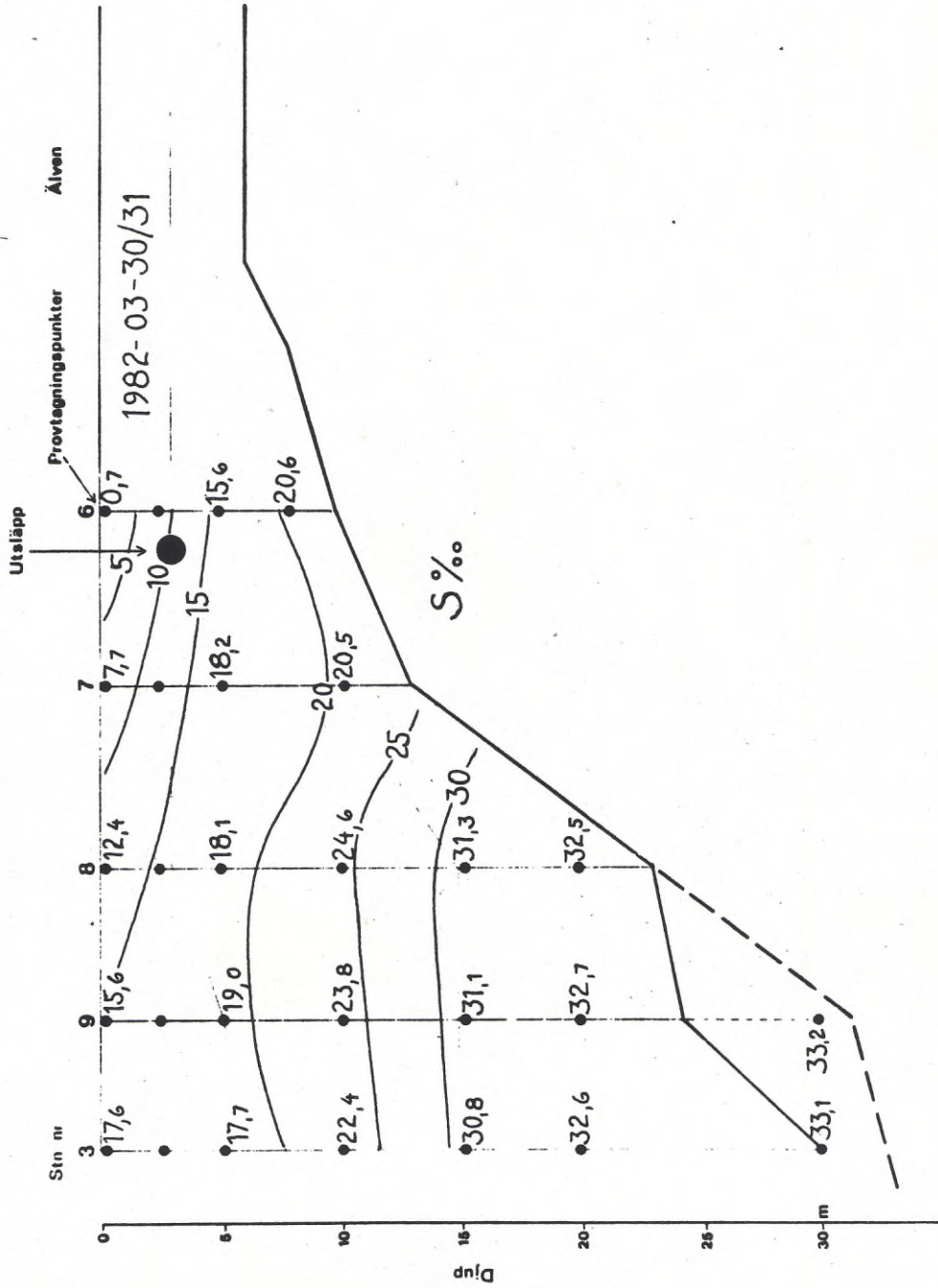


Fig. 11

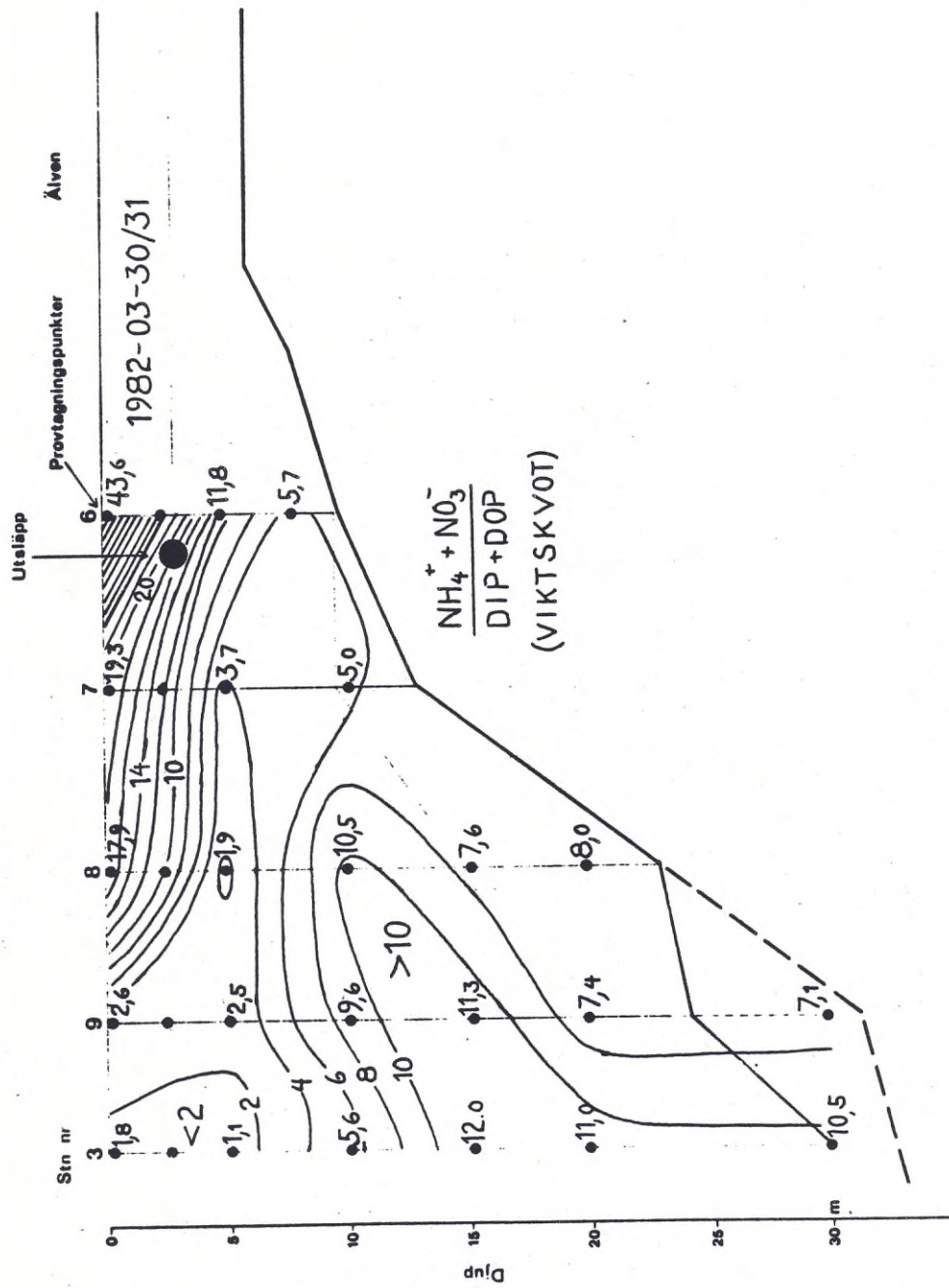


Fig. 13

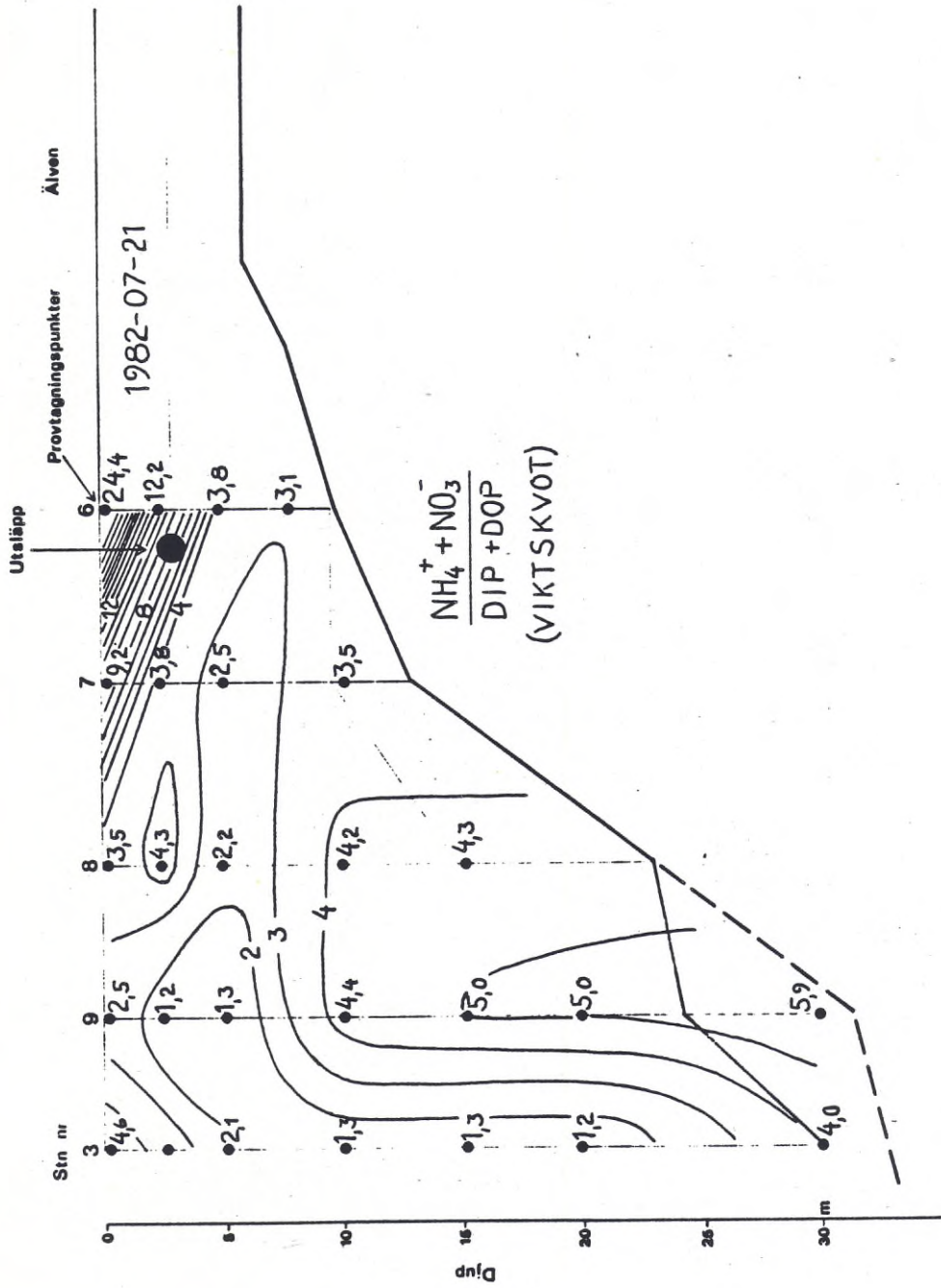
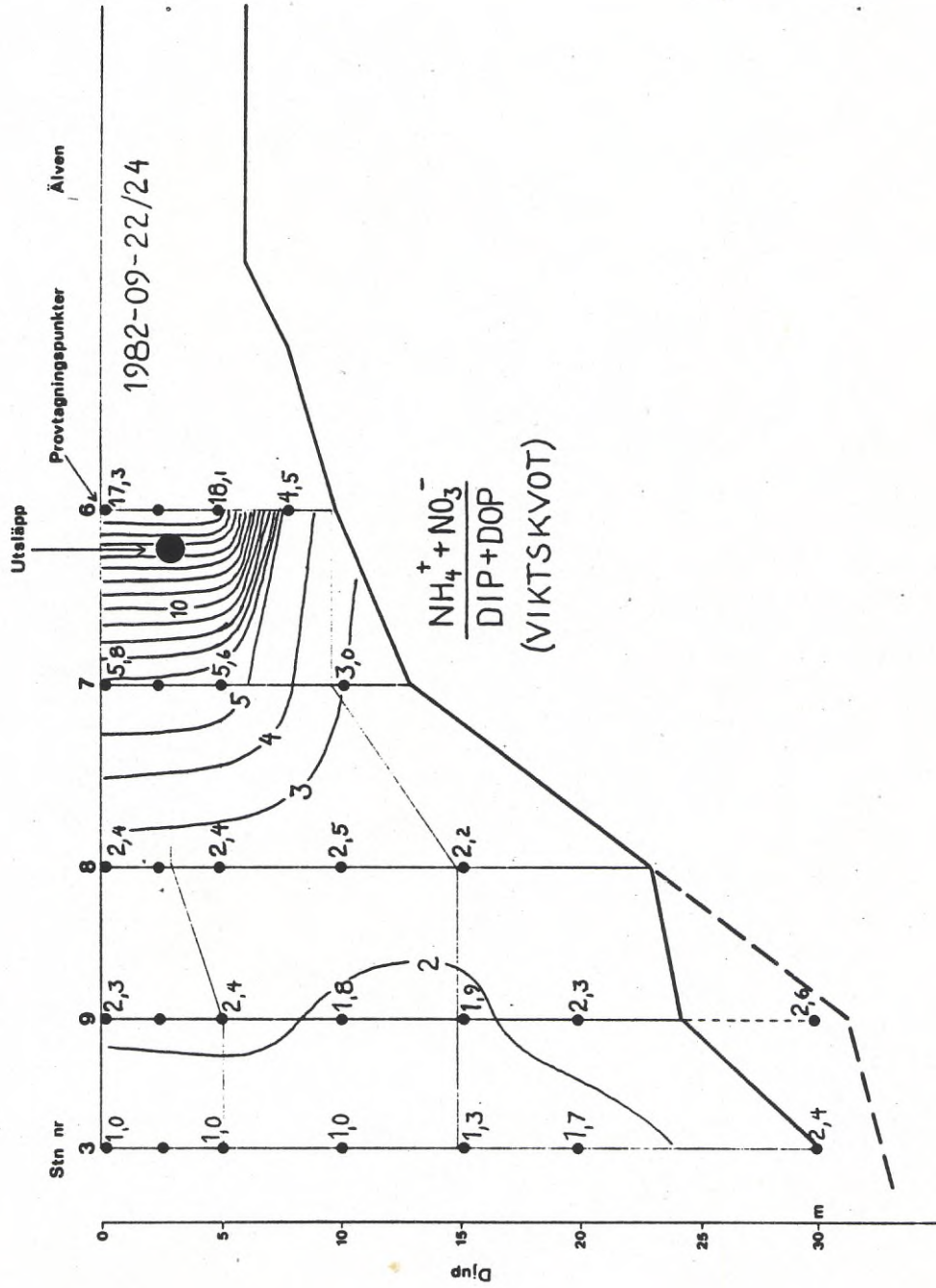


Fig. 14



TUNGMETALLBELASTNINGEN I VÄSTERHAVETS SEDIMENT

av

Ingemar Cato

Sver. geol. unders.
Box 670
751 28 UPPSALA

Göteborgs univ.
Maringeol. inst.
Box 7064
402 32 GÖTEBORG

SAMMANFATTNING

De recenta sedimenten har under de senaste decennierna fått rüna en allt större uppmärksamhet vad beträffar de möjligheter dessa erbjuder inom miljöövervakningen. Detta främst till följd av att de ger en förhållandevis god integrerad bild av en recipients miljöstatus under en tidsperiod av vanligen något år eller mer. I föreliggande arbete ges en översikt av några, ur bl.a. miljösynpunkt, viktiga tungmetallers (Hg, Pb, Cu, Ni, Zn, Cd, Co) koncentration och fördelning i Skagerraks och Kattegatts sediment under 1970-talet. Det sammanställda materialet har också utvärderats statistiskt med avseende på föroreningsbelastningen enligt d.s.k. gradientmetoden.

Sammanställningen visar att hela västerhavet, till följd av människans aktiviteter, mer eller mindre är utsatt för en antropogen tungmetallkontaminering (Co och Ni undantagna). I många fall är eller var orsaken direkta industriella och kommunala utsläpp till recipienten, t.ex. i Idefjorden, Välen, Askimsviken, Göteborgs skärgård och Byfjorden medan det i andra fall är frågan om en mer diffus kontaminering, t.ex. i Brofjorden 1972 och de öppna havsområdena.

Generellt sett är Hg och Pb de två mest anrikade metallerna i sedimenten, vilket även äger sin giltighet i områden belägna långt ifrån industricentra. Orsaken står att finna i det mycket omfattande atmosfäriska nedfallet till följd av att dessa metaller huvudsakligen emitteras till luften, vilket således medger stora spridningsmöjligheter.

Tungmetallkoncentrationerna är oftast betydligt högre och variationsbredden större i de kustnära recipienterna jämfört med de kustdistala områdena, vilket hänger samman med närheten till utsläppskällorna, depositionsmiljöerna och sedimentationsprocesserna.

Gradientmetoden utpekar Idefjorden och Välen (före 1974) som de med avseende på alla tungmetallerna, Ni undantagen, mest förorenade kustområdena i Västerhavet. Göteborgs skärgård kan, när det gäller kvicksilver, även räknas till denna mycket allvarligt belastade grupp av recipienter. By-

fjorden och Askimsviken är två andra relativt hårt belastade kustavsnitt, medan övriga områden generellt sett uppvisar en måttlig eller ringa belastning, som i vissa fall ligger mycket nära den naturliga bakgrunden. Kattegatt och Gullmarsfjorden uppvisar dock en klar belastning vad beträffar Hg respektive Ni.

Den vertikala tungmetallfördelningen i sedimenten visar i samtliga studerade områden på en kraftig antropogen ökning under industriell tid. Genom jämförande studier av undersökningar utförda med några års mellanrum i Skagerrak och Idefjorden samt i fjordsystemet Koljöfjord - Kalvöfjord och Havstensfjord norr om Orust har denna trend tyvärr konstaterats bestå under 1970-talet. Enda undantag är Välen, som genomgått en radikal förbättring till följd av stoppat spillvattenutsläpp 1974 med efterföljande resuarering av området.

INLEDNING

Tungmetaller är en sammanfattande term för en grupp persistenta ämnen som bl.a. inte kan förstöras genom biologisk nedbrytning. Denna oförstörbarhet medför att de under vissa omständigheter kan anrikas, ackumuleras och bevaras såväl i näringskedjorna som i sedimenten. Vissa av dessa metaller (t.ex. Zn, Cu, Mo) är essentiella och behövs i små kvantiteter hos många levande organismer, däribland människan. Vid högre halter blir de emellertid toxiska (se Venugopal & Luckey 1975), vilket i många fall innebär att små tillskott av dessa ämnen utöver den naturliga bakgrunds-nivån, kan leda till biologiska skadeeffekter. Effekter som inte enbart drabbar människans miljö utan också henne själv, vilket mänskligheten vid flera tillfällen på ett dramatiskt sätt blivit påmind om - t.ex. kvicksilverkatastroferna i Japan omkring 1960 (Kurland et al. 1960, Fujiki 1972, Goto 1973). I Sverige finns många områden utmed kusten som är svartlistade till följd av att kvicksilverhalten i muskelvävnaden hos fisk överstiger 1 µg/g.

De recenta sedimenten har under de senaste decennierna fått röna en allt större uppmärksamhet vad beträffar de möjligheter dessa erbjuder inom miljöövervakningen. Detta främst till följd av att de ger en förhållandevis god och tillförlitlig bild av en recipients miljöstatus. Spridningen av t.ex. tungmetaller från tätorter, industrier, jordbruk etc. kan ofta väl dokumenteras utifrån sedimentstudier, och med kännedom om ackumulationshastigheter kan analyser av olika nivåer i sedimenten historiskt tidfasta dylika störningar i miljön, samt belysa utvecklingen av dessa (se översikter i Förstner & Müller 1974, Förstner 1976, 1980, Cato 1977).

Allt detta kommer sig av att många ämnen i havet, t.ex. tungmetaller, upptas av organismer och/eller binds genom processer som adsorption, utfällning, jonbyte, komplexbildning etc. till organiska och oorganiska partiklar (se t.ex. Förstner & Patchineelam 1976), vilka med tiden sjunker ned genom vattenmassan och bäddas in i havsbotten. Särskilt intensiv är sedimentationen dels i:

- 1) estuarina områden, där mötet mellan sötvatten från utmynnande vattendrag och havsvattnet medför att uttransporterat suspenderat material flockuleras och därmed sedimenterar hastigare än om de uppträtt i solitärt tillstånd (t.ex. Postma 1967) och dels i
- 2) skyddande områden med ett tillräckligt stort vattendjup, så att bottarna inte utsätts för vågverkan.

Sedimentens innehåll av tungmetaller styrs dock inte enbart av recipientens hydrografi och bottenodynamik utan även andra faktorer som miljöns pH och redoxsituation, sedimentens fysikaliska tillstånd och bioaktiviteten i dessa etc. har i varierande grad en avgörande betydelse (se t.ex. Förstner & Müller 1974, Håkansson 1981). Det är således av stor vikt att tolkningen av sedimentdata sker mot bakgrund av bl.a. nämnda faktorer.

TOLKNING AV TUNGMETALLDATA

Tungmetaller som Hg, Pb, Cu, Ni, Zn, Cd m.fl. är ofta starkt koncentrerade till och bundna vid det organiska materialet i sedimenten, vilket bl.a. återspeglas i de starkt positiva korrelationerna mellan dessa element och det organiska materialet (se bl.a. Piper 1971, Thomas 1972, 1973, Ryding & Borg 1973, Kuijpers 1974, Förstner & Müller 1974, Clifton & Vivian 1975, Loring 1975, Rust & Waslenchuck 1976, Cato 1977, Cato et.al. 1978, Edgren 1978).

Detta innebär i korthet att halten av tungmetaller ökar när halten organiskt material (bindningsmediet) ökar, dvs en relativt sett hög metallkoncentration i t.ex. en del av en recipient kan vara orsakad enbart av en hög organisk halt i sedimenten, vilket ofta i sin tur återspeglar depositions miljön. Dessa förhållanden leder till att det är mycket vanskligt att tolka koncentrationsdata över tungmetaller oberoende av den organiska halten i sedimenten, eftersom en tungmetallhalt i en viss recipient kan vara helt normal, medan samma koncentration i en annan recipient kan bero på en antropogen kontaminering.

För att undvika att felaktiga slutsatser dras vid tolkning av sedimentdata har av Cato (1977) utarbetats d.s.k. gradientmetoden. Denna bygger på ytsedimentdata från ett antal prover med jämn fördelning över en recipient, oberoende av sedimenttypen. Man är således inte enbart hänvisad till prover tagna i utpräglade depositionsbottnar. Genom regressionsanalys erhålls gradienten (lutningskoefficienten) för samband mellan metallen i fråga och det organiska materialet (bindningsmediet). Gradienten utgör sedan ett mått på recipientens belastning. Ju större lutningskoefficient desto högre grad av belastning (tungmetallkontaminering) i recipienten, dvs desto mer förorenad än recipienten.

KONCENTRATIONER OCH BELASTNING I SEDIMENTEN

I föreliggande översikt redovisas några tungmetallers fördelning, anrikning och grad av belastning i Skagerrak, Kattegatt och en del av deras kustrecipienter (fig. 1). De behandlade metallerna representerar några av de ämnen som på grund av användningsmönster, använda kvantiteter och toxiska egenskaper anses innebära så stora miljörisker att det är angeläget att övervaka deras förekomst i miljön och vidtagna åtgärder mot dess eventuella spridning.

Vid en dylik översikt är det ofrånkomligt att inte utgå ifrån det, nu ur nordiskt hänseende, snart klassiska pionjärarbete som Olausson och hans medarbetare utförde i Skagerrak och Kattegatt 1969-70 (Olausson et.al. 1972, Olausson 1975a). Det är detta arbete som vi till största delen är

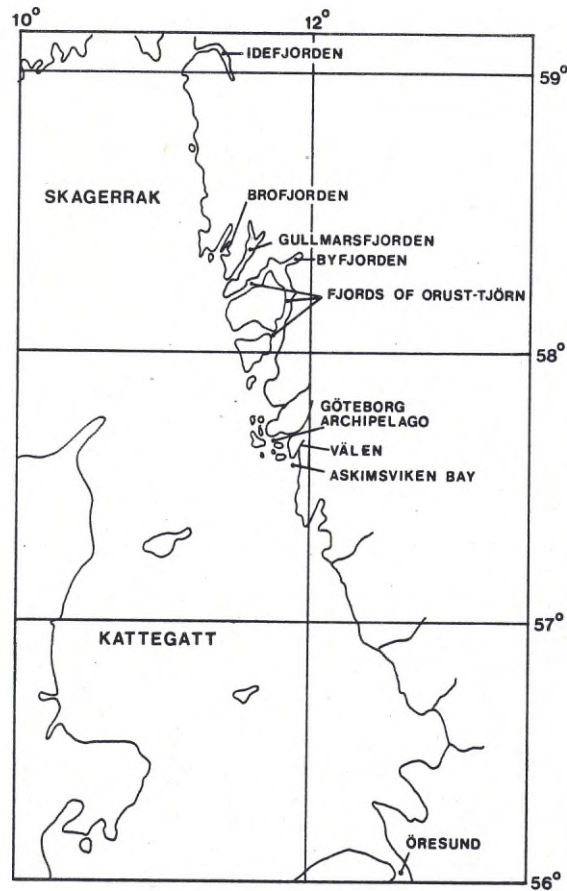


Fig. 1. Översiktskarta för Kattegatt och Skagerrak, med områden nämnda i texten markerade.

Outline map of the Kattegatt and Skagerrak areas, showing localities mentioned in the text.

hänvisade till idag vad beträffar kunskapen om koncentrationsfördelningen av tungmetaller, närsalter och organiskt material i Västerhavets sediment. Bland pionjärinsatserna skall också Hasselrots undersökningar nämnas från 1966-70 av fisk, vatten och sediment ifrån olika områden i Sverige, däribland några recipienter i Västerhavet (Hasselrot 1971, 1972). Modernare undersökningar i Västerhavet har med ett enda undantag koncentrerats till de enskilda kustrecipienterna.

Sedimentanalyserna från Gullmarsfjorden (Joslin 1982), Idefjorden 1977 (Knutzen et.al. 1978) och Skagerrak 1979 (Pederstad 1982) har analyserats enligt svensk standard, medan analyserna i alla övriga områden med undantag för Hg utförts enligt metoder beskrivna av Olausson (1975c). Detta medför en viss osäkerhet vid direkta jämförelser mellan dessa olika områden eftersom olika analysmetoder ger olika resultat. Generellt sett leder analyser enligt svensk standard till högre koncentrationer, eftersom mineralen inte lämnas intakta vid dessa analyser.

Skagerrak och Kattegatt

De dominerande strömmarna i Skagerrak och Kattegatt utgörs av den längs

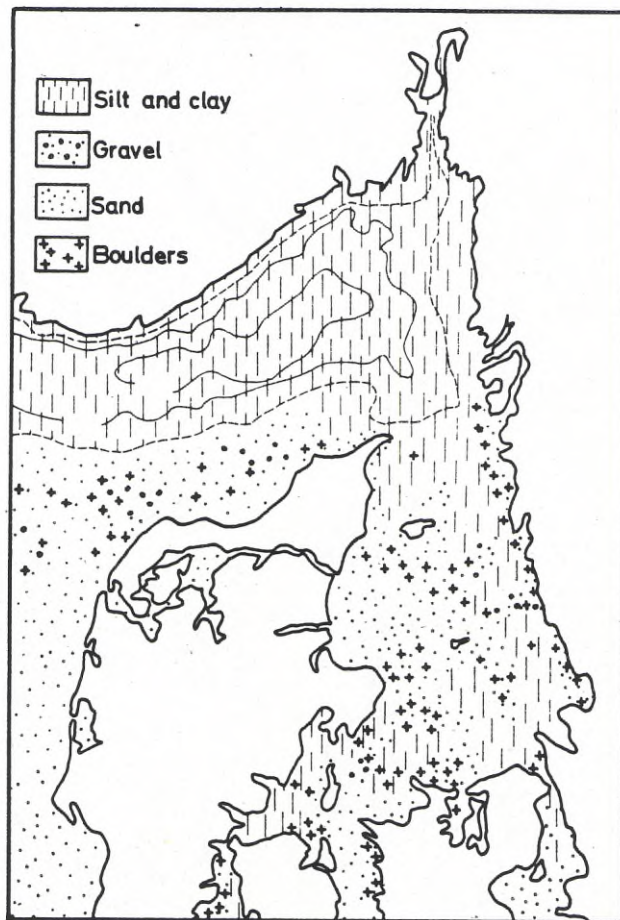


Fig. 2. Sedimentfördelningen i Kattegatt och Skagerrak (Olausson 1975a efter Anon. 1970).

Distribution of sediments in Kattegatt and Skagerrak (Olausson 1975a after Anon. 1970).

svenska kusten nordgående Baltiska strömmen och den från Nordsjön kommande Jutska strömmen. Vattnets omsättningshastighet i området är relativt hög, ca 1 år i Kattegatt och ca 3-4 månader i Skagerrak. Sedimentfördelningen i området är endast känd i grova drag (fig. 2) (för Kattegatt se även Mörner 1969).

Sedimentationen i Kattegatt och Skagerrak anses främst vara beroende på omlagringen av bottensediment och i mindre utsträckning av den flodburna sedimenttillförseln. Kustzonen utgör i allmänhet en fälla eller ett filter för transport av sediment ut till det öppna havsområdena (se t.ex. Postma 1980 och jmf. Norrman & Håkansson 1978). En betydande transport av suspenderat material till Skagerrak sker dock från södra Nordsjön med hjälp av Jutska strömmen (bl.a. Rodhe 1973, Pederstad 1982), och det finns starka indikationer på att också föroreningar från den Tyska och Holländska nordsjöskusten förs in denna väg (t.ex. Duinker 1980). Tillförseln vad avser närsalter, biokemiskt syreförbrukande substanser och föroreningar som t.ex. tungmetaller från omgivande landområden är ansenlig till dessa havsområden (se t.ex. FRP 1978). Kattegatt är dessutom starkt eutrofierat, vilket framgår av sedimentens låga C/N kvoter (Olausson 1975a).

Tabell 1. *Vitsedimentens koncentration av organiskt kol och tungmetaller i några områden utmed svenska västkusten. Med undantag för Gullmarsfjorden, har analyserna utförts i enlighet med metoder givna av Olausson (1975c).*

Organic carbon and heavy-metal concentrations in the superficial sediments of some areas along the Swedish west coast. With exception for Gullmarsfjorden the analyses have been carried out according to the methods given by Olausson (1975c).

Regime	Date of investigation	No of samples	Org. carbon (Org. C)		Mercury (Hg)		Lead (Pb)		Copper (Cu)		Reference
			Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	
Askimsviken Bay	1973	20	1.6 - 61.8	13.3	<5 - 2200	265	2 - 38	9.1	2.3 - 22	7.4	Cato et. al 1978
Upper Välen	1973	6	37.2 - 156	94.0	1010 - 2480	1350	135 - 292	190	72 - 132	97	Cato 1977
Göteborg archipelago	1982	32	6.1 - 36.6	21.8	116 - 3510	768	0.01 - 22	9.9	1.4 - 12	5.0	Cato unpubl.
Orust-Tjörn water-system	1970	29	16.3 - 70.6	31.1	136 - 335	253	8 - 25	15	5 - 48	14	Olausson 1975a
Byfjorden	1970-74	9 ¹	9.0 - 51.0	33.5	5 - 1200	179	9 - 39	23	5 - 50	21	Olausson 1975b
Gullmarsfjorden	1981	12	8.0 - 40	31.4	60 - 180	128	20 - 50	39	5 - 27	22	Joslin 1982
Brofjorden	1972	67	10.8 - 65.2	33.0	31 - 294	160	0.3 - 31	16	2.3 - 12	7.9	Cato 1977
Idefjorden	1975	11	30.0 - 180	81.4	670 - 2900	1420	53 - 210	115	20 - 176	94	Olausson & Engvall unpubl.
Kattegatt	1970	66	4.0 - 24.7	11.2	27 - 220	121	1 - 23	11.5	1 - 13	4.6	Olausson 1975a
Skagerrak	1970	49	2.0 - 27.0	16.8	15 - 198	78	3 - 22	10.5	1 - 8	5.0	Olausson 1975a

¹ Antal stationer för org. kol är 15 och för kvicksilver 58.
The site numbers of org. carbon are 15 and of mercury 58.

Tabell 1. *forts.*
cont.

Regime	Date of investigations	No of samples	Nickel (Ni) ($\mu\text{g/g}$)		Zinc (Zn) ($\mu\text{g/g}$)		Cadmium (Cd) ($\mu\text{g/g}$)		Cobalt (Co) ($\mu\text{g/g}$)		Reference
			Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	
Askimsviken Bay	1973	20	0.8 - 14	3.3	8 - 183	42	-	-	-	-	Cato et.al 1978
Upper Vätten	1973	6	11 - 18	14	452 - 623	529	-	-	-	-	Cato 1977
Göteborg archipelago	1982	32	2.4 - 24	8.4	-	-	0.07 - 3.4	0.56	-	-	Cato unpubl.
Orust-Tjörn water-system	1970	29	4 - 15	8.9	25 - 250	81	-	-	1 - 13	4.7	Olausson 1975a
Byfjorden	1970-74	9	2 - 11	5.9	37 - 186	110	-	-	0 - 4	1.8	Olausson 1975b
Gullmarsfjorden	1981	12	11 - 47	34	40 - 190	134	<0.5 - 0.7	<0.5	-	-	Joslin 1982
Brofjorden	1972	67	4 - 17	10	11 - 198	62	-	-	-	-	Cato 1977
Idefjorden	1975	11	6.3 - 9.2	7.7	107 - 1378	535	0.56 - 14.4	5.8	-	-	Olausson & Engvall unpubl.
Kattegatt	1970	66	2 - 16	6.3	6 - 98	36	-	-	1 - 7	3.0	Olausson 1975a
Skagerrak	1970	55	2 - 14	7.8	10 - 57	34	-	-	1 - 6	3.0	Olausson 1975a

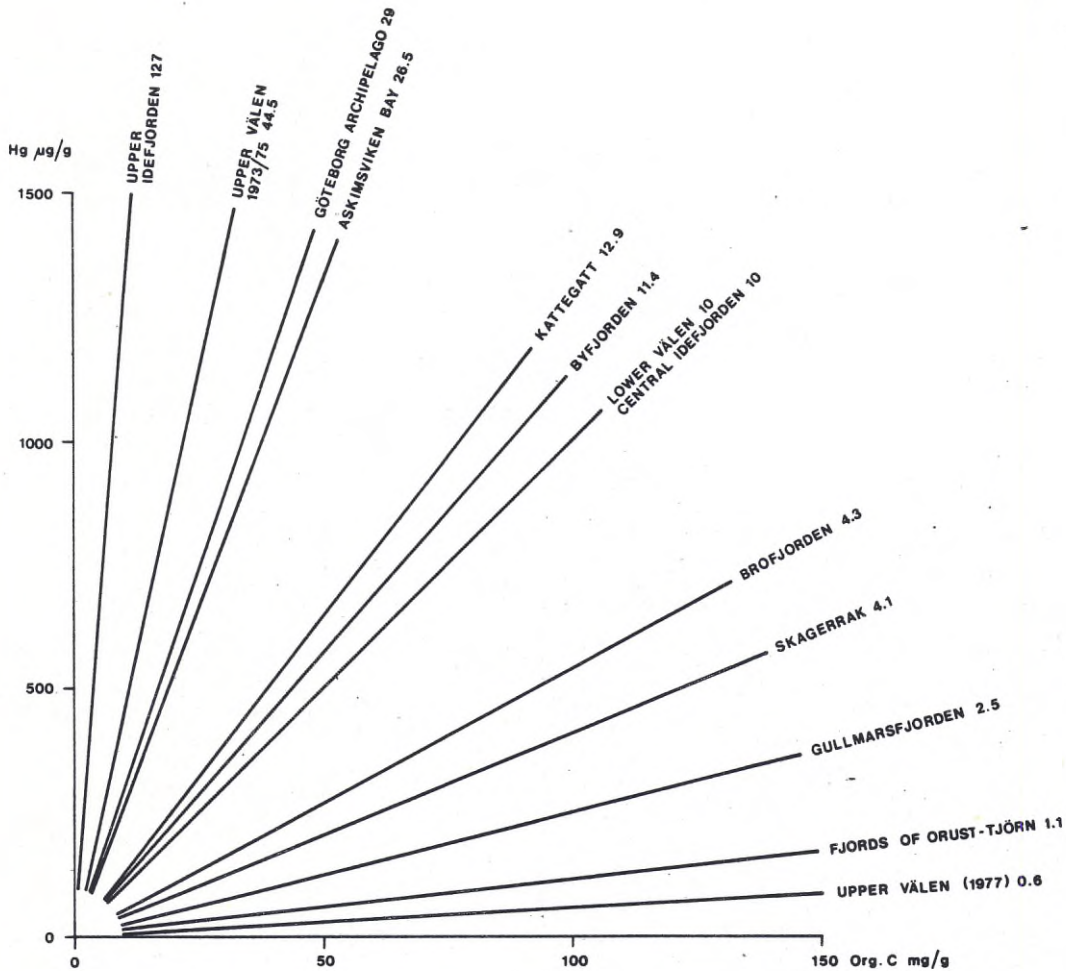


Fig. 3. Kvicksilverb belastningen eller graden (gradienten) för kvicksilverkontaminering i Skagerraks och Kattegatts ytsediment. Belastningen illustreras med lutningskoefficienten för sambandet mellan kvicksilver och organiskt kol enligt d.s.k. gradientmetoden (Cato 1977). Grad av kontaminering ökar med ökad lutningskoefficient. Noter återhämtningen i Välen mellan 1975 och 1977.

The mercury-load or the degree (gradient) of mercury contamination in the superficial sediments of Skagerrak and Kattegatt. The load is illustrated by the inclination coefficient of the relationship between mercury and organic carbon, according to the gradient-method (Cato 1977). The degree of contamination increases with increasing inclination coefficient. Note the recovery of the Välen estuary between 1975 and 1977.

Tungmetallkoncentrationerna i Skagerraks och Kattegatts bottensediment undersöktes som tidigare nämnts 1969-70 av Olausson och hans medarbetare (Olausson et.al. 1972, Olausson 1975a). Koncentrationsintervall och medelvärden för respektive öppna havsområde återfinns i tabell 1. Halterna är oftast betydligt lägre än de som påträffas inomskärs och i fjordarna, samtidigt som variationsbredden är mindre än i de kustnära områdena. Några signifikanta koncentrationsskillnader vid beaktande av medelvärdena föreligger inte mellan Skagerrak och Kattegatt, men variationer förekommer

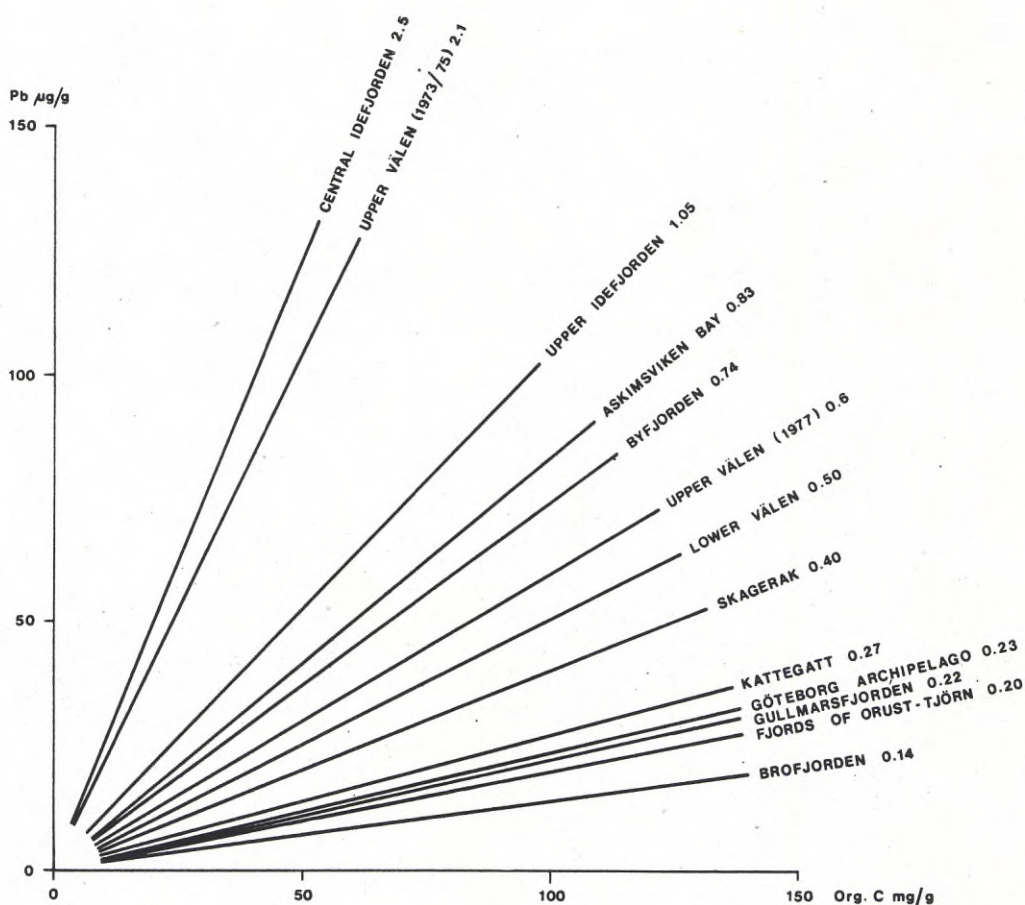


Fig. 4. Blybelastningen eller graden för blykontaminering i Skagerrak och Kattegatts ytsediment. För ytterligare förklaring se figur 3.

The lead-load or the degree of lead contamination in the superficial sediments of Skagerrak and Kattegatt. For further explanation, see Fig. 3.

mellan olika delområden, vilket framgår av kartorna presenterade av Olsson (1975a). Belastningssituationen för tungmetallerna i ytsedimenten 1969-70 illustreras i figurerna 3-7. Ur dessa framgår det att de öppna havsområdena i Kattegatt och Skagerrak hade en normal belastning vad beträffar Cu, Zn och i viss mån Pb och Ni 1970. Däremot var Hg belastningen i Kattegatt anmärkningsvärt hög.

Situationen i dessa havsområden idag kan vara annorlunda, men om detta vet man egentligen ingenting. Pederstads undersökningar 1979 av Skagerrak (Pederstad 1982) pekar dock på en 15-20 procentig ökning av de två element, Cu och Zn, som han undersökt (tabell 2). Det är emellertid angeläget att förnyade undersökningar utförs i området så att klarhet kan bringas i vilka förändringar som eventuellt kan ha skett i området sedan 1970.

Anriktningsfaktorerna, som beskriver den antropogena ökningen av tungmetaller från preindustriell tid och fram till våra dagar (1970) är låg i Skagerrak och Kattegatt (tabell 3). En ökning på ca 10% av metallerna an-

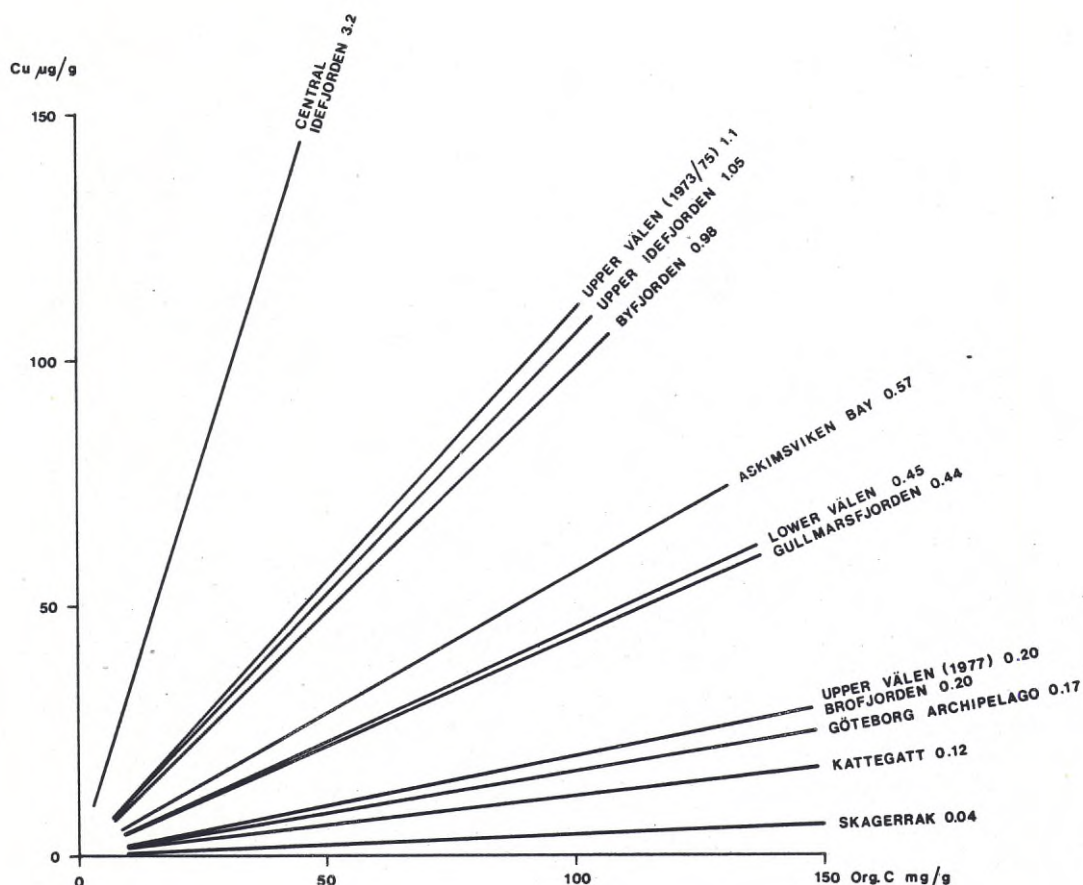


Fig. 5. Kopparbelastningen eller graden för kopparkontaminering i Skagerraks och Kattegatts ytsediment. För ytterligare förklaring se figur 3.

The copper-load or the degree of copper contamination in the superficial sediments of Skagerrak and Kattegatt. For further explanation, see Fig. 3.

Tabell 2. Koncentrationen av zink och koppar i Skagerraks ytsediment vid två tillfällen under 1970-talet.

Concentrations of zinc and copper in the superficial sediments of Skagerrak on two occasions during the 1970s.

Metal	1970 ¹		1979 ²	
	n = 49		n = 13	
	Range	Mean	Range	Mean
Zn µg/g	10 - 57	34	24 - 79	40
Cu µg/g	1 - 8	5.0	4 - 11	6.2

1. Olausson 1975a
2. Pederstad 1982

Tabell 3. Anrikningsfaktorer (F) för tungmetaller i sedimenten i några områden utmed svenska västkusten. $F = \bar{X}$ ytsedimentens konc./ \bar{X} bakgrundskonc. Den använda bakgrundskoncentrationen utgör medelvärdet på 50 cm sedimentsdjup i Brofjorden (Cato 1977).

Enrichment factors (F) of heavy metals in sedimentary profiles from some areas along the Swedish west coast. $F = \bar{X}$ surface conc./ \bar{X} background conc. The background concentrations used here are means from 50 cm depth of burial in Brofjorden (Cato 1977).

Regime	Date of investigation	Hg	Pb	Cu	Ni	Zn
Askimsviken Bay	1973	10	2.5	2.1	0.4	1.6
Upper Välen	1973	50	53	27	1.8	20
Göteborg archipelago	1982	28	2.8	1.4	1.1	-
Orust-Tjörn water-system	1970	9	4.2	3.9	1.2	3.1
Byfjorden	1970-74	6.5	6.4	5.8	0.8	4.1
Gullmarsfjorden	1981	4.5	-	-	-	-
Brofjorden	1972	4.5	4.8	2.5	1.4	2.4
Idefjorden	1975	52	32	26	1.0	20
Kattegatt	1970	4.5	3.2	1.3	0.8	1.4
Skagerrak	1970	2.9	2.9	1.4	1.0	1.3

ses vara en effekt av diagenesen (Elderfield & Hepworth 1975) och kan därför betraktas som normal. Med undantag för Ni, så visar faktorerna på en successivt ökad belastning i området till följd av människans aktiviteter. Detta är främst märkbart vad beträffar Pb och Hg, vars spridning framför allt sker via atmosfären (se t.ex. Tyler 1972, Bruland et.al. 1974).

Idefjorden

Utmed gränsen mot Norge ligger den 25 km långa Idefjorden (fig. 1). Denna består av en yttre och en inre bassäng (38 respektive 48 m djup) som åtskiljs genom en tröskel vid Halden på ca 20 m djup. Fjordens vattenutbyte är starkt begränsat genom tröskeln vid Svinesund (9.5 m djup), vilket

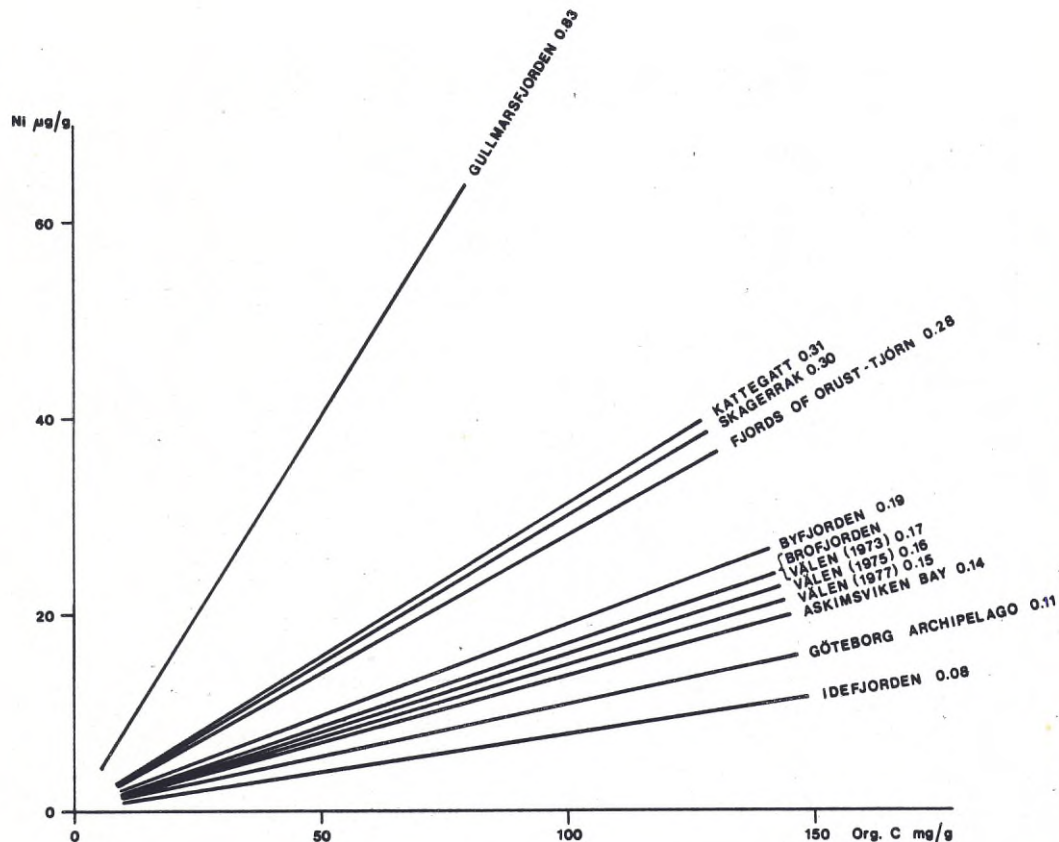


Fig. 6. Nickelbelastningen eller graden för nickelkontamineringen i Skagerraks och Kattegatts ytsediment. För ytterligare förklaring se figur 3.

The nickel-load or the degree of nickel contamination in the superficial sediments of Skagerrak and Kattegatt. For further explanation, see Fig. 3.

tillsammans med de stora organiska utsläppen (40 000 ton/år) resulterat i konstant syrebrist i stora delar av vattenmassan. Vattnet är grumligt genom fibrer och löst lignin, emanerande från pappersmasseindustrin i Halden (Knutzen et.al. 1978).

Fjorden har varit föremål för sedimentundersökningar 1970 (Olausson et.al. 1972, Olausson 1975a), 1975 (Olausson & Engvall, opubl.) och 1977 (Knutzen et.al. 1978). Samtliga undersökningar har visat att Idefjorden utgör ett av våra mest förorenade kustavsnitt. Sedimenten uppvisar en extremt hög organisk halt (tabell 1), vilket tillsammans med den höga kol/kväve(C/N)-kvoten vittnar om cellulosautsläpp från Halden. De översta decimetrarna av fjordens sediment är starkt reducerade (H_2S) och innehåller stora mängder tungmetaller (Hg, Pb, Cu, Zn, Cd) (se tabell 1).

Belastningssituationen i ytsedimenten för tungmetallerna 1975 illustreras i figurerna 3-7. Belastningen är med undantag för Ni mycket extrem, speciellt i fjordens centrala delar som uppvisar den värsta situationen längs hela Västkusten. Även den organiska belastningen är extrem. Dock visar

Tabell 4. Medelvärden för koncentrationerna av några tungmetaller i Idefjordens ytsedimen- vid tre tillfällen under 1970-talet.

Means of some heavy-metal concentrations in the superficial sediments of Idefjorden on three occasions during the 1970s.

Metall	1970 ¹	1975 ²	1977 ³
Hg ng/g	845	1420	584
Pb µg/g	185	115	355 ³
Cu µg/g	84	94	166 ³
Zn µg/g	305	535	972 ³
Ni µg/g	8.6	7.7	-
Cd µg/g	-	5.8	4.5 ³

1. Olausson 1975a

2. Olausson & Engvall, opubl.

3. Knutzen et. al. 1978. Analyserat med annan metod.
Analysed by a different method.

sedimentdata att den organiska belastningen sjunkit med ca 50% mellan 1970 och 1975. Under samma period har sedimentens koncentration av Hg och Zn ökat med ca 70% och minskat för Pb med ca 40% (tabell 4).

Analyserna 1977 kan, med undantag för Hg, inte direkt jämföras med tidigare år, eftersom analysmetoderna skiljer sig åt. Dock kan man säga att koncentrationerna inte minskat snarare ökat något med undantag för Hg. Den 60 procentiga Hg-reduktionen i sedimenten hänger troligen samman med såväl det allmänna förbudet mot vissa kvicksilverpreparat som reduktionen i industriprocessen i Halden. De organiska utsläppen från träförädlingsindustrin reducerades med 75% 1978, samtidigt som metallutsläppen upphörde och ett kommunalt reningsverk togs i drift i Halden (Knutzen et.al. 1978, s. 5). Dessa åtgärder torde avsevärt ha reducerat belastningen i området.

Med undantag för Ni visar anrikningsfaktorerna i tabell 3 på en mycket kraftig ökning av den antropogena belastningen fram till våra dagar. Motsvarande höga faktorer är i nivå med dem som återfinns i de mest förorenade centraleuropeiska områdena (se bl.a. Banat et.al. 1972).

Brofjorden

Brofjorden, belägen i centrala Bohuslän, sträcker sig 7 km in i landet (fig. 1). Medeldjupet i den tröskellösa fjorden är ca 17 m. Området ini-

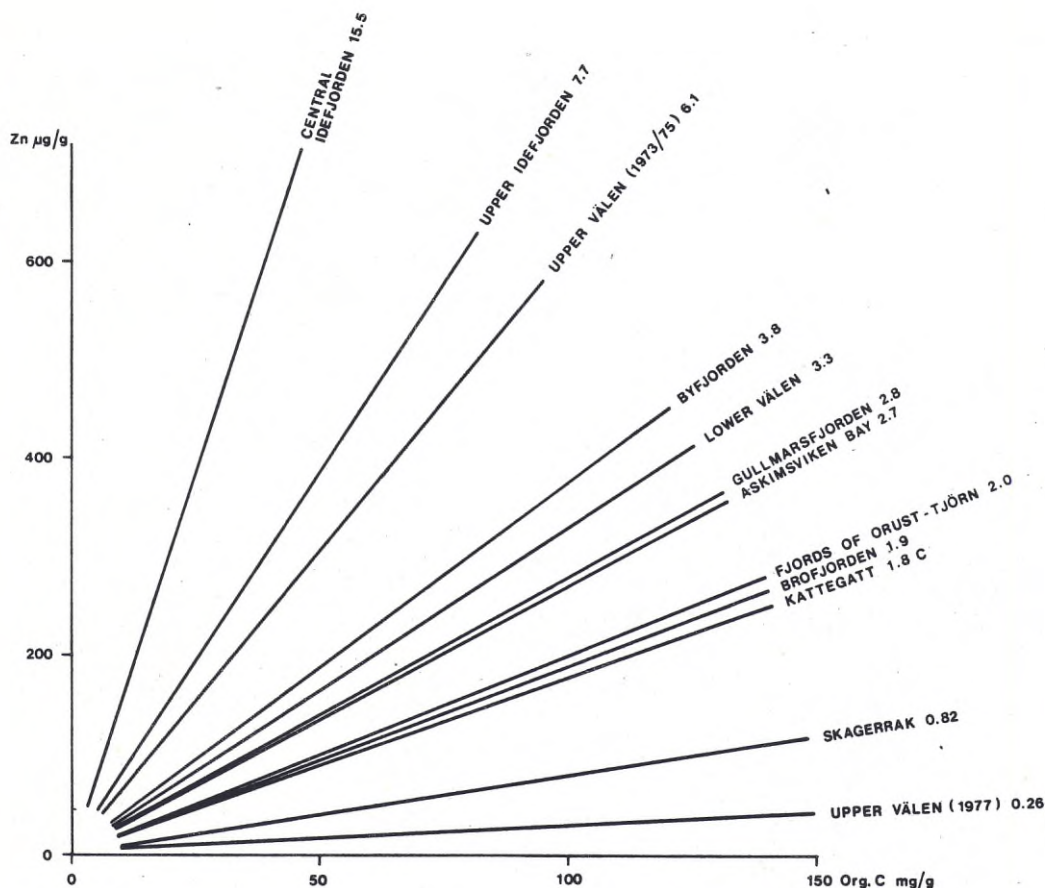


Fig. 7. Zinkbelastningen eller graden för zinkkontaminering i Skagerrak och Kattegatts ytsediment. För ytterligare förklaring, se figur 3.

The zinc-load or the degree of zinc contamination in the superficial sediments of Skagerrak and Kattegatt. For further explanation, see Fig. 3.

från Brofjorden och ut till ytterskärgården vid Bohus Malmön, undersöktes 1972 inför etableringen av oljeraffinaderiet Scanraff. Resultaten visade att Brofjordsområdet hade en mycket god sedimentstatus vad avser tungmetaller, närsalter och organiskt material (Cato 1977) (se tabell 1). Området har därför av Cato (op.cit.) klassats som nästan fritt (se nedan) från en onaturlig belastning (se figurerna 3-7), men situationen kan idag ha förändrats efter oljeraffinaderiets etablering i området 1974.

Anriktningsfaktorerna i tabell 3 visar på en låg tungmetallanrikning fram till våra dagar (1972). Det är främst det atmosfäriska nedfallet av Hg och Pb som gör sig gällande i området.

Gullmarsfjorden

Gullmarsfjorden, belägen ca 10 km söder om Brofjorden, sträcker sig 25 km in i landet (fig. 1). Fjordens tröskeldjup är ca 40 m och den innanföriggande bassängen når ned till ca 130 m. Anaeroba förhållanden förekommer periodvis i fjordens djupaste del.

Gullmarsfjorden har varit föremål för sedimentundersökningar 1966-70 (Hasselrot 1972) och 1980 (Joslin 1982). Medelvärdena från den senare undersökningen återfinns i tabell 1. Med undantag för Hg är tungmetallkoncentrationerna i ytsedimenten högre än motsvarande koncentrationer i Brofjorden. Differensen antas främst bero på skillnader i analysmetoder (Joslin 1982).

Tungmetallbelastningen illustreras i figurerna 3-7. Ur dessa framgår det att fjorden inte är mer belastad med avseende på Hg och Pb än Brofjorden, men influerad vad beträffar Cu och Zn. Ni-belastningen är hög. Dock bör påpekas att en jämförelse med övriga områden inte direkt kan göras, med undantag för Hg, eftersom analysmetoderna skiljer sig åt. Det är dock rimligt och anta, att den betydligt större urbaniseringen utmed Gullmarsfjorden i jämförelse med förhållandena i Brofjorden 1972 orsakat en viss, om än liten, belastning på sedimenten.

I tabell 3 redovisas endast anrikningsfaktorer för Hg, till följd av ovan nämnda skillnader i analysmetoder. Hg-anrikningen är den samma som i Brofjorden.

Byfjorden

Från Uddevall stad sträcker sig den 5 km långa Byfjorden västerut mot Orust (fig. 1). Fjordens tröskel är belägen vid Sunninge sund på ett djup av endast 11 m (tidigare 9 m), vilket medför att den innanför liggande bassängen med största djup på ca 50 m endast har ringa utbyte av vatten under språngskiktet. Fjorden är därför stagnant och har så varit sedan någon gång under bronsåldern (Olausson 1975b).

Byfjorden har varit föremål för sedimentundersökningar 1970-72 och 1974 (Olausson 1975b). Den senare undersökningen genomfördes i samband med de omfattande muddertippningarna i området. Koncentrationen i ytsedimenten för Cu och Zn är 2-3 ggr högre än i Brofjorden, medan övriga metaller, med undantag för Ni, ligger på ungefär samma nivå (tabell 1). Dock förekommer mycket höga Hg-halter (upp till 15 000 $\mu\text{g/g}$) en bit ned i sedimenten lokalt i Fosfatviken invid varvsområdet (Olausson 1975b).

Tungmetallbelastningen illustreras i figurerna 3-7. Ur dessa framgår det att området inte är allvarligt belastat, med klart influerat vad beträffar Zn och Pb. Nickelbelastningen är normal, medan Cu och Hg-belastningen är hög. Samtliga metaller, med undantag för Ni, visar på en större antropogen ökning i sen tid än i t.ex. Brofjorden (tabell 3).

Orust-Tjörns fjordssystem

Fjordarna innanför öarna Orust och Tjörn bildar ett sammanhängande, ca 90 km långt, vattensystem (fig. 1). Medeldjupet i fjordssystemet är ca 13 m. Syrebrist och reducerade sediment förekommer i de djupare delarna av Koljöfjorden (norr om Orust). Sedimentundersökningar utfördes i fjordssystemet 1970 (Olausson et al. 1972, Olausson 1975a), samt i begränsad omfattning 1975 i fjordarna norr om Orust (Cato opubl.). Resultaten från den förra undersökningen visade att de högsta tungmetallhalterna återfanns i fjor-

Tabell 5. Koncentrationsintervallen för några tungmetaller i ytsedimenten i Orust-Tjörns norra fjordsystem vid två tillfällen under 1970-talet

The range of variation of some heavy-metal concentrations in the superficial sediments of the northern fjords of the Orust-Tjörn's water system on two occasions during the 1970s.

Metal	1970 ¹ range n = 8	1975 ² range n = 4
Pb µg/g	8 - 20	21 - 162
Cu µg/g	5 - 18	6 - 74
Ni µg/g	5 - 15	8.5 - 12.8
Zn µg/g	25 - 250	164 - 2250

1. Olausson 1975a

2. Cato opubl.

darna norr om Orust, samt när det gäller Cu och Pb även utanför Stenungsund. Medelvärden för fjordsystemet återfinns i tabell 1.

Tungmetallbelastningen 1970 illustreras i figurerna 3-7. Ur dessa framgår det att belastningen var normal. Området hade således en god status 1970. En kraftig försämring har dock ägt rum i områdets norra del. Sedimenten uppvisar här en kraftig koncentrationsökning för Cu, Pb och Zn mellan 1970 och 1975 (tabell 5).

Anrikningfaktorerna för 1970 visar framförallt på en stor antropogen ökning vad beträffar Hg (tabell 3).

Göteborgs skärgård

Med Göteborgs skärgård avses området från Göta Älvs och Nordre Älvs mynnningar och ut till de yttersta skären inom kommungränsen (fig. 1). Sedimentundersökningar utfördes av författaren i området 1982. Utvärderingen har ännu inte påbörjats eftersom analysarbetet fortfarande pågår. Till dags datum framtagna men ännu preliminära data redovisas i tabell 1. Dessa visar på en genomsnittlig låg tungmetallkoncentration i ytsedimenten med undantag för Hg. Även tungmetallbelastningen är låg och ligger med undantag för Hg nära den naturliga bakgrunden (fig. 3-7). Hg-belastningen är däremot mycket hög och ligger i nivå med de värst utsatta områdena längs västkusten. Detta framgår också från anrikningfaktorerna, som visar på en mycket kraftig anrikning av just Hg (tabell 3).

Askimsviken

Askimsviken, ca 1 km bred och 3.7 km lång, är belägen i nordöstra delen av Askimsfjorden (fig. 1). 26% av bottenarealen är grundare än 3 m och största djup uppgår till ca 7 m. Askimsfjorden saknar tröskel, vilket medger en god vattenomsättning. Området undersöktes med avseende på sediment och bottenfauna 1973 (Cato et.al. 1978).

Det grunda estuariet Välen beläget i den innersta delen av Askimsviken var 1973, som framgår nedan, kraftigt förorenat med organiska substanser (slamprodukter) och tungmetaller till följd av spillvattenutsläppen från Nässets reningsverk till Välen (Cato 1977). Från den inre delen av Välen och ut mot havet avtog koncentrationerna av de förorenade substanserna kraftigt. Endast mycket låga halter kunde återfinnas i Askimsvikens sediment (tabell 1), dess innersta del undantagen (Cato et.al. 1978). Detta förhållande berodde dels på att flockuleringsprocesser och estuarin vattencirkulation resulterade i att den partikulära transporten av slamprodukter och tungmetaller från Välen och ut i Askimsviken blev mycket liten, samt dels på att vattenomsättningen i Askimsviken var kraftig och alltså inte medgav någon egentlig bestående deponering i området. Betraktar man tungmetallbelastningen i figurerna 3-7, så finner man att den är relativt hög för Hg och Pb, reellt påverkad vad beträffar Cu och Zn, medan Ni ligger i nivå med den för området normala bakgrunden.

Anrikningsfaktorerna är osäkra till följd av de bottendynamiska förhållandena, men en anmärkningsvärt hög faktor föreligger för Hg (tabell 3).

Välen

Välen, beläget i innersta delen av Askimsviken, bildar Stora åns ca 0.5 m djupa estuarium (fig. 1). Området har varit föremål för en serie undersökningar vad avser bottenfauna och sediment (Cato et.al. 1975, 1980, Cato 1977, Jansson & Joslin 1977).

Resultaten från undersökningarna i Välen 1973 visade att betydande mängder organiskt material (slamprodukter), fosfor och tungmetaller förts ut med Nässetverkets spillvatten och till följd av sedimentologiska och hydrografiska betingelser i stora mängder lagrats in främst i inre Välen sediment (tabell 1), så att en oacceptabel metallbelastning (föroreningsgrad) erhållits (figurerna 3-7).

De stratigrafiska studierna visade på den successiva försämringen som skett i området till följd av ökade utsläpp sedan främst 1950-talets början. Anrikningsfaktorerna för flera av tungmetallerna var större än motsvarande faktorer i de större, mycket kraftigt förorenade västtyska floderna (tabell 3 och jämf. Banat et.al. 1972). Risken för att dessa metaller i någon större utsträckning skulle komma i omlopp i näringskedjorna bedömdes dock som relativt liten så länge utsläppen av spillvatten pågick. De organiska utsläppen orsakade en reducerande miljö, vilket fick en "konserverande" effekt på tungmetallerna eftersom i stort sett ingen bottenfauna kunde existera under sådana betingelser och därmed ges möjlighet att äta av de kontaminerade sedimenten.

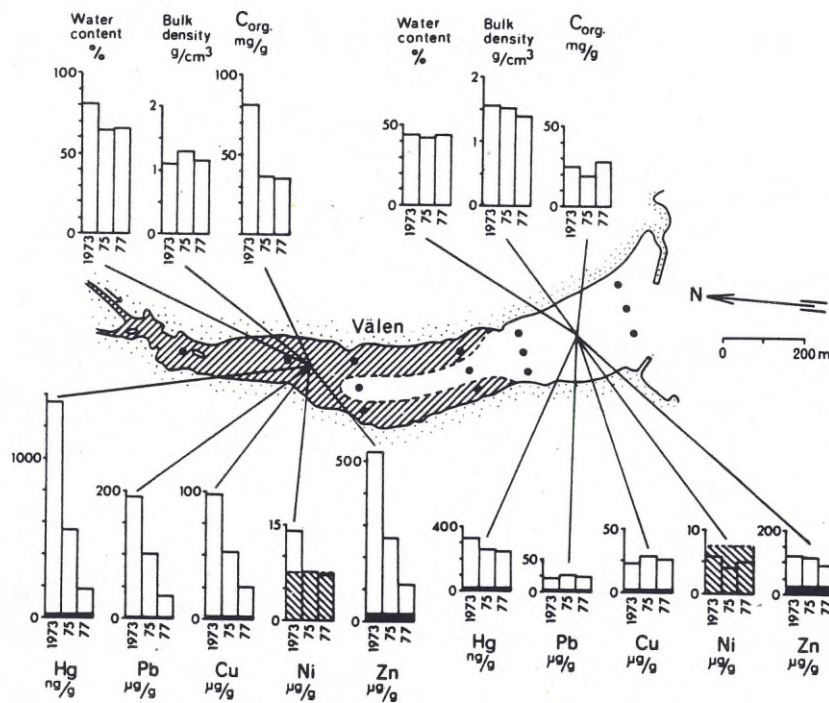


Fig. 8. Välen's återhämtning under åren 1973 till 1977, illustrerat med några parametrar i ytsedimenten (från Cato et.al. 1980).

The recovery of the Välen estuary during the years 1973 to 1977, illustrated by some superficial-sediment parameters (from Cato et.al. 1980).

Resultaten från undersökningen 1975, ett år efter utsläppens upphörande, visade att tungmetallhalten i inre Välen's ytsediment hade reducerats med mellan 40 och 60% absolut sett (figur 8), men endast i motsvarande grad som det organiska materialet minskat, dvs metallbelastningen per viktsenhet organiskt material var fortfarande lika oacceptabelt hög som 1973. Detta beroende främst på att de organismer som under 1975 hade koloniserat området, hade genom bioturbation homogeniserat det översta sedimentlagret, vilket fick till följd att det senast deponerade och okontaminerade sedimentet blandats med det underliggande äldre och starkt förorenade sedimentlagret (Cato et.al. 1980).

Risken för att tungmetallerna skulle komma i omlopp i näringskedjorna bedömdes som mycket stor till följd av nykoloniseringen och den relativt sett långsamma sedimentationen. Området kom därför att muddras 1976-1977. Resultaten från undersökningen 1977 visade att tungmetallhalterna i inre Välen reducerats med ytterligare 20-30% medan halten av organiskt material var oförändrad (figur 8), dvs tungmetallbelastningen per viktsenhet organiskt material hade sjunkit kraftigt (figurerna 3-7). Belastningsgradienten hade fallit till en nivå som motsvarade den idag normala bakgrundsgradienten i icke förorenade områden utmed den svenska västkusten. Området kan nu betraktas som "icke utgörande en potentiell föroreningskälla med risk för större spridning av tungmetaller i näringskedjorna" (Cato et.al. op.cit.).

SUMMARY

The concentrations and distributions of some heavy metals (Hg, Pb, Cu, Ni, Zn, Cd, Co) in the sediments of Skagerrak and Kattegatt, collected during the 1970s, are reviewed in the present paper. The analysed samples were obtained by coring the bottom sediments to a depth of c. 0.5 m, allowing analysis of the variation in geochemistry over the last 200 years. In order to describe the current level of pollution, the combined data also have been interpreted statistically by the gradient method (Cato 1977).

The data show that, as a consequence of human activities, the Skagerrak and Kattegatt are exposed to a variable anthropogenic contamination by heavy metals (except Co and Ni). In most cases this is or has been due to direct municipal and industrial discharge into the recipient, e.g. Idefjorden, the Välen estuary, Askimsviken Bay, the Göteborg archipelago and Byfjorden. In other cases a more diffuse contamination has been identified, e.g. Brofjorden in 1972 and in the more offshore areas of Skagerrak and Kattegatt.

Generally Hg and Pb are the two most enriched metals in the sediments, even in areas far from industrial centres. Air-emission of these elements from the latter has resulted in very extensive atmospheric fall-out of these metals and their wide dispersion. Generally the heavy metal concentrations are found to be higher and the range greater in the near-coastal recipients compared to the offshore areas, due to the shorter distance from the points of discharge, the more favourable depositional environments and the character of the sedimentary processes in the latter.

The gradient method identifies Idefjorden and, prior to 1974 the Välen estuary, as the most metal (except Ni) polluted areas along the Swedish west coast. With respect to Hg, even the Göteborg archipelago should be included in this seriously loaded group of recipients. Byfjorden and Askimsviken Bay are two other contaminated coastal areas, while the other areas studied here generally show a minor pollution, in some cases close to the natural background. However, the Kattegatt and Gullmarsfjorden are evidently loaded with respect to Hg and Ni, respectively.

In all areas studied, the distribution of heavy metals as a function of depth in the sediments shows a strong anthropogenic increase during the industrial time. By comparing the results of the investigations, carried out over a period of several years in the Skagerrak, Idefjorden and the fjord system north of Orust Island, it is clear that the pollution trend persisted throughout the 1970s. The only exception to this trend is in the Välen estuary, which recovered strongly after abatement of the sewage- and waste-water discharge in 1974 and subsequent restoration.

REFERENSER

- Anonymous, 1970: International Quaternary map of Europe. Sheet 6 Kopenhagen. Published by Bodensanstalt für Bodenforschung and UNESCO, Hannover.
- Banat, K., Förstner, U. & Müller, G., 1972: Schwermetalle in sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. *Naturwiss.* 59, 525-528.
- Bruland, K.W., Bertine, K., Koide, M. & Goldberg, E.D., 1974: History of metal pollution in southern California coastal zone. *Environ. Sci. Technol.* 8, 425-432.
- Cato, I., 1977: Recent sedimentological and geochemical conditions and pollution problems in two marine areas in south-western Sweden, *Striae* 6, 158s.
- Cato, I., Olsson, I. & Rosenberg, R., 1975: Sedimentologiska och bottenfaunistiska undersökningar i Välen - ett område att restaurera. *Göteb. Naturhist. Mus. Årstryck*, 13-35. Göteborg.
- Cato, I., Olsson, I. & Rosenberg, R., 1978: Sediment meiofauna och makrofauna i Askimsviken. *Statens naturvårdsverk. SNV PM 1046*, 90s.
- Cato, I., Olsson, I. & Rosenberg, R., 1980: Recovery and decontamination of estuaries. I Olausson, E. & Cato, I., (eds.): *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*, s. 403-440. Johan Wiley & Sons Ltd. London.
- Clifton, A.P. & Vivian, C.M.G., 1975: Retention of mercury from an industrial source in Swansea Bay Sediments. *Nat.* 253- 621-622.
- Duinker, J.C., 1980: Suspended matter in estuaries: adsorption and deposition processes. In Olausson, E. & Cato, I. (eds.): *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*, s. 121-151. Johan Willy & Sons Ltd. London.
- Edgren, M., 1978: Tungmetaller i Mälarens och Östersjöns sediment. *Statens Naturvårdsverk. SNV PM 1018*, 110s.
- Elderfield, H. & Hepworth, A., 1975: Diagenesis, metals and pollution in estuaries. *Mar. Pollut. Bull.* 6, 85-87.
- FRP, 1978: Havet - Naturförhållanden och utnyttjande. Underlag för fortsatt fysisk riksplanering. *Bostadsdepartementet 1978:7*, 303s.
- Fujiki, M., 1972: The transitional condition of Minamata Bay and the neighbouring sea polluted by factory waste water containing mercury. *6th Int. Water Pollut. Res.*, June 18-23, Paper No. 12.
- Förstner, U., 1976: Lake sediments as indicators of heavy-metal pollution. *Naturwiss.* 63, 465-470.
- Förstner, U., 1980: Inorganic pollutants, particularly heavy metals in estuaries. In Olausson, E. & Cato, I. (eds.): *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries* s. 308-348. Johan Wiley & Sons Ltd. London.
- Förstner, U. & Müller, G., 1974: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung, 225s. Springer, Berlin, Heidelberg & New York.
- Förstner, U. & Patchineelam, S.R., 1976: Bindung und Mobilisation von Schwermetallen in fluviatilen Sedimenten. *Chem. Ztg.* 100 (2), 49-57.
- Goto, M., 1973: Inorganic chemical in the environments, with special reference to the pollution problems in Japan. *Environ. Qual. Saf.* 2, 72-77. New York.

- Hasselrot, T.B., 1971: Kvicksilverförekomst i fisk, vatten och botten-sediment. Undersökningar utförda av Naturvårdsverkets Undersök-ningslaboratorium under åren 1966-70. Statens Naturvårdsverk SNV PM 138, 38s. Solna Stockholm.
- Hasselrot, T.B., 1972: Mercury investigations 1966-70. Statens Natur-vårdsverk SNV PM 239. Solna Stockholm.
- Håkansson, L., 1981: Sjösediment i recipientkontrollen. Principer, processer och praktiska problem. Statens Naturvårdsverk SNV PM 1398, 242s.
- Jansson, B. & Joslin, O., 1977: Undersökningar av bottensediment i Välen, Askim, Göteborg. Chalm. Tekn. högsk. & Göteb. Univ. Geol. Inst. Publ. B91, 47s.
- Joslin, O., 1982: Begränsad geokemisk undersökning i Gullmarsfjorden. Förstudier till kontrollprogrammet. Redovisning av provtagnings-resultat budgetåret 1981/1982. Bilaga 13. 40s. Länsstyrelsen Göteborgs och Bohus län.
- Knutzen, J., Magnusson, J. & Skei, J., 1978: Nasjonalt program for over-våkning av vannressurser. Pilotprosjekt Iddefjorden 1977. Norsk inst. for vannforsk. NIVA O-38/75. 74s.
- Kuijpers, A., 1974: Trace elements at the depositional interface and in sediments of the outer parts of the Eckernförder Bucht, western Baltic. *Meyniana* 26, 23-28.
- Kurland, L.T., Faro, S.N. & Siedler, H., 1960: Minamata disease. *World Neurol.* 1 (5), 370-395. Minneapolis. Minn.
- Loring, D.H., 1975: Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Earth Sci.* 12, 1219-1237.
- Mörner, N.-A., 1969: The late quaternary history of the Kattegatt Sea, and the Swedish West Coast, deglaciation, shore level displacement, chronology, isostasy and eustasy. *Sver. geol. unders. Ser C* 640, 487s. Stockholm.
- Norrman, J.O. & Håkansson, L., 1978: Kustzonen som fälla för föroreningar. Utredning av forskningsbehov för Statens Naturvårdsverk. Uppsala universitet, Naturgeografiska institutionen. 43s.
- Olausson, E., 1975a: Man-made effect on sediments from Kattegatt and Skagerrak. *Geol. Fören. Stockholm. Förh.* 97, 3-12.
- Olausson, E., 1975b: Byfjorden: sediment, sedimentation och geokemi. Statens Naturvårdsverk SNV PM 564, 30s.
- Olausson, E., 1975c: Methods for the chemical analysis of sediments. In *Manual of methods in aquatic environment research. Part 1. Method for detection, measurement and monitoring of water pollution.* FAO Fish. Techn. Pap. 137, 201. Rome.
- Olausson, E., Bäckman, E., Gustavsson, O., Karlsson, L.-K., Sundström, B. & Svensson., 1972: Sedimentundersökningar på Västkusten - förändringar och konstans. *Medd. Maringeol. Lab. Göteb.* 4, 25s. Göteborg.
- Pederstad, K., 1982: Sedimentologiske, Mineralogiske og geokjemiske undersøkelser av sedimenter fra Oslofjorden og Skagerrak. Dr.-scient oppgave i geologi 1982. Universitetet i Oslo 149s.
- Piper, D.Z., 1971: The distribution of Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn in Framvaren, a Norwegian anoxic fjord. *Geochem. Cosmochim. Acta* 35, 531-550. Oxford.
- Postma, H., 1967: Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment. In Lauff, G.H. (ed): *Estuaries. Am. Assoc. Adv. Sci. Publ.* 83, 158-179. Washington. D.C.

- Postma, H., 1980: Sediment transport and sedimentation. I Olausson, E. & Cato, I. (eds.): Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries. s. 153-186. Johan Wiley & Sons. Ltd. London.
- Rodhe, J., 1973: Sediment transport and accumulation of the Skagerrak - Kattegatt border. Inst. of Oceanography, Univ. of Göteborg. Report No. 8.
- Rust, B.R. & Waslenchuk, D.G., 1976: Mercury and bed sediment in the Ottawa River, Canada. J. Sediment, Petrol. 46, 563-578.
- Ryding, S.O. & Borg, H., 1973: Sedimentkemiska studier i Lilla Ullevifjärden. Naturvårdsverkets Limnol. Unders. NLU Rapp. 58, 33s. Uppsala.
- Thomas, R.L., 1972: The distribution of mercury in the sediments of Lake Ontario. Can. J. Earth Sci. 9, 636-651.
- Thomas, R.L., 1973: The distribution of mercury in the surficial sediments of Lake Huron. Can. J. Earth. Sci. 10, 194-204.
- Tyler, G., 1972: Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. Ambio 1, 52-59.
- Venugopal, B. & Luckey, T.D., 1975: Toxicology of non - radioactive heavy metals and their salts. In Luckey, T.D., Venugopal, B. & Hutcheson, D. (eds.): Heavy Metal Toxicity, Safety, and Hormology, s. 4-73. Thieme Publishers, Stuttgart.

MIKROORGANISMERNÄ OCH MATERIALBALANSEN

I HAVET

av

Viveka Enoksson, Ulf Rönner,
Elisabeth Sahlsten, Fred Sörensson

Avd. för Marin Mikrobiologi
Botaniska Institutionen
Carl Skottsbergs Gata 22
413 19 Göteborg

Sammanfattning

De livsformer som inte kan studeras med blotta ögat hänförs till gruppen mikroorganismer. I havet är mikroorganismerna dominerande både som producenter (planktonalger) och nedbrytare (bakterier, protozoer, zooplankton) av organiskt material. Syre produceras av algerna i fotosyntesen och förbrukas av nedbrytarna genom respirationen. Många bakterier har förmåga att vid andningen som elektronacceptor utnyttja andra föreningar än syre, t.ex. nitrat eller sulfat eller övergå till jäsnings.

Vissa bakterier utviner energi för koldioxidfixering från reducerade föreningar såsom ammonium, vätesulfid och metan, varigenom de utgör viktiga länkar i elementens kretslopp.

I de eutrofierade svenska kustvattnen är omsättningen av kol och kväve av störst intresse: Kolföreningars nedbrytning medför syreförbrukning, kvävet reglerar troligen produktionen av organiskt kol.

Bakterierna anses numera ha en betydande roll som sekundärproducenter genom att utnyttja lösta föreningar som exkretteras av bl.a. planktonalgerna. Deras viktigaste uppgift kan vara att omvandla lösta organiska ämnen till cellmaterial som kan brytas ner av högre organismer i näringskedjan, protozoer och zooplankton.

Bakterierna kan i samverkan bryta ner allt från socker till olja. Deras stora yt/volym-förhållande förklarar att de kan utnyttja låga koncentrationer av näring och effektivt konkurrera med algerna om närsalter.

Primärproduktionen i fotiska zonen medför att halterna av energirika organiska substanser är högre än i djupare vattenlager. Detta stimulerar till hög aktivitet hos nedbrytarna. Närsalter frigörs och tas åter upp av alger och bakterier med hög hastighet och återanvänds troligen flera gånger om i fotiska zonen. Därför kan stimuleringen av produktionen genom extra tillförsel av närsalter, främst olika former av kväve, inte direkt bedömas. Urea tycks vara en viktig kvävekälla för algproduktion på svenska Västkusten vilket tidigare inte har uppmärksammats.

Tillförseln av organiskt material till djupvattnet och vattenutbytet bestämmer syreförhållandena, dvs. om syretillgången är tillräcklig för enbart aerob nedbrytning. Vid syrebrist övergår bakterierna till anaerob nedbrytning vilket främst märks genom vätesulfidproduktion.

I kustsediment når syre aldrig djupare än till någon mm undantaget nedtransport genom faunans aktivitet. De mineraliserande bakterierna i sedimentet är därför alltid hänvisade till anaerob respiration eller jäsning förutom i det allra översta skiktet. Mineraliseringen är effektivast i sediment - vatteninterfasen p.g.a. att det nysedimenterade materialet är mest lättnedbrytbart och att syre finns tillgängligt.

Syreförhållandena i sedimentet bestämmer slutprodukterna i kväveomsättningen. Avgörande är om nitrat kan produceras av de anaeroba nitrifikationsbakterierna. P.g.a. sedimentets heterogena beskaffenhet med oxiska och anoxiska zoner eller mikronischer i nära kontakt är troligen inte syreförhållandena utan nitrattillgången avgörande för denitrifikationen. Försämrade syreförhållanden, som hämmar nitrifikationen, hämmar därför också sekundärt denitrifikationen. Detta medför att en större andel av mineraliserat kväve lämnar sedimentet som ammonium. Bakteriell nedbrytning av fauna som dödas genom kvävning orsakar ett tillfälligt mycket stort kväveutflöde till vattnet. I och med att sedimentet inte längre blandas om av faunan minskar dock därefter kväveutflödet och ammonium och andra nedbrytningsprodukter ackumuleras i sedimentet.

INLEDNING

Utforskandet av mikroorganismernas roll i havet innebär främst studier av deras fysiologiska egenskaper och krav på miljön, vanligen utförda i laboratoriet kombinerade med studier av deras påverkan på miljön *in situ*. Vi känner i stort egenskaperna hos de flesta grupperna av mikroorganismer, deras näringskrav och produkter och många organismer har studerats i detalj. Vi kan ge kvalitativa beskrivningar av t.ex. kolets eller kvävet kretslopp och ange var i miljön olika mikrobiella processer bör ha betydelse. Kvävet omsättning visas i Fig. 1. Mera sällan är hastigheterna hos de mikrobiella processerna kända *in situ* och vi saknar oftast mått på hur hastigheterna förändras som svar på miljöförändringar. Vi behöver sådana kunskaper för att kunna tolka sammansättningen av biologiskt omvandlingsbara ämnen i havet och för att kunna dra gränser för mänsklig påverkan.

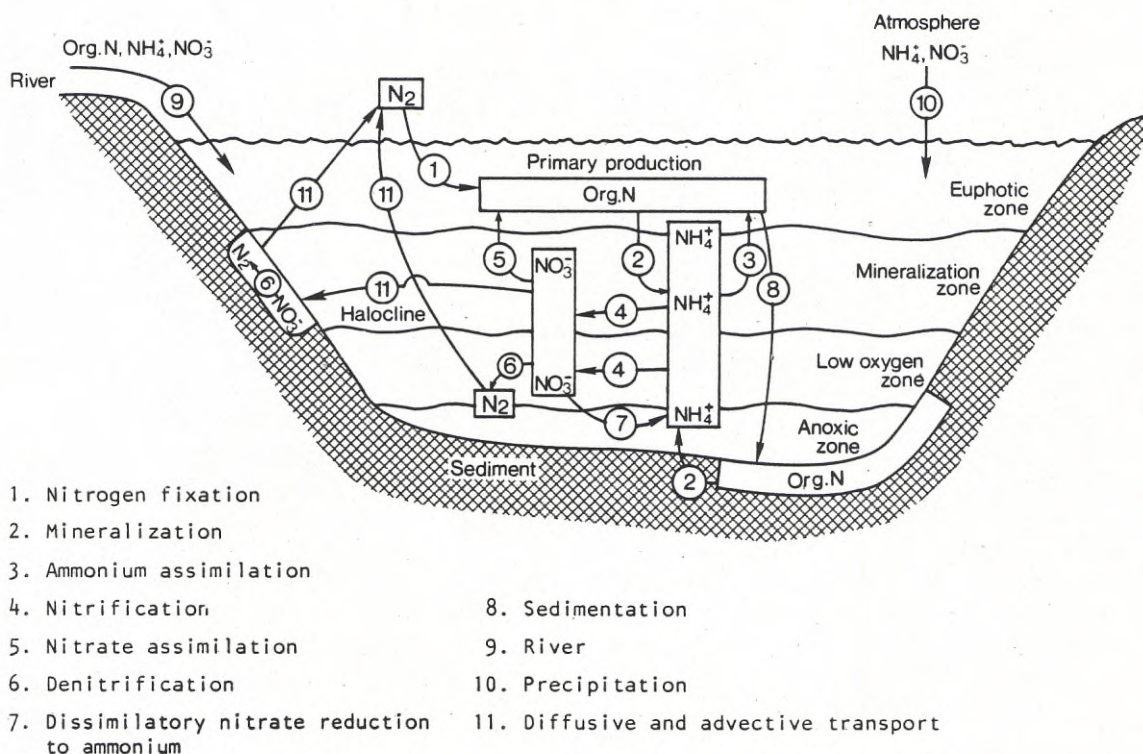


Fig. 1. Biologisk kväveomsättning i ett marint ekosystem (Rönner, 1983).

Biological pathways for nitrogen in a marine ecosystem (Rönner, 1983).

MIKROORGANISMERNAS INDELNING

Indelningar av mikroorganismerna i ekologiskt funktionella grupper kan göras på flera sätt. En viktig grund för indelning är deras kolkälla för uppbyggnaden av cellbeståndsdelar, organiskt bundet kol. Autotroferna ny-skapar organiska föreningar från koldioxid medan heterotroferna är hänvisade till att leva av de organiska föreningar som autotroferna tillverkat.

De viktigaste autotroferna är planktonalgerna, vilka använder solenergi för fixeringen av koldioxid i fotosyntesen. Blågröna bakterier har samma förmåga.

Autotrofa är också de bakterier som utnyttjar energin i organiska kemiska föreningar såsom ammonium, nitrit, sulfid, reducerat järn, metan m.fl. för koldioxidfixeringen. Deras roll som primärproducenter är mindre studerad än deras stora betydelse som producenter av nitrat, sulfat etc. Nitrifikationen, oxidationen av ammonium till nitrat, är den process som ansvarar för de stora nitratmängderna i världshaven.

Heterotrofer benämns alla organismer som utnyttjar energin i organiskt material och bryter ned, mineraliserar, det till koldioxid, vatten och när-salter eller halvvägs till mindre energirika organiska föreningar. Hit hör inte bara de flesta bakteriegrupper utan också alla svampar och djur.

Ytterligare en ekologiskt meningsfull grund för gruppering av mikroorganismer baserar sig på deras utnyttjande av olika elektronacceptorer vid respirationen. Syre utnyttjas i första hand eftersom detta ger störst energiutbyte. Syrerespicerande organismer, aerobier, omfattar hela djurvärlden, algerna (vilka dock är nettoproducenter av syre) de flesta svampar och majoriteten av bakterierna. Många bakterier har förmåga att växla mellan syre och nitrat, det senare är den elektronacceptor som först tas i anspråk när syret tagit slut, eftersom den näst efter syre ger störst energiutbyte. Vissa nitratreducerande bakterier har stor ekologisk betydelse genom sin kvävgasbildning (denitrifikation). Många bakterier reducerar nitrat respiratoriskt bara till nitrit medan åter andra har ammonium som slutprodukt. Nitratreducerarnas roll som nedbrytare är underordnad. De sulfatreducerande bakterierna har betydelse i marin miljö både som mineraliserare och genom sin produktion av vätesulfid, som är giftigt för allt högre liv. Sulfat finns i stor mängd i havsvatten och uttöms bara undantagsvis djupt ner i sedimentet. En rad andra oxiderade substanser, t.o.m. koldioxid kan respireras. Koldioxid reduceras av metanogenerna vilka utgör exempel på bakterier som dödas av syre och benämns strikta anaerobier. Till anaeroberna räknas även jäsande organismer. Jäsning innebär att en relativt oxiderad organisk förening tjänar som elektronacceptor vid utnyttjandet av en annan organisk förening.

NÄRINGSVÄV

Den traditionella näringskedjan med primärproducenter och sekundärproducenter (herbivorer, karnivorer) och bakterier som nedbrytare av döda växter och djur är föråldrad. Den har ersatts med mer eller mindre komplicerade näringsvävar som visar hur energin överförs mellan organismgrupperna. Bakterierna och protozoerna anses numera inta en mera betydande roll, inte bara som nedbrytare utan också som sekundärproducenter. Det har visats i många arbeten bl.a. av Larsson och Hagström (1982) att en stor del av primärproduktionen läcker ut från algerna i form av lättillgängliga kolföreningar som genast utnyttjas för bakterieproduktion. Denna produktion ska adderas till bakterieproduktion som resultat av exkretion från övriga trofinivåer och från nedbrytningen av döda organismer. Bakterierna betas av protozoer som tillsammans med alger utgör föda för zooplankton. Williams (1981) har gett en översikt över detta område och bl.a. åskådliggjort alternativa vägar där organiskt ma-

terial mineraliseras olika effektivt beroende på antalet överföringar mellan trofinivåer (Fig. 2). Minst energi och närsalter går förlorade i näringskedjan planktonalger - herbivorer - karnivorer medan större delen av den algproduktion som först omsätts i tur och ordning av bakterier och protozoer mineraliseras redan innan den når zooplankton. Fenchel (1982 a-d) har redogjort för heterotrofa mikroflagellaters ekologiska betydelse. Som nämnts exkreteras organiska föreningar på alla trofinivåer och poolen av löst organiskt material är stor i havet, speciellt under sommaren. Dess innehåll är dock ännu till stor del outforskat, dess omsättning ännu mindre känd. Troligen består merparten av svårnedbrytbara föreningar med lång omsättningstid, medan en mindre del snabbt utnyttjas av bakterier. Bakteriernas främsta uppgift i näringsväven kan vara att omvandla det lösta organiska materialet till cellmaterial som kan mineraliseras av övriga heterotrofer i näringsväven.

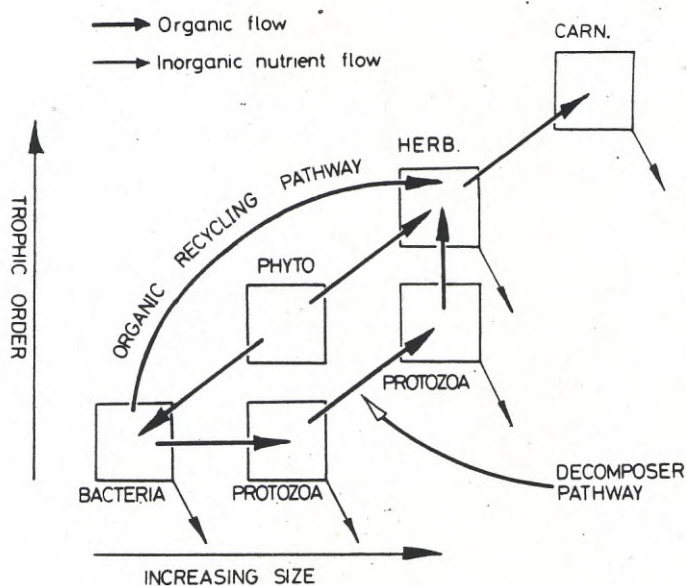


Fig. 2. Diagram illustrerande potentiella skillnader i näringsöverföringen mellan olika trofinivåer i nedbrytningsvägen och organiska recirkuleringsvägen i marint plankton (Williams, 1981).

Diagram illustrating the potential trophic differences between the decomposer pathway and the organic recycling pathway in the marine plankton (Williams, 1981).

BAKTERIEPS METABOLISM

Olika bakteriegrupper är, när man betraktar dem i mikroskop, lika till det yttre men deras metabolism (ämnesomsättning) uppvisar ett mycket brett register. Många arter är beroende av speciella energikällor medan andra kan tillgodogöra sig många olika organiska föreningar. Tillsammans kan bakterier mineralisera allt från lätt nedbrytbara substanser såsom socker till

svårattackerade, som olja och humusämnen. Partikulärt material och stora molekyler sönderdelas m.h.a. utsöndrade enzymer till mindre komponenter (enkla sockerarter, aminosyror, fettsyror) som transporteras in i bakteriecellen.

De flesta bakterier har en mycket snabb metabolism och tillväxthastighet. Snabbväxande bakterier kan fördubblas till antalet inom en halvtimme om de ges tillräckligt med näring. En stor del av förklaringen är att de har en stor cellyta i förhållande till volymen vilket medför att de effektivt både kan transportera in näring i cellen och göra sig av med avfallsprodukter.

Det stora yt/volym-förhållandet gynnar bakterier i näringsfattigt vatten jämfört med t.ex. planktonalger i konkurrensen om närsalter. Exempelvis ryms 1000 st bakterieceller i en enda färsk algcell om denna har tio gånger så stor diameter och bakteriernas sammanlagda yta är 100 gånger så stor som algcellens. Om bara ytstorleken bestämmer förmågan att konkurrera skulle bakterierna ha ett hundrafaldigt övertag jämfört med motsvarande volym algbiomassa.

Havet är som regel en näringsfattig miljö och bakterierna lever sinsemellan i ett konkurrensförhållande. Vissa bakterier är specialiserade på att kunna utnyttja mycket låga koncentrationer av näring (organiska substanser, närsalter). Poindexter (1981), Kuznetsov *et al.* (1979) och Hirsch (1979) har givit översikter över dessa bakteriers strategier som nu studeras av "Interfasgruppen", Avd. för Marin Mikrobiologi. Andra bakterietyper, bl.a. de flesta laboratoriekulturer, tillväxer bara vid god närings-tillgång.

Fletcher och Marshall (1982) beskriver orsakerna till och följderna av att löst organiskt material och närsalter adsorberas till ytor. I näringsfattigt vatten gynnas bakterietillväxt på och intill ytor p.g.a. denna adsorption, varför en yta som sänks ner i havet snart täcks av en bakteriefilm. Förmågan att fästa till ytor är mycket vanlig bland bakterier, men det är ännu ovisst vilken betydelse ytor, t.ex. detrituspartiklar, har för bakteriell aktivitet i havet.

MIKROBIELL OMSÄTTNING I DJUPLED

Nedan diskuteras den mikrobiella omsättningen av främst kol och kväve i djupled så som vi tror att den fungerar i vattnen utanför Sveriges västkust. Organiskt kol representerar energi och dess nedbrytning medför syreförbrukning. Kväve i form av närsalter är under sommaren troligen begränsande för primärproduktionen (Graneli, 1981). Omsättningen av dessa två element anses därför vara av störst ekologiskt intresse med tanke på eutrofieringen av kustvatten.

Fördelningen av organiskt och oorganiskt material i djupled har exemplifierats med kväveprofiler från Laholmsbukten hösten 1982 (Fig. 3). Dessutom visas salinitets-, temperatur- och syreprofiler. Omsättningen av kväve har sammanställts schematiskt i Fig. 1.

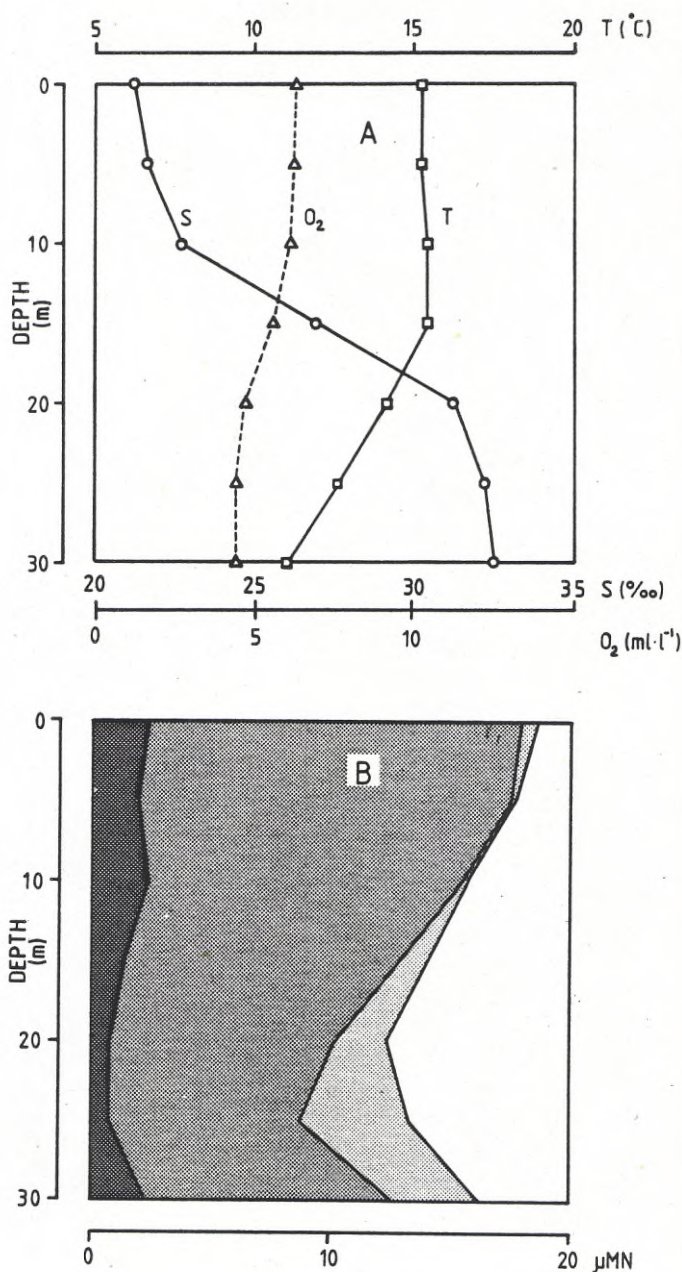


Fig. 3. Fördelningen av salinitet, temperatur och syre (A) och olika kvävekomponenter (B) på station K7 (56°28'40" N, 12°25'00" E) i Laholmsbukten, 31 aug. 1982.

The distribution of salinity, temperature and oxygen (A) and of different nitrogen components (B) at station K7 (56°28'40" N, 12°25'00" E) in the Laholm Bight, on Aug. 31, 1982.

- Partikulärt org. N; Particulate org. N.
- ▒ Löst org. N; Dissolved org. N.
- Org. N (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺); Inorg. N.

Ytfilmen

Ytfilmen kan i lugnt väder ses som en hinna på havet, bleke. Den består huvudsakligen av fetter som ackumuleras på grund av sin vattenskyende karaktär. Denna film utgör en barriär för gasutbytet mellan havet och atmosfären, speciellt vid lugnt väder. Bakterieantalet i denna fasgräns är större (100-1000 ggr) än i vattenpelaren därunder (Norkrans, 1980). Antalet aktiva bakterier är procentuellt detsamma som i vattnet strax under ytfilmen (Hermansson och Dahlbäck, pers. meddelande).

Fotiska zonen

Primärproduktionen är strikt begränsad av ljusets nedträngande i vattnet. Planktonalgernas tillväxt är på vintern begränsade av framför allt ljus. Så snart ljusinstrålningen når en tillräckligt hög nivå, vanligen någon gång i mars, startar vårbloomingen. Möjligen kan alger som varit infrusna i isen utgöra en ymp för vårbloomingen då de frigörs under islossningen. Höga halter av ATP (mätt på levande biomassa) uppmättes i is från Askimsviken, söder om Göteborg, innan vårbloomingen (Dahlbäck, pers. meddelande). Den fortsätter tills något av närsalterna förbrukats. Under resten av den produktiva perioden, åtminstone fram till höststormarna, bestämmer närsaltstillgången produktionshastigheten.

Den ständiga mineraliseringen frigör närsalter redan i fotiska zonen, vilka genast åter assimileras (upptas av celler). För att rätt kunna uppskatta betydelsen av de kvävemängder som tillförs från yttre källor (landavrinning, djupvattnet, atmosfären) måste man ta reda på hur snabb denna korta kvävecykel (ammonium - org. N - ammonium) är i fotiska zonen. Detta kan uttryckas som det antal gånger en kväveatom "återanvänds" innan den sjunker ut ur fotiska zonen. Arbetet pågår med att bestämma mineraliseringshastigheter av kväve i fotiska zonen längs Västkusten. Harrison (1978) fann att mineraliseringen av kväve i kustvatten ofta var snabbare än assimileringen. I Oslofjorden var däremot mineraliseringshastigheten i övre delen av fotiska zonen under sommaren betydligt lägre än assimileringshastigheten (Paasche och Kristiansen, 1982). I antarktiskt ytvatten, där organiskt kväve finns i riklig mängd, kunde upptagshastigheterna av tillsatt nitrat- respektive ammonium-N-15 användas för beräkning av kvävetets recirkuleringshastighet. Rönner *et al.* (1983) beräknade att kvävet där "återanvänds" 8 gånger innan det går förlorat till djupvattnet.

Den atomära C/N kvoten i marina planktonalger är c:a 7. Om vi i väntan på resultat från Västkusten antar att den korta assimilerings-mineraliseringscykeln för kväve är lika snabb som vid Antarktis betyder det att tillförseln av en kväveatom till fotiska zonen medför en fixering av, inte 7 utan 8 x 7 kolatomer. Om kolet bryts ner lika snabbt som kvävet i fotiska zonen ökar biomassan endast med 7 kolatomer. Analyser av det partikulära materialet i Laholmsbukten gav dock under sommaren och hösten 1982 högre tal än 7 (8-14) i hela vattenpelaren, tecken som tyder på att kvävet mineraliseras snabbare i fotiska zonen än kolet. Biomassaökningen, mätt som kol, blir alltså större än 7 kolatomer per tillförd kväveatom. Sedimenteringen väntas öka i motsvarande grad.

Växtplankton föredrar vissa kvävekällor framför andra. Det är därför viktigt att bestämma den relativa betydelsen av olika kväveföreningar såsom

nitrat, ammonium och urea. Kristiansen (1983) fann att urea kunde utgöra upp till 50% av det kväve som totalt assimilerades i Oslofjorden under sommaren. I Laholmsbukten fann vi under sommaren och hösten 1982 urea i koncentrationer som översteg summan av ammonium och nitrat (räknat i $\mu\text{mol N}$). Det visade sig också att urea föredrogs som kvävekälla när lika höga koncentrationer av respektive kväveförening tillsattes i parallella prover (Fig. 4) Det är dock okänt i vilken grad urea bröts ner bakteriellt till ammonium innan kvävet assimilerades.

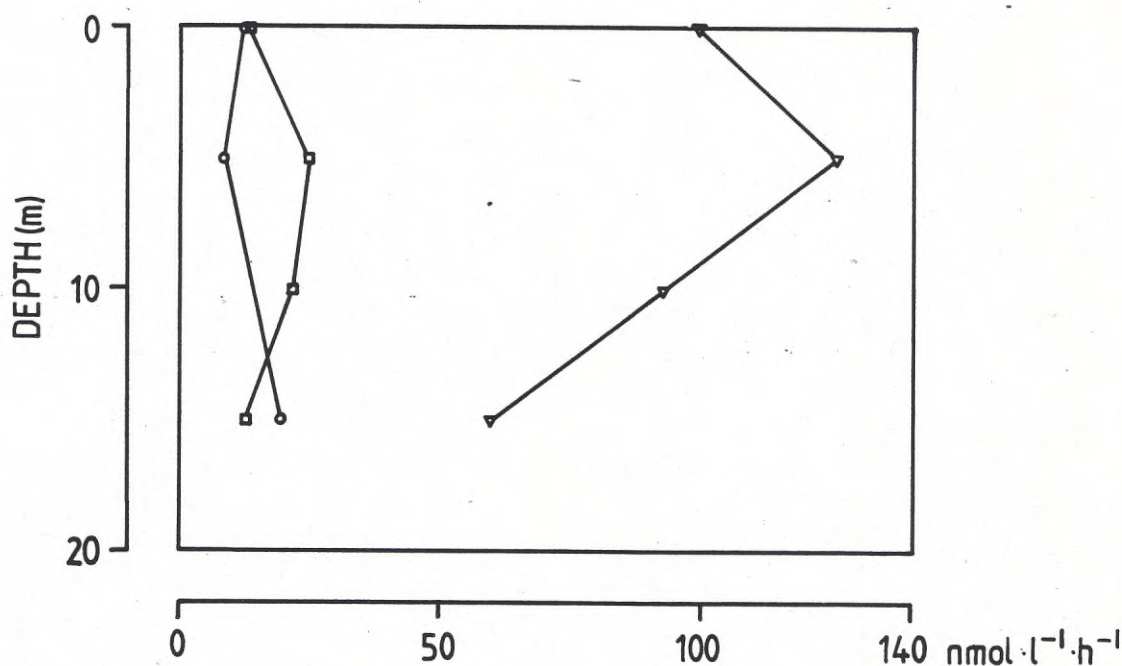


Fig. 4. Assimilering av ammonium, nitrat och urea i Laholmsbukten, station K7, 31 aug. 1982.

Assimilation of ammonium, nitrate and urea in the Laholm Bight, station K7 on Aug. 31, 1982.

Ammonium (□), nitrat (○), urea (▽).

Ureas betydelse för primärproduktionen längs Sveriges kust har inte tidigare uppmärksamats. Urea produceras av däggdjur och tros härröra från land, men det kan också exkreras av zooplankton i små mängder eller produceras vid bakteriell nedbrytning av kvävebaser från cellkärnor (Mc Carthy, 1980).

Det har hävdats att ansträngningarna i reningsverken för att rena utsläppen från fosfor är överdrivna, eftersom extra fosfortillförsel vore oskadlig så länge kväve är begränsande för primärproduktionen. Kvävefixerande blågröna bakterier kan dock ge upphov till blomningar på Västkusten under varma sensomrar. Under sådana blomningar är troligen fosfa-

tet det begränsande närsaltet. Brattberg (1980) fann ett samband mellan ökande fosfatkoncentrationer och ökande kvävefixering i Östersjön från norr till söder.

Planktonalgernas fotosyntes förser fotiska zonen med syre. Ofta överstiger syrekoncentrationen t.o.m. mättnadsvärdet under sommaren. Trots den snabba mineraliseringen finns därför alltid syre i tillräcklig mängd. Förutom när vattnet täcks av is sker ett ständigt utbyte med atmosfären och ytvattnet förses därför med syre även när primärproduktionen är låg.

Haloklinen

Haloklinen kan betraktas som en extra botten, där sjunkande partiklar stannar upp. I detta tunna skikt kan därför förväntas en stor mineraliserande aktivitet med frigörande av närsalter som delvis åter transporteras upp till fotiska zonen.

Djupvattnet

Under haloklinen, som ofta utgör botten av fotiska zonen, bryts den del av primärproduktionen ner som inte genast bryts ner i ytan. Även här ombesörjs nedbrytningen av heterotrofa bakterier, protozoer och zooplankton. Alla dessa förbrukar syre och syrekonsumtionen står i direkt proportion till mängden tillgängligt organiskt kol i sedimentterande plankton och utsläpp från land. Haloklinen, som ofta är skarp längs Västkusten under sommaren utgör en barriär för transport av syre, liksom av alla lösta föreningar, och syrekoncentrationen sjunker i djupvattnet. I t.ex. Koljöfjorden tillförs sedan länge mera kol än vad vattenutbytet tillåter, med syrefria förhållanden och sulfidproduktion som följd. Även Laholmsbuktens djupvatten har tillförts mera kol än vad som kunnat mineraliseras aerobt. En bidragande orsak till att just denna bukt har drabbats av eutrofieringen är dess topografi med en ringa vattenvolym under haloklinen som fått ta emot den ökade belastningen. Syret sjönk under sommaren 1980 till så låga halter att den bentiska faunan dog.

Sedimentet

En stor del av nedbrytningen sker i sedimentet, ju större del desto grundare vattenpelaren är. Den största mikrobiella aktiviteten återfinns i det allra översta sedimentskiktet p.g.a. syretillgången och att det nysedimenterade materialet är mest energirikt. I kustnära sediment är allt syre förbrukat bara någon mm ner (Revsbech *et al.*, 1980). Nitrat- och sulfatreduktion m.fl. anaeroba processer är därför alltid förhärskande i de djupare sedimentlagren. Eftersom nitrifikationen inte sker där p.g.a. de anoxiska förhållandena, ackumuleras ammonium i mångfald högre koncentrationer än i bottenvattnet. I den översta mm finns dock oftast tillgång till både syre och ammonium vilket leder till hög aktivitet hos nitrifikationsbakterier. Det mesta av det bildade nitraten diffunderar snabbt till de syrefria zonerna och reduceras i samma takt. Slutprodukterna från dissimilatorisk nitratreduktion är kvävgas eller ammonium. Om kvoten org. C/NO₃⁻ är hög produceras förhållandevis mera ammonium (Dunn *et al.*, 1979). Detta nitrifieras så småningom åter och kan slutligen också de-

nitrifieras. Som resultat av den nära kopplingen nitrifikation - denitrifikation når troligen bara en mindre del av det mineraliserade kvävet vattenfasen. Omkring 80% av denitrifikationen i Östersjön har beräknats ske i sedimentet (Shaffer och Rönner, 1983).

Makrofaunan har en mycket stor betydelse för nedbrytningsprocesserna i sediment, dels genom att själva delta, dels genom deras omblandning av sedimentet (bioturbationen) som drastiskt ökar utbytet både av syre och substrat och av nedbrytningsprodukter mellan sediment - vatten interfasen och de djupare lagren. Mineraliseringen utsträcks i djupled och blir betydligt effektivare, kopplingen nitrifikation - denitrifikation likaså.

Den vätesulfid som produceras närmast under ytskiktet når normalt inte bottenvattnet, eftersom den oxideras kemiskt eller bakteriellt i gränsskiktet mot oxiskt sediment eller förenar sig mer eller mindre permanent med järn (Jørgensen, 1977). Svavelcykeln omfattar en lång rad delprocesser med många mellanprodukter. Den finns beskriven i Fenchel och Blackburn (1979).

Om gränsskiktet oxiskt - anoxiskt flyttas upp i vattnet kommer de bakteriella processerna att fortgå i princip som tidigare, med undantag av att aeroba processer upphör i sedimentet. Detta medför en något långsammare nedbrytning. Faunans stimulerande aktiviteter i samband med nedbrytningen upphör dessutom. Den nyss dödade faunan utgör dock under kort tid ett stort tillskott av substrat för de mineraliserande bakterierna. I och med att syret förbrukas tränger sulfid upp i vattnet och förgiftar alla djur och vissa bakterier såsom t.ex. nitrifikationsbakterier.

Syreförhållandena i bottenvattnet reglerar slutprodukterna i kväveomsättningen, och därmed utbytet av kvävekomponenter mellan sediment och vatten. Tidigare experiment med sediment från Gullmarsfjorden, 30 m djup, med aktiv makrofauna (Enoksson och Rüdén-Berg, 1983), visade att nitratutflödet från sediment var positivt korrelerat till syrekoncentrationen i bottenvattnet medan förhållandet för ammonium var omvänt. Höga syrekoncentrationer i vattenfasen medförde att oorganiskt kväve togs upp av sedimentet.

Under hösten 1982 gjordes simuleringsförsök i laboratoriet med ostört sediment från Laholmsbukten, Stn G, 20 m djup. Inledningsvis bestämdes kväveutbytet sediment - vatten vid relativt låga syrekoncentrationer i ovanstående vatten (Fig. 5). Kväve frigavs till vattnet, huvudsakligen i form av ammonium, mera ju lägre syrekoncentrationen var. Nitratutbytet var praktiskt taget noll. Syrekonsumtionen var låg jämfört med det tidigare nämnda Gullmars-sedimentet, vilket kan förklaras med att makrofaunan var relativt blygsam.

Påföljande mätserie avsågs visa effekterna av upprepad, tillfällig, syrebrist i vattenfasen. I samband med att faunan kvävts medförde mineraliseringen av denna att stora mängder löst organiskt kväve och ammonium frigjordes till vattnet. Jämnt fördelat i en 5 m hög vattenpelare (avståndet till haloklinen) skulle detta ha höjt kvävekoncentrationen med 8 μM . Koncentrationen av ammonium var 4 μM i bottenvattnet den 31 aug. när sedimentproverna togs och totalt löst kväve uppgick till 15 μM .

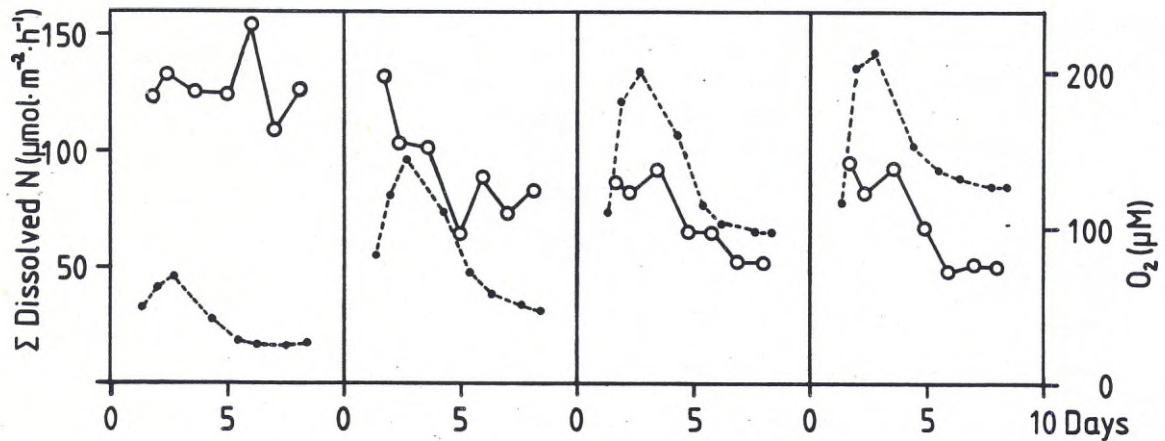


Fig. 5. Frigörande av totalt löst kväve från 4 olika sedimentprover med varierande syrekoncentration i ovanstående vatten.

Release of total dissolved nitrogen from 4 different sediment samples with varying oxygen concentrations in the overlying water.

---●--- Syre; Oxygen
—○— Kväveutbyte; Nitrogen release

När syre åter tillfördes till sedimentproverna sjönk både kväveutflödet och syrekonsumtionen till lägre nivåer än i ett kontrollprov där faunan ännu levde. Båda dessa företeelser förklaras med att faunan var utslagen. Förnyad syrebrist medförde endast en ringa ökning av ammoniumutflödet. Vid påföljande porvattenanalys återfanns en stor mängd ackumulerat ammonium i de "avdödade" proverna.

Fosfat frigavs endast under anoxiska perioder och då med en måttlig hastighet.

Omvandlingen av organiskt kväve (via NH_4^+ och NO_3^-) till kvävgas genom denitrifikation är effektiv endast i sediment i kontakt med syrerikt bottenvatten och med aktiv makrofauna. Det är angeläget att undersöka om försämrade syreförhållanden får till följd att en minskad del av det kväve som tillförs djupvattnet omvandlas till kvävgas i sedimentet. I centrala Östersjön tycks dock de sänkta syrehalterna i djupvattnet gynna denitrifikationen (Rönner, 1983). Djup- och transportförhållanden är dock inte helt jämförbara mellan Östersjön och Västskusten.

ENGLISH SUMMARY

A short description of ecologically important groups of microorganisms in marine systems was given.

Besides the role of mineralizers, the bacteria have nowadays been ascribed an increased importance as secondary producers. This was discussed as well as some of their most important qualities, increasing their ability to compete for nutrients.

The cycling of carbon and nitrogen at different depths was especially described. The importance of the mineralization of nutrients within the euphotic zone was discussed and compared with mineralization of carbon. With reference to biomass possible consequences from increasing nitrogen inputs into a water body were postulated in case nitrogen is limiting for primary production. According to new findings presented, urea may be an important source of nitrogen for primary producers off the Swedish West coast.

It was argued that a too large input of organic material into the deep water in relation to the oxygen supply not only causes decreasing oxygen concentrations or anoxic conditions and sulfide production, but also results in different end products in the nitrogen cycling, as indicated by experiments on sediment - water exchange of nitrogen.

REFERENSER

- Brattberg, G. 1980. Kvävefixering i marin miljö. I: Processer i Kvävet's Kretslopp (Rosswall, T. Red.) sid. 95-103. SNV PM 1213.
- Dunn, G.M., Herbert, R.A. and Brown, C.M. 1979. Influence of oxygen tension on nitrate reduction by *Klebsiella* sp. growing in chemostat culture. J. Gen. Microbiol. 112: 379-383.
- Enoksson, V. and Rüdén-Berg, L. 1983. A system for determining exchanges between sediment and water exemplified by nitrogen flux under controlled oxygen conditions. In: Environmental Biogeochemistry. Ecol. Bull. (Hallberg, R. ed.) (Stockholm) 35 (In press).
- Fenchel, T. and Blackburn, T.H. 1979. Bacteria and mineral cycling. Academic Press (London) 225 pp.
- Fenchel, T. 1982. Ecology of the heterotrophic microflagellates.
- a. I. Some important forms and their functional morphology. Mar. Ecol. Prog. Ser. 8: 211-223.
 - b. II. Bioenergetics and growth. Mar. Ecol. Prog. Ser. 8: 225-231.
 - c. III. Adaptions to heterogeneous environments. Mar Ecol. Prog. Ser. 9: 25-33.
 - d. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9: 35-42.

- Fletcher, M. and Marshall, K.C. 1982. Are solid surfaces of ecological significance to aquatic bacteria? *Adv. Microbial. Ecol.* 6: 199-236. Plenum Press New York, 1982.
- Granéli, E. 1981. Bioassay experiments in the Falsterbo Channel - nutrients added daily. *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* 5: 82-90.
- Harrison, W.G. 1978. Experimental measurements of nitrogen remineralization in coastal waters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 684-694.
- Hirsch, P. 1979. Life under conditions of low nutrient concentrations. In: *Strategies of Microbial Life in Extreme Environments* pp. 357-372, Dahlem Konf. Life Sci. Res. Report 13, (M. Shilo, ed.), Verlag Chemie, Weinheim.
- Jørgensen, B.B. 1977. Bacterial sulfate reduction within reduced microniches of oxidized marine sediments. *Marine Biology* 41: 7-17.
- Kristiansen, S. 1983. Urea as a nitrogen source for the phytoplankton in the Oslofjord. *Marine Biology* (Submitted).
- Kuznetsov, S.I., Dubinia, G.A. and Lapteva, N.A. 1979. Biology of oligotrophic bacteria. *Annu. Rev. Microbiol.* 33: 377-387.
- Larsson, U. and Hagström, Å. 1982. Fractionated phytoplankton primary production, exudate release and bacterial production in a Baltic eutrophication gradient. *Marine Biology* 67: 57-70.
- McCarthy, J.J. 1980. Nitrogen. In: *The Physiological Ecology of Phytoplankton* pp. 191-233. (I. Morris, ed.), Blackwell.
- Norkrans, B. 1980. Surface microlayers in aquatic environments. *Adv. Microbial Ecol.* 4: 51-85. Plenum Press, New York, 1980.
- Paasche, E. and Kristiansen, S. 1982. Ammonium regeneration by microzooplankton in the Oslofjord. *Marine Biology* 69: 55-63.
- Poindexter, J.S. 1981. Oligotrophy: fast and famine existence. *Adv. Microbial Ecol.* 5: 63-89. Plenum Press, New York 1981.
- Revsbech, N.P., Sørensen, J., Blackburn, T.H., and Lomholt, J.P. 1980. Distribution of oxygen in marine sediments measured with microelectrodes. *Limnol. Oceanogr.* 25: 403-411.
- Rönner, U. 1983. Biological nitrogen transformations in marine ecosystems with emphasis on denitrification. Dissertation, Department of Marine Microbiology, Botanical Institute, University of Gothenburg, 79 pp.
- Rönner, U., Sörensson, F., and Holm-Hansen, O. 1983. Nitrogen assimilation by phytoplankton in the Scotia Sea. *Polar Biology* (Submitted).

Shaffer, G. and Rönner, U. 1983. Denitrification in the Baltic proper deep water. Deep-Sea Res. (Submitted).

Williams, P.J. leB. 1981. Incorporation of microheterotrophic processes into the classical paradigm of the planktonic food web. Kieler Meeresforsch. Sonderh. 5: 1-28.

SEKUNDÄRPRODUKTION

av

Ulf Båmstedt, Tjärnö marinbiologiska laboratorium,
Pl. 2781, 452 00 Strömstad

Sammanfattning

Direkta mätningar av pelagisk sekundärproduktion saknas nästan helt för Skagerack/Kattegatt. Beräkningar från Kungsbackafjorden, Byfjorden och Askimsviken vid svenska västkusten, vilka alla karaktäriseras av en zooplanktonfauna dominerad av små former, tyder på produktionsvärden i storleksordningen 1-2 g kol m⁻² årligen. Detta motsvarar endast några procent av primärproduktionen och tyder på låg utnyttjandegrad inom de pelagiska näringskedjorna i dessa områden. Kosterfjorden i norra Bohuslän exemplifierar en annan typ av område, med dominans av större zooplanktonformer och med betydligt högre årlig produktion, som för herbivora/omnivora arter har beräknats till drygt 8 g kol m⁻² och för carnivora arter till 1.4 g kol m⁻². Resultat från undersökningar längs Hallandskusten visar att zooplanktonbiomassan varierar kraftigt mellan olika lokaler för en given tidpunkt (medelvariationskoefficienten 97 %) och över tiden för en given lokal (medelvariationskoefficienten 75 % för perioden maj till oktober), men att variationer orsakade av analysarbetet är relativt små (medelvariationskoefficient 9 %). I öppna, grunda områden är svårigheterna att beräkna sekundärproduktion utifrån kvantitativa insamlingar därför mycket stora.

INLEDNING

Begreppet sekundärproduktion innefattar i strikt mening den produktion som växtätande djur står för. I havets fria vattenmassa utgörs dessa djur av olika zooplanktonorganismer, framför allt små kräftdjur, som lever på mikroskopiska planktonalger. Om man töjer på begreppet sekundärproduktion kan man i detta innefatta all den produktion som är baserad på primärproduktionen, varvid också kommer att ingå den produktion som organismer högre upp i näringskedjorna står för. I havets fria vattenmassa ingår då som sekundärproducenter alla zooplanktonorganismer, pelagisk fisk och marina däggdjur och fåglar. I denna sammanställning har jag valt att behandla produktion av zooplankton,

i första hand för herbivora arter, dvs de egentliga sekundärproducenterna, men med några uppgifter också för betydelsefulla former på högre nivå i näringskedjorna. Eftersom begreppet biologisk produktion ofta definieras olika fastställs den i detta sammanhang som "mängd levande material som bildas per tidsenhet" (Boysen-Jensen, 1919). I ett tvåkomponentsystem (t.ex. betare/födoorganism, predator/bytesdjur) kan produktionen fastställas helt enkelt genom att mäta biomassaförändringar med tiden, men i komplexa system (t.ex. ett naturligt ekosystem) kan man inte förvänta sig god överensstämmelse mellan förändringar i biomassa och produktionssituationen. Detta beror på två orsaker: (i) Havet utgör ett öppet system. (ii) Reproduktion och dödlighet är faktorer som verkar i varsin riktning på populationens biomassa, men utgörs båda av producerat biologiskt material. Vid beräkningar av produktionen inom naturliga ekosystem har man därför använt metodik av mer eller mindre avancerat slag (se Greze, 1978, för en sammanfattning). I de flesta fall krävs mycket stora arbetsinsatser för att få fram relevanta resultat. Det är kanske därför vi så gott som helt saknar produktionsberäkningar på zooplankton i Skagerack och Kattegatt. De flesta arbeten från våra havsområden som behandlar "produktion" av zooplankton beskriver i verkligheten bara variationer i abundans eller populationsbiomassa av olika arter, och även sådana uppgifter förekommer mycket sparsamt. Det finns därför inte underlag för att kunna bedömma om vi har haft någon långtidsförändring i planktonisk sekundärproduktion eller beståndsstorlek i våra västra havsområden..

Med det magra utgångsmaterialet som bas kommer jag i det följande att sammanfatta de få produktionsberäkningar som gjorts och med utgångspunkt från vissa kvantitativa data på populationsstorlek/biomassa teoretiskt beräkna sekundärproduktionen. Såpass osäkra beräkningar som detta innebär åtminstone en uppfattning om storleksordningen på den pelagiska sekundärproduktionen i för hållande till primärproduktionen.

RESULTAT

Herbivora zooplanktonorganismer

Ett av de få arbeten där planktonisk sekundärproduktion i våra områden har beräknats är från Kungsbackafjorden, 30 km söder om Göteborg (Olsson & Ölundh, 1974). Planktonsamhället i denna fjord har under perioden maj till november ett markant inslag av larvformer (i medeltal 33 % av totala individantalet) och mindre copepodformer, t.ex. Acartia longiremis, A. clausi, Pseudocalanus sp., Paracalanus parvus och Oithona similis, är

dominerande (i medeltal 46 % av totala zooplanktonantalet) bland holoplanktoniska former under denna period. Zooplanktonbiomassan uppvisade maxima i juni under två efterföljande år, med värden på ca. 3.1 respektive 2.4 g torrsvikt m^{-2} för den 16 m djupa provtagningslokalen. Produktionen, beräknad från empiriska kvoten för produktion/biomassa och från biomassaförändringar, var för zooplanktonbeståndet ca. 1.8 g C m^{-2} per år och för copepoderna ca. 1 g C m^{-2} under perioden maj till oktober. Sekundärproduktionen motsvarade knappt 2 % av den årliga primärproduktionen.

I Byfjorden, utanför Uddevalla, har mycket summariska beräkningar av planktonisk sekundärproduktion också gjorts (Rosenberg et al., 1977). Planktonfaunan liknar i stort den i Kungsbackafjorden med i medeltal ca. 65 % av zooplanktonantalet bestående av copepoder och 20 % bestående av larvformer. Årsmedelbiomassan var ca. 1 g organisk vikt m^{-2} totalt varav ungefär hälften utgjordes av copepodbiomassa. Totala zooplanktonproduktionen beräknades till 10 ton C årligen för hela området eller ca. 1.6 g C m^{-2} . Detta motsvarade ca. 0.7 % av den beräknade primärproduktionen i området.

Båmstedt (1981) gjorde omfattande beräkningar på energiflödet genom makroplanktonsamhället i Kosterfjorden vid norra Bohuskusten. Planktonsamhället i detta område karaktäriseras av former som också dominerar i öppna Skagerack, Nordsjön och stora delar av Nordostatlanten. Av herbivora/omnivora arter märks fr.a. copepoderna Calanus finmarchicus och Metridia longa och tre arter av lysräkor. De mindre copepoderna av släktena Pseudocalanus, Paracalanus, Acartia, Temora, Centropages och Oithona, vilka också förekommer i området, innefattades ej av undersökningen. Tabell 1 presenterar några resultat från detta arbete och visar att den totala produktionen av större herbivora/omnivora zooplanktonarter uppgår till drygt 8 g C m^{-2} $år^{-1}$. Både absolut och i relation till primärproduktionen, vilken för detta område har uppmätts till ca. 220 g C m^{-2} $år^{-1}$ (Lännergren, pers. medd.) är sekundärproduktionen alltså betydligt större än i Kungsbackafjorden och Byfjorden.

Kvantitativa uppgifter på biomassa av zooplankton kan användas för grova beräkningar av zooplanktonproduktionen. En vanlig teknik vid beräkning är att använda empiriska värden för omsättningshastigheten (kvoten mellan produktion per tidsenhet och medelbiomassa, förkortat P/B-kvoten). Greze (1978) har sammanställt sådana data och för små

Tabell 1. Genomsnittlig daglig produktion av dominerande herbivora/omnivora zooplanktonarter i Kosterfjorden, norra Bohuslän, under olika årstider. Årsproduktionen anges i $g\ C\ m^{-2}$, säsongproduktionen i $mg\ C\ m^{-2}\ dygn^{-1}$.

Art	Vår	Sommar	Höst	Vinter	Årsproduktion
<i>Cananus finmarchicus</i>	16.99	23.87	44.15	0	7.76
<i>Calanus hyperboreus</i>	0.21	0.19	0.19	0	0.05
<i>Metridia longa</i>	2.93	2.79	1.25	0	0.64
<i>Meganyctiphanes norvegica</i>	0.05	0.49	0.15	0.08	0.07
<i>Thysanoessa inermis</i>	0	0.23	0.01	0	0.02
<i>Thysanoessa raschii</i>	0	0.21	0.03	<0.01	0.02
Summa:	20.18	27.77	44.52	0.08	8.56

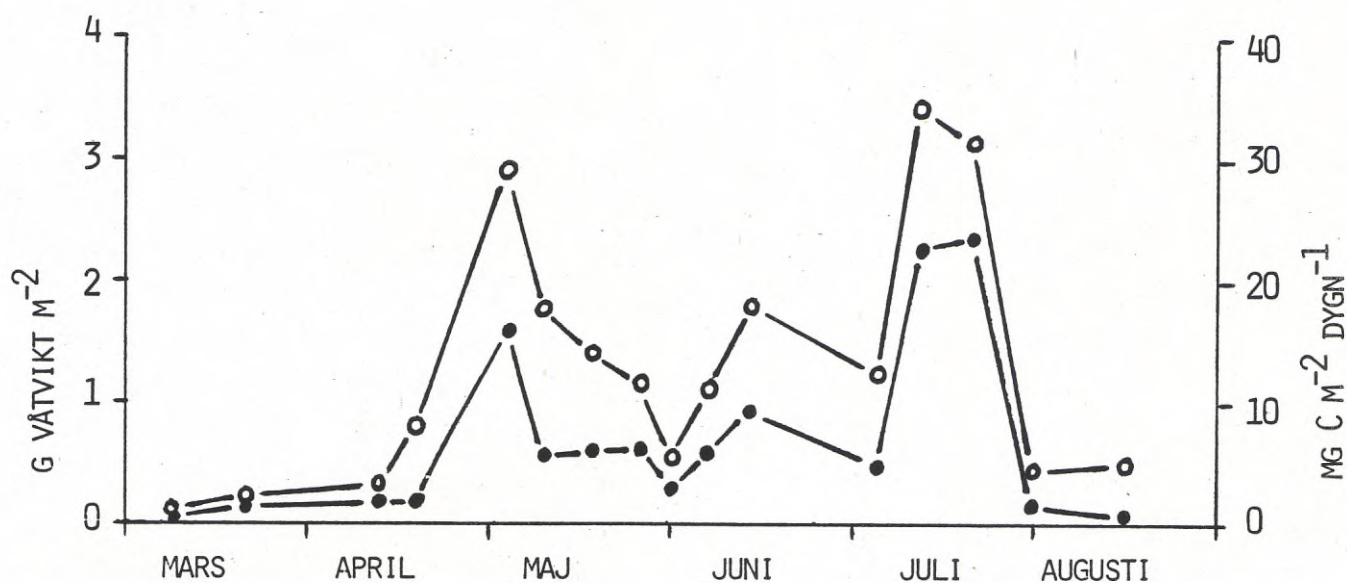


Fig. 1. Zooplanktonbiomassa (vänstra skalan) och beräknad zooplanktonproduktion (högra skalan) i yttre delen av Askimsviken under perioden mars till augusti 1972. Cirklar = totalt för herbivora/omnivora arter, Punkter = totalt för copepoder.

copepoder varierar denna koefficient vanligen kring 0.10 dag^{-1} .

I en undersökning från 1972 (Båmstedt, opubl.) undersöktes säsongsvariationen i biomassa av olika zooplanktonarter vid en lokal i Askimsvikens mynning, strax söder om Göteborg. Planktonfaunan var till karaktären mycket lik den i Kungsbackafjorden och Byfjorden (se tidigare). Fig. 1 visar resultaten och anger också den dagliga produktionen som beräknats med hjälp av ovan angiven P/B-koefficient. Medelbiomassan för perioden mars till augusti var $1.3 \text{ g våtvikt m}^{-2}$ för totalmängden herbivora/omnivora organismer och 0.7 g för copepoderna vilket ger en daglig medelproduktion av 13 respektive 7 mg C m^{-2} . Om man antar att undersökningsperioden från början på mars till mitten på augusti representerar en produktiv period där P/B-koefficienten 0.10 är giltig uppgår herbivora/omnivora zooplanktonproduktionen under denna tid till ca. 2.1 g C m^{-2} varav copepodproduktionen utgör ca. 1.1 g C m^{-2} . Dessa värden ligger nära de som angavs för Kungsbackafjorden och Byfjorden tidigare, men är betydligt lägre än de för Kosterfjorden.

I ett just nu pågående arbete, koncentrerat till området kring Laholmsbukten utanför Halmstad, tages kvantitativa zooplanktonprover från vattenmassan ovanför språngskiktet. Resultat från denna undersökning kan tjäna som illustration till den stora variabiliteten i zooplanktonbiomassa som vanligen förekommer mellan olika lokaler längs en öppen kuststräcka (Fig. 2, nästa sida). Varje punkt representerar zooplanktonbiomassan vid en lokal. Eftersom det använda insamlingsredskapet inte är jämförbart med de i de tidigare refererade undersökningarna är resultaten inte direkt jämförbara. Zooplanktonfaunan vid de olika lokalerna har likartad sammansättning, med dominans av småcopepoder och vissa larvformer, dvs en karaktär lik den i Kungsbackafjorden, Byfjorden och Askimsviken. Medelbiomassans storleksfördelning i olika fraktioner framgår av tabell 2 (se sidan 102). Fraktionen $200 - 500 \mu\text{m}$ (medelvärde 46.8% av totalbiomassan) och $90 - 200 \mu\text{m}$ (40.6%) är nästan genomgående större än den största fraktionen (medelvärde 12.6%), vilket tyder på att små former och yngre stadier av olika arter dominerar.

För att utvärdera säkerheten i eventuella slutsatser som drages från denna typ av undersökningar har jag jämfört medelvariationskoefficienten för variationen mellan lokaler, variationen mellan insamlingstillfällen och variationen i det laborativa analysarbetet. Detta visas i tabell 3, sidan 102. Variationen mellan olika lokaler för en given tid är åtminstone

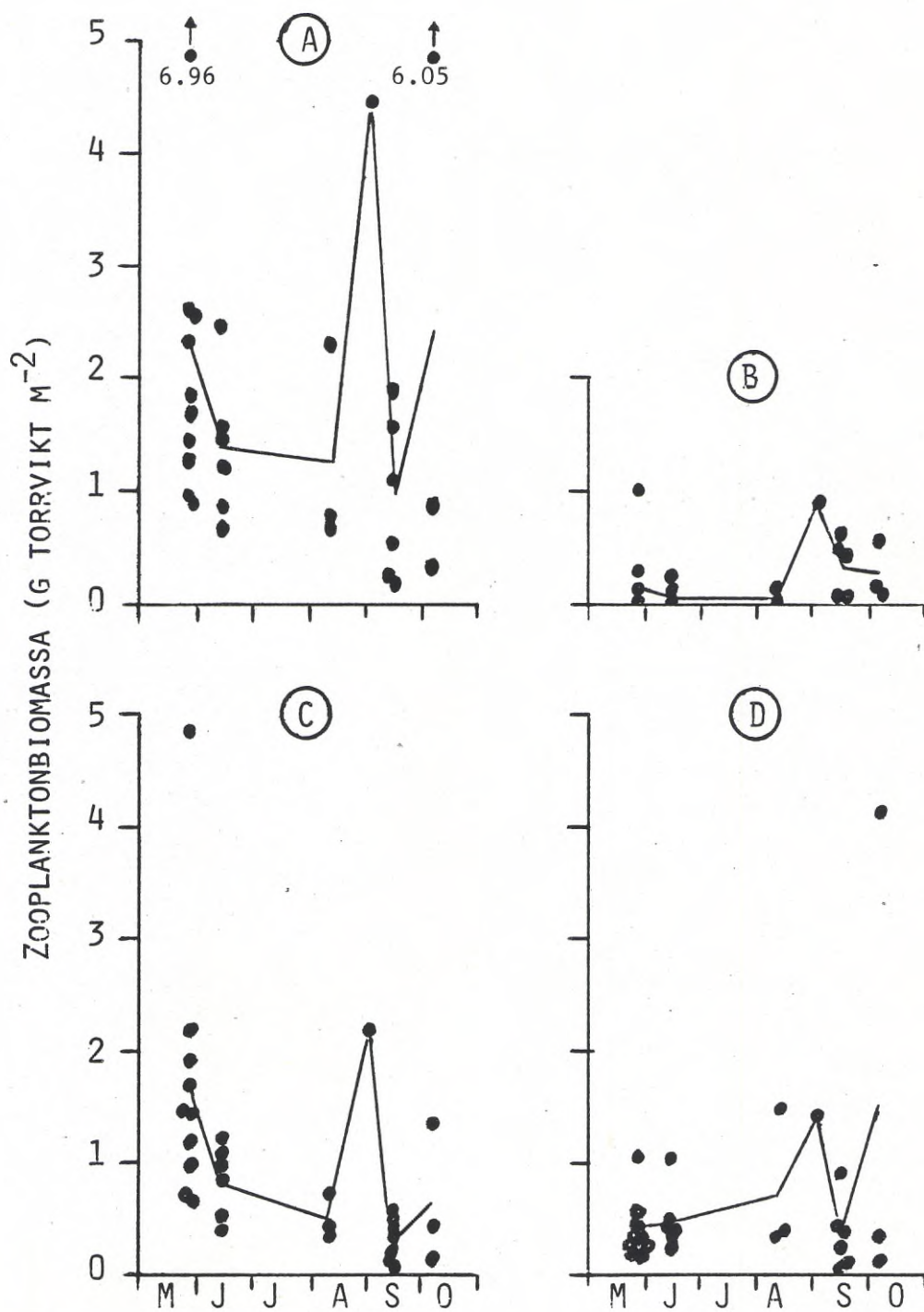


Fig. 2. Zooplanktonbiomassa i vattenlagret ovan språngskiktet vid olika provtagningslokaler längs Hallandskusten. Prover insamlade under perioden maj till oktober 1982. A = totalbiomassa, B = organismer > 500 μm , C = organismer 200 - 500 μm , D = organismer 90 - 200 μm .

Tabell 2. Medelvärden för procentuell storleksfördelning av zooplanktonbiomassan i vattenlagret ovan språngskiktet vid olika provtagningslokaler längs Hallandskusten.

Fraktion	26 maj	14 juni	11 aug.	2 sept.	15 sept.	5 okt.
> 500 μm	6.13	3.85	2.89	19.75	32.45	10.51
200-500 μm	75.34	60.60	39.84	48.47	30.28	26.34
90-200 μm	18.53	35.56	57.27	31.78	37.28	63.15

Tabell 3. Variationen i zooplanktonbiomassa beroende av lokala skillnader, temporala skillnader och skillnader orsakade av variation i analysarbetet. Variationen uttrycks som variationskoefficient (CV = Standardavvikelse/Medelvärde x 100 %) med tillhörande 95 % konfidensintervall (K.I.). Material från Hallandskusten insamlat från maj till oktober 1982.

Lokal			Temporal			Analys		
n	CV	K.I.	n	CV	K.I.	n	CV	K.I.
20	97.06	23.43	12	74.57	23.12	73	8.65	2.10

lika stor som variationen för en given lokal över tiden, medan de variationer som beror på analysarbetet är betydligt mindre. Man får alltså vara mycket försiktig med att tolka resultat från denna typ av öppna lokaler med en kontinuerlig vattentransport. Beräkningar av zooplanktonproduktion i området har därför också litet värde.

Lindhöj och Hernroth (1983) registrerade biomassan av zooplankton i en 120 m djup vattenpelare i Gullmarsfjorden under åren 1978, 1979 och 1981. De fann tecken på nedgång i zooplanktonbeståndet över denna period, men säsongsvariationer och biomassastorlek stämmer relativt väl överens med förhållandena i Kosterfjorden. Sammanfattningsvis tyder resultaten alltså på att vi har två typer av områden vid vår kust: (i) Relativt grunda områden som domineras av små zooplanktonformer och som karaktäriseras av låg biomassa (exempel: Kungsbackafjorden, Byfjorden, Askimsviken). (ii) Djupa områden med dominerande inslag av större copepoder och med betydligt högre zooplanktonbiomassa

(exempel: Kosterfjorden, Gullmarsfjorden). Det är möjligt att dessa två områdestyper passar in i Landry's (1977) två principer för trofisk organisation, med i första fallet näringskedjor av typ:

Små växtplanktonarter → Små copepoder → Medusor/kammaneter/chaetognater

och i andra fallet näringskedjor av typ:

Stora kiselalger → Stora copepoder → Fisk

Matthews & Heimdahl (1981) menar att fjordsystem oftast karaktäriseras av en successiv övergång från den första typen i de inre delarna till den andra typen längre ut mot öppna havet.

Produktionsberäkningar på enskilda arter av mindre zooplanktonformer från Skagerack/Kattegatt saknas ännu helt. Hernroth (i manuskript) har beräknat produktionen av rotatorien Synchaeta vorax vilken på våren i Gullmarsfjorden på kort tid bygger upp en stor biomassa. Under uppbygg-nadsfasen beräknades produktionen till $0.4 \text{ mg C m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$ och under kulmineringsfasen, fem veckor därefter, hade produktionen ökat till $200 \text{ mg C m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$. Det är anmärkningsvärt höga siffror och denna produktion måste utgöra en attraktiv näringskälla för predatorer under denna period av året. Att så också är fallet indikeras av den snabba nedgången i populationsstorlek som noterades (Hernroth, i manuskript).

Från abundansvärden och information om individuell kroppsvikt hos vuxna djur (se tabell 4, nästa sida) och medelvikten vid varje provtagningstillfälle av yngre stadier, har biomassan för olika mindre zooplanktonformer vid några lokaler i Askimsviken, söder om Göteborg kunnat beräknas för perioden mars till augusti. Det är viktigt att använda sig av årstidsspecifika medelvikter på arterna för noggranna beräkningar. Från tabell 4 framgår att de flesta arter representeras av lättast individer i juli och att medelindividvikten av ett bestämt stadium kan halveras på två månader (Pseudocalanus elongatus, honor). Ett exempel på beräkningarna, från yttre delen av Askimsviken, visas i fig. 3 (sid. 105). Om vi också här räknar med en P/B-kvot på 0.10 och förhållandet organiskt kol/vätvikt = 0.10 för de former som finns representerade framgår att den maximala dygnsproduktionen för copepoderna tillsammans uppgick till ca. 24 mg C m^{-2} i juli. Cladoceren Evadne nordmanni stod för en stor del av den totala zooplanktonbiomassan i maj, med en beräknad maximal produktion av ca. 10 mg C m^{-2} .

Tabell 4. Individuell våtvikt (4 % neutralbuffrad formalinfixering) och beräknad motsvarighet i kolinnehåll ($\mu\text{g C} = 10\%$ av våtvikten) hos några vanliga former av marint zooplankton. Materialet insamlat utanför Göteborg 1971.

Art/Kön/Form	Kroppslängd (mm)	Månad	$\mu\text{g}/\text{indiv}$	
			Våtvikt	Kol
<i>Acartia longiremis</i> , adult hane	0.95-1.35	juni	22.4	2.2
<i>A. longiremis</i> , adult hona	1.00-1.35	juni	20.2	2.0
<i>A. clausi</i> , adult hane	1.00-1.35	juni	30.6	3.1
- : -	1.10-1.25	juli	25.7	2.6
<i>A. clausi</i> , adult hona	1.05-1.40	juni	50.8	5.1
- : -	1.10-1.35	juli	36.6	3.7
<i>Pseudocalanus elongatus</i> , adult hane	1.10-1.30	juni	54.4	5.4
<i>P. elongatus</i> , adult hona	1.35-1.75	maj	93.6	9.4
- : -	1.30-1.75	juni	67.0	6.7
- : -	1.12-1.47	juli	45.0	4.5
<i>Paracalanus parvus</i> , adult hane	1.25-1.50	juni	47.4	4.7
- : -	1.25-1.40	juli	43.0	4.3
<i>P. parvus</i> , adult hona	1.40-1.70	juni	58.4	5.8
- : -	1.45-1.55	juli	68.3	6.8
<i>Centropages hamatus</i> , adult hane	1.25-1.50	juni	47.4	4.7
- : -	1.25-1.40	juli	43.0	4.3
<i>C. hamatus</i> , adult hona	1.40-1.70	juni	58.4	5.8
- : -	1.45-1.55	juli	68.3	6.8
<i>Oithona similis</i> , adult hane	0.70-0.85	juni	6.9	0.7
- : -	0.62-0.77	juli	4.2	0.4
<i>O. similis</i> , adult hona	0.75-1.00	juni	8.6	0.9
- : -	0.65-1.05	juli	5.5	0.6
Copepodnauplier, obest.	0.21-0.41	juni	1.0	0.1
Cirripednauplier, obest.	0.25-0.75	juni	2.0	0.2
<i>Synchaeta</i> sp.	0.21-0.30	april	1.6	0.2

De få undersökningar i området Skagerack/Kattegatt som har genomförts utöver ovan redovisade (Aurivillius, 1898; Cleve 1899, 1900a, b, 1902, 1903; Wiborg, 1940; Lönning, 1963; Beyer, 1968; Eriksson 1973, 1974, 1976) ger tillsammans en god bild av zooplanktonfaunans sammansättning och årstidsvariation men innehåller inte den information som är nödvändig för en grov uppskattning av produktionen.

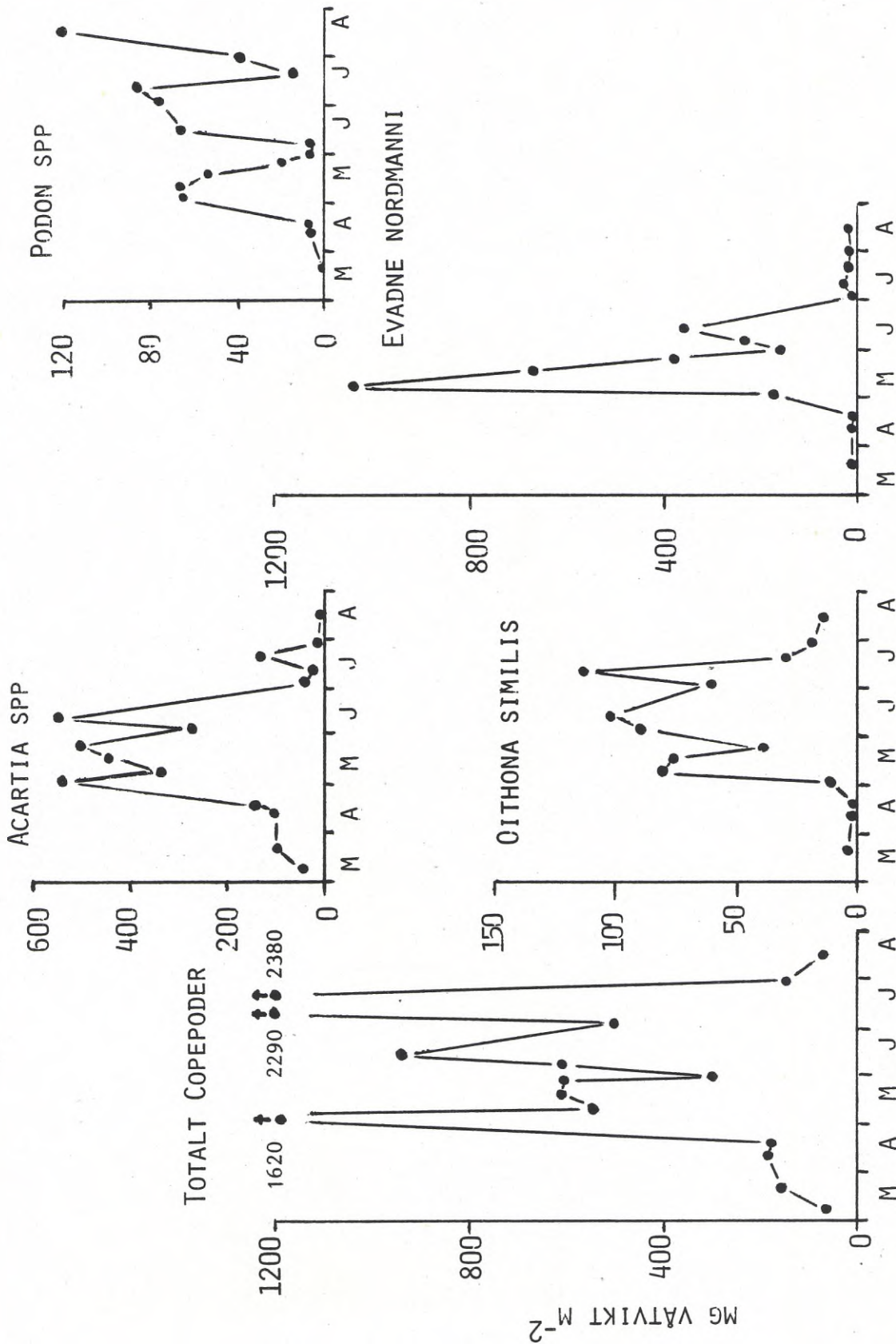


Fig. 3. Biomassa av olika zooplanktonformer i yttre delen av Askimsviken under perioden mars till augusti 1972.

Tabell 5. Genomsnittlig daglig produktion av dominerande carnivora zooplanktonarter i Kosterfjorden, norra Bohuslän, under olika årstider. Årsproduktionen anges i $g\ C\ m^{-2}$, säsongproduktionen i $mg\ C\ m^{-2}\ dygn^{-1}$.

Art	Vår	Sommar	Höst	Vinter	Årsproduktion
<i>Chiridius armatus</i>	3.86	2.64	0.76	0.54	0.71
<i>Euchaeta norvegica</i>	0.56	0.48	0.33	0.37	0.16
<i>Eukrohnia hamata</i> ¹⁾	0.17	0.06	0.12	0.29	0.06
<i>Sagitta elegans</i> ¹⁾	0.05	0.09	0.23	0.18	0.05
Små chaetognather ²⁾	0.57	0.63	0.64	0.21	0.19
<i>Tomopteris helgolandicus</i>	0.42	0.10	0.37	1.06	0.18
<i>Aglantha digitale</i>	0.05	0.08	0.23	0.34	0.06
Summa:	5.70	4.09	2.69	2.99	1.41

1) Individer > 10 mm

2) *E. hamata*, *S. elegans* och *S. setosa* < 10 mm

Carnivora zooplanktonorganismer

Till dags dato finns ett arbete publicerat där produktionen hos carnivora arter har beräknats (Båmstedt, 1981). Storleken på dygnsproduktionen hos de dominerande arterna i den drygt 200 m djupa Kosterfjorden framgår av tabell 5 ovan. Copepoden *Chiridius armatus* är kvantitativt den viktigaste predatorn i zooplanktonsamhället över året, men polychaeten *Tomopteris helgolandicus* utgör vintertid den viktigaste länken. Årsproduktionen hos de carnivora arterna motsvarar drygt 16 % av produktionen hos de herbivora arterna. Troligen är det också ett energiflöde från mindre zooplanktonformer till de carnivora arterna, något som inte undersöktes i detta arbete.

Två djurgrupper som hittills förbigåtts helt vet man från undersökningar i andra områden vara mycket betydelsefulla predatorer. Förekomsten av maneter (Cnidaria:Scyphozoa), fr.a. öronmaneten (*Aurelia aurita*), och kammaneter (Ctenophora), fr.a. krusbärsmaneten (*Pleurobrachia pileus*), kan tidvis utgöra den viktigaste reglerande faktorn för övrigt zooplankton i kustområden (Fraser, 1962, 1970; Petipa et al., 1970; Miller & Williams, 1972; Möller, 1977; Reeve & Walter, 1978; Greve, 1981). Kvantitativa undersökningar på förekomst eller produktion

saknas emellertid helt för Skagerack/Kattegatt. Både vid Kristinebergs marinbiologiska station och vid Tjärnö marinbiologiska laboratorium har man nu startat arbete som skall klarlägga öronmanetens roll i det pelagiska ekosystemet.

Uppgifter över förekomster av fisklarver och ägg (se t.ex. Lindquist, 1968a,b, 1969) kan ge underlag för bedömning av var olika fiskarter har sina huvudsakliga reproduktionsområden men ger ingen möjlighet varken till kvantifiering av biomassa eller produktion.

Tyvärr måste man alltså konstatera att vårt kunskapsunderlag för att uttala oss om den pelagiala sekundärproduktionen i Skagerack/Kattegatt är i det närmaste obefintlig. Ändå är inte situationen unik just för detta område eftersom produktionsberäkningar på zooplankton över huvud taget är mycket sällsynta (se Matthews & Heimdal, 1981, för en sammanfattning). Dessutom är osäkerheterna i de flesta beräkningar mycket stor, eftersom man vanligen använder sig av teoretiska P/B-kvoter vilka erfarenhetsmässigt har en betydande variationsvidd även för en och samma art (se Greze, 1978). För att få fram någorlunda realistiska värden på sekundärproduktion behövs nya arbetssätt. En matematisk modell för Calanus finmarchicus, i hög grad baserad på experimentella biologiska resultat, har utvecklats för att primärt användas i Barents Hav (Slagstad, 1980). Denna modell ger möjlighet att förutsäga dynamiken i populationsparametrar utifrån omgivningsförhållanden och populationsstruktur. Utifrån en sådan modell kan grundläggande förståelse för pelagiska system erhållas på ett helt annat sätt än genom det statiska betraktelsesätt som karakteriserar huvuddelen av de få produktionsberäkningar som finns publicerade.

REFERENSER

- Aurivillius, C.W.S., 1898. Vergleichende tiergeographische Untersuchungen über die Planktonfauna des Skageraks in den Jahren 1893-1897. K. Svenska Vetensk.-Akad. Handl. 30:1-427.
- Beyer, F., 1968. Zooplankton, zoobenthos, and bottom sediments as related to pollution and water exchange in the Oslofjord. Helgoländer Wiss. Meeresunters. 17:496-509.
- Boysen-Jensen, P., 1919. Valuation of the Limfjord. I. Studies on the fish food on the Limfjord 1909-1917. Rep. Dan. biol Stn. 26:1-44.

- Båmstedt, U., 1981. Seasonal energy requirements of macrozooplankton from Kosterfjorden, western Sweden. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 5:140-152.
- Cleve, P.T., 1899. Plankton-reserches in 1897. *K. Svenska Vetensk.-Akad. Handl.* 32(7):1-33.
- Cleve, P.T., 1900a. The plankton of the North Sea, the English Channel, and the Skagerak in 1898. *K. Svenska Vetensk.-Akad. Handl.* 32(8):1-53.
- Cleve, P.T., 1900b. The plankton of the North Sea, the English Channel, and the Skagerak in 1899. *K. Svenska Vetensk.-Akad. Handl.* 34(2):1-77.
- Cleve, P.T., 1902. The plankton of the North Sea and the Skagerak in 1900. *K. Svenska Vetensk.-Akad. Handl.* 35(7):1-49.
- Cleve, P.T., 1903. Plankton-researches in 1901 and 1902. *K. Svenska Vetensk.-Akad. Handl.* 36(8):1-53.
- Eriksson, S., 1973. Abundance and composition of zooplankton on the west coast of Sweden. *Zoon* 1:113-123.
- Eriksson, S., 1974. The occurrence of marine cladocera on the west coast of Sweden. *Mar. Biol.* 26:319-327.
- Eriksson, S., 1976. Seasonal and temporal occurrences of neritic copepods on the Swedish west coast. *Zoon* 4:155-160.
- Fraser, J.H., 1962. The role of ctenophores and salps in zooplankton production and standing crop. *Rapp. P.-v. Cons. perm. int. Explor. Mer* 153:121-123.
- Fraser, J.H., 1970. The ecology of the ctenophore Pleurobrachia pileus in Scottish waters. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 33:149-168.
- Greve, W., 1981. Invertebrate predator control in a coastal marine ecosystem: The significance of Beroe gracilis (Ctenophora). *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 5:211-217.
- Greze, V.N., 1978. Production of animal populations. S. 89-114 in: Kinne, O. (ed.). *Marine Ecology. IV. Dynamics.* John Wiley & Sons, Chichester.
- Landry, M.R., 1977. A review of important concepts in the trophic organization of pelagic ecosystems. *Helgoländer Wiss. Meeresunters.* 30:8-17.
- Lindahl, O. & Hernroth, L., 1983. Phyto- zooplankton community in coastal waters of western Sweden - An ecosystem off balance? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10:119-126.
- Lindquist, A., 1968a. Ichthyoplankton of the Skagerak: maps and tables concerning May and June. *Meddel. Havs fiskelab., Lysekil* 42:1-195.

- Lindquist, A. 1968b. Fiskägg och -larver i Skagerak 4-13 mars 1968. Meddel. Havsfiskelab., Lysekil 49:1-7.
- Lindquist, A., 1969. On the distribution of fish eggs and larvae in the Skagerak. Meddel. Havsfiskelab., Lysekil 64:1-6.
- Lönning, S., 1963. Some observations on plankton from the Gullmar fjord. Ark. Zool., Ser. 2, 16(2):9-40.
- Matthews, J.B.L. & Heimdahl, B.R., 1981. Pelagic productivity and food chains in fjord systems. S. 377-398 i: Freeland, H.J., Farmer, D.M. & Levings, C.D. (eds). Fjord Oceanography. NATO conference series. Series IV: Marine sciences. Plenum Press, New York.
- Miller, R.J. & Williams, R.B., 1972. Energy requirements and food supplies of ctenophores and jellyfish in the Patuxent River estuary. Chesapeake Sci. 13:328-331.
- Möller, H., 1977. Significance of coelenterates in relation to other plankton. Int. Conc. Explor. Sea. C.M. 1977/L:3, 19 s.
- Olsson, I. & Ölundh, E., 1974. On plankton production in Kungsbackafjord, an estuary on the Swedish west coast. Mar. Biol. 24:17-28.
- Petipa, T.S., Pavlova, E.V. & Mironov, G.N., 1970. The food web structure, utilization and transport of energy by trophic levels in the plankton communities. S. 142-167 i: Steele, J.H. (ed.). Marine food chains. Oliver & Boyd, Edinb.
- Rosenberg, R., Olsson, I. & Ölundh, E., 1977. Energy flow model of an oxygen-deficient estuary on the Swedish west coast. Mar. Biol. 42:99-107.
- Slagstad, D., 1980. Modeling and simulation of physiology and population dynamics of copepods. Effects of physical and biological parameters. Dr. ing. avhandling, Norges tekniska högskola, Universitetet i Trondheim. 179 s.
- Wiborg, K.F., 1940. The production of zooplankton in the Oslo Fjord in 1933-1934 with special reference to the copepods. Hvalråd. Skr 21:1-85.

Summary

Direct measurements of pelagic secondary production in Skagerak/Kattegatt is almost completely lacking. Estimations from Kungsbackafjord, Byfjord and Askim Bay at the Swedish west coast, which all are characterized by a zooplankton fauna dominated by small species, indicate a production around 1-2 g C m⁻² annually. This corresponds to 1-2 % of the annual

primary production and suggests a low utilization within the pelagic food web of these areas. Kosterfjord in northern Bohuslän exemplifies another type of area, dominated by larger zooplankton species and with a higher annual production, which for herbivore/omnivore species amounts to more than 8 g C m^{-2} and for carnivores is estimated at 1.4 g C m^{-2} . Results from an investigation along the coastline of Halland show that the zooplankton biomass varies considerably between different stations for a given time (mean CV = 97 %), and over time for a given locality (mean CV = 75 % for the period May to October). Variations caused by the analysis were relatively small (mean CV = 9 %). It is therefore very difficult to estimate secondary production from quantitative collections in these areas.

FÖRÄNDRINGAR AV BENTOS-BIOMASSA I SKAGERRAK-KATTEGATT UNDER 1970-TALET;
 ETT RESULTAT AV SLUMPEN, KLIMATFÖRÄNDRINGAR ELLER EUTROFIERING?

av

Alf B Josefson
 Kristinebergs Marinbiologiska Station
 450 34 Fiskebäckskil, Sverige

och

Susan Smith
 Statens Naturvårdsverk, Sektionen för kustvatten
 750 08 Uppsala, Sverige

Sammanfattning

Kvantitativa tidsserier av makrobentos i området Skagerrak-Kattegatt från perioden 1970 - 1982 har analyserats med avseende på faunans totala biomassa (formalinvätvikt) samt med avseende på individtäthet av de dominerande arterna Amphiura filiformis, Sosane gracilis, Brissopsis lyrifera samt Echinocardium cordatum. Stationsnätet omfattar 29 lokaler djupare än 19 m över en kuststräcka på 200 km. Vi visar att totala biomassan har ökat statistiskt signifikant sedan 1977/78. Förändringen som är av storleksordningen en faktor 1.6-1.7, har skett utan någon större omvälvning av dominansförhållandena i övrigt. Förändringens relativa storlek skiljer sig ej mellan stationer inom- och utom-skärs, vilket stöder uppfattningen att en gemensam storskaligt verkande faktor är orsaken. Den mest sannolika direkta orsaken till biomasseökningen är en ökad tillförsel av föda dvs en ökad sedimentation av organiskt material. Den påvisade förändringen är ej exceptionellt stor vid jämförelse med andra undersökningar. Vi menar att naturliga variationer i havets produktionssystem, i sin tur kopplade till klimatförändringar, är en minst lika trolig bidragande orsak till bentos-förändringarna som mänskligt orsakad övergödning.

INLEDNING

Bottenfauna på sedimentbottnar används allmänt som indikator på havsmiljöns hälsotillstånd. En relativt stor kunskap finns om hur gödning/organisk belastning påverkar denna fauna (re . Pearson & Rosenberg, 1978). Flertalet undersökningar beskriver emellertid lokala effekter, ofta där föroreningsgradientens slutpunkt varit en azoisk botten till följd av syrebrist.

Undantag i vårt område är Rosenberg & Möller, 1979 som jämförde bottenfaunan från flera västsvenska kustområden med situationen på 1920-talet samt Cederwall & Elmgren, 1980, som över ung. samma tidsperiod jämförde faunan i området kring Öland-Gotland.

Båda dessa undersökningar visade en förhöjd bentos-biomassa på 1970-talet, vilken av de senare författarna tillskrevs en allmän eutrofiering. En ökande mängd empiriska undersökningar visar att vid en måttlig gödning fås ofta en ökad bentos-biomassa (Pearson & Rosenberg, 1978; Dauer & Conner, 1980; Eleftheriou et al., 1981 m.fl.).

De sedan senare delen av 70-talet ökande problemen med intensiva algblomningar vid Skagerrakskusten (Edler, 1981; Lindahl & Hernroth, 1983), och upptäckt av döda bottnar i södra Kattegatt (Rosenberg & Edler, 1981) har aktualiserat frågan om svenska västkusten drabbats av en allmän eutrofiering. Trots att bakgrundsmaterial, speciellt före 1978, till stor del saknas har en vanlig uppfattning varit att primärproduktionen och sedimentationen till bottarna är högre nu än tidigare. Så vitt vi vet finns emellertid ej någon regional undersökning från Västerhavet som statistiskt visar att produktionen verkligen förändrats.

Mer eller mindre kontinuerliga kvantitativa bottenfaunaserier från 1970 och framåt, på 29 olika stationer från Värö i söder till Väderöarna i norr, ger ett unikt tillfälle att "testa" antagandet att näringstillgången för bottenfaunan ökat under de senaste 5 åren. I en tidigare rapport (Josefson, 1982) visades, baserat på subjektiva skattningar av trender på samma stationer, att bentos-biomassan utan vissa större arter såsom sjöborrar, ökat under 1970-talet, medan totala individantalet ej visade någon allmän förändring.

I denna artikel testas dels förändringar av totala biomassan baserat på exakta siffror, dels förändringar av individantalet hos vissa enskilda dominerande arter. Vi visar att bentos-biomassan under 1970-talet har ökat generellt över ett område som täcker större delen av svenska västkusten, utan att det samtidigt skett någon större omvälvning av tidigare dominansförhållanden. Förändringens storlek, och karaktär i övrigt, antyder ej nödvändigtvis påverkan utöver det naturliga bakgrundsbruset.

METODER

Provtagningsredskap har i det övervägande antalet fall varit en modifierad version av "Smith-McIntyre" bottenhuggare (0.1 m²). Redskapet har försetts med en ny utlösningmekanism, typ "Petersen".

Djurmaterialet har i samtliga fall extraherats med hjälp av 1 mm såll, utplockningen har gjorts på laboratorium; fraktionen > 2 mm endast med hjälp av stark lampa, samt fraktionen 1 - 2 mm under stereoskopisk lupp. Allt material (utom Saltkällefjorden) har sorterats och artbestämts i formalinfixerat tillstånd.

Med det nämnda undantaget är alla vikter i detta arbete uttryckt i formalinråtvikt. Djuren har innan vägning torkats av på filterpapper. Skalbärande former har vägts med skal, rörbyggare har vägts befriade från sina rör. För övriga detaljer rörande metodik se tex Josefson, 1981.

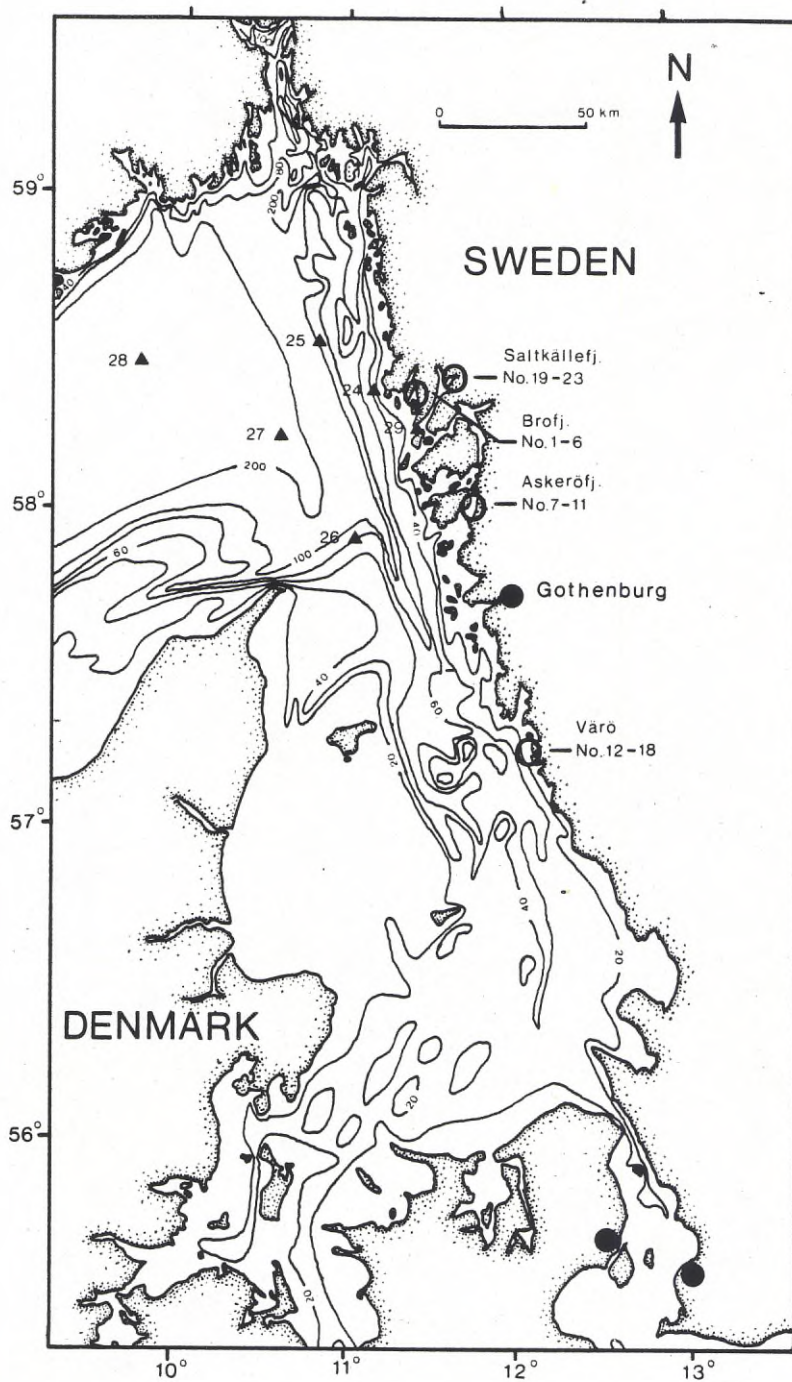


Fig. 1. Karta över provtagningsområdet med stationerna numrerade från 1 - 29. Områden med flera näraliggande stationer anges med cirklar.

Map, showing the area of investigation. The stations are numbered from 1 to 29. Areas with several stations close to each other are indicated by circles.

Tabell 1. Stationslista med positioner, djup, halt organiskt material i sedimentet, samt angivelser under vilken del av året provtagning skett; förår (I - VI) eller efterår (VII - XII), inom resp. delperiod.

Station list with positions, water depth, content of organic material, and indications of which half of the year samplings were performed during each sub-period.

Station No	Previous name	Position		Depth (m)	Number of samples				Loss of ignition % 0-2 cm		
		Lat.N	Long.E		1970-73		1974-77			1978-82	
					I-VI	VII-XII	I-VI	VII-XII	I-VI	VII-XII	
1	Bro 2	58°21,40'	11°26,50'	20	6	5	0	1	1	1	3,8*
2	"- 3B	58°21,10'	11°24,70'	40	5	4	0	1	1	1	3,1*
3	"- 4	58°20,50'	11°23,40'	26	6	5	0	1	1	1	3,3*
4	"- 5	58°19,80'	11°23,00'	32	6	5	0	0	1	0	3,1*
5	"- 6B	58°18,42'	11°19,90'	44	4	3	2	1	0	0	2,4*
6	"- 7A	58°17,70'	11°19,10'	49	1	0	2	0	0	0	-
7	Aö 6	58°05,13'	11°48,00'	20	1	2	1	4	1	3	8,5
8	"-10	58°04,30'	11°47,14'	27	1	3	1	4	1	3	5,0
9	"-11	58°02,78'	11°47,77'	30	1	3	1	4	1	3	9,2
10	"-3	58°06,34'	11°48,20'	36	1	3	1	4	0	2	7,5
11	"-13	58°02,38'	11°47,20'	40	1	3	1	4	0	2	9,2
12	VR 1	57°13,50'	12°04,70'	21	1	3	2	2	2	1	-
13	"-5	57°15,90'	12°01,70'	30	1	2	2	2	1	0	-
14	"-4	57°13,30'	12°01,10'	39	1	3	2	2	1	0	-
15	"-3	57°10,80'	12°01,00'	47	1	2	3	2	2	0	-
16	"-7	57°16,10'	12°04,80'	19	1	3	2	2	2	0	-
17	"-2	57°10,80'	12°04,90'	20	1	2	1	2	2	0	-
18	"-6	57°18,60'	12°00,60'	24	0	3	2	0	0	0	-
19	Sfj 6	58°25,9'	11°41,0'	21	2	3	0	2	1	0	5,9
20	"- 9	58°25,9'	11°40,2'	25	2	2	0	2	1	0	-
21	"- 11	58°25,7'	11°40,2'	30	2	2	0	2	1	0	8,4
22	"- 12	58°25,6'	11°40,0'	33	1	3	0	2	1	0	-
23	"- 18	58°25,0'	11°38,8'	44	0	2	0	2	2	0	8,2
24	Hå	58°23,3'	11°09,3'	49	0	0	2	0	4	0	4,5
25	Vä 2	58°32,5'	10°47,5'	100	5	5	7	6	7	0	8,8
26	Vi 2	57°55,9'	11°02,5'	100	2	2	1	0	4	0	5,3
27	Vi 4	58°14,9'	10°34,3'	300	3	4	7	6	5	0	12,2
28	Vä 6	58°26,4'	09°46,0'	620	1	2	0	1	2	0	11,5
29	Hgs	58°15,8'	11°28,7'	30	0	0	0	1	2	0	5,7
Total					47	68	25	49	25	17	

* = C_{org}

Data från Saltkällefjorden har hämtats ur följande arbeten: Rosenberg, 1976; Rosenberg, 1978; Tunberg & Svavarsson, 1982.

För att få kategorien "biomassa utan stora arter" har följande arter alltid uteslutits: Echinocardium cordatum, Brissopsis lyrifera, Arctica islandica, Nephrops norvegicus.

RESULTAT

Materialet omfattar 1. total biomassa, 2. biomassa när "stora arter" uteslutits, samt individtäthet av 3. Amphiura filiformis, 4. Sosane gracilis och 5. de irreguljära sjöborrarna Brissopsis lyrifera och Echinocardium cordatum sammanslagna.

Amphiura och Sosane har valts ut ur det artrika materialet eftersom de tillhör de numeriskt mest dominerande arterna på flertalet stationer. Den förra arten är dessutom dominerande vad beträffar biomassa. De båda arterna representerar vidare helt olika strategier både när det gäller födosätt och reproduktion. Amphiura filiformis är en fakultativ suspensionsätare (Buchanan, 1964), medan Sosane gracilis är en utpräglad depositionsätare på sedimentytan.

Amphiura fortplantar sig med planktotrofa larver, dvs larver som under en längre tid uppehåller sig och äter i pelagialens primärproduktiva zon. Sosane har lecithotrof utveckling och kan förväntas ha sämre spridningsförmåga än Amphiura.

Sjöborrarna Brissopsis och Echinocardium har valts ut på grund av sin stora andel av totala biomassan.

Det totala materialet omfattar 231 stickprov (samples) med i genomsnitt 5 bottenprov i varje från 29 olika stationer (Fig. 1, Tabell 1), tagna under perioden 1970 - 1982. Materialet delades in i 3 delperioder: 1970-

Tabell 2. Aritmetriska medelvärden för varje delperiod och var och en av de 5 parametrarna. - : anger att data saknas. Varje medelvärde baseras på det antal sample som anges i Tabell 1. Period 1: 1970 - 73, Period 2: 1974 - 77, samt Period 3: 1978 - 82.

Arithmetic means for each sub-period and parameter. - : indicates data not available. Each mean is based on the number of samples shown in Tabell 1. Period 1: 1970 - 73, Period 2: 1974 - 77, and Period 3: 1978 - 82.

Stn no	Total biomass (g/0.1 m ²)			Biomass excluding large species (g/0.1 m ²)			Amphiura filiformis (ind/0.1 m ²)			Sosane gracilis (ind/0.1 m ²)			Echinoidea (ind/0.1 m ²)			
	/Period	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1		24,2	16,5	25,0	12,5	8,1	10,4	128,9	131,3	104,5	1,45	0,60	1,00	0,59	0,60	0,45
2		18,8	19,1	15,1	13,3	13,1	15,3	102,5	90,6	76,2	6,11	6,40	17,00	0,10	0,00	0,00
3		13,2	14,9	17,6	9,5	9,0	7,6	27,7	22,2	15,1	1,87	1,30	1,10	0,07	0,20	0,20
4		27,0	-	32,3	10,1	-	15,3	86,3	-	101,0	2,12	-	7,20	0,55	-	0,20
5		44,0	41,5	-	14,5	13,6	-	58,1	65,8	-	1,14	1,60	-	1,51	1,37	-
6		32,6	59,8	-	14,1	16,5	-	88,6	113,3	-	3,20	7,50	-	1,40	3,55	-
7		13,2	13,4	20,2	9,8	11,0	12,5	102,7	141,4	210,8	48,10	46,20	148,70	0,15	0,20	0,20
8		13,4	18,4	22,8	11,9	13,3	19,9	126,0	151,7	117,8	118,50	132,90	303,40	0,00	0,00	0,00
9		11,1	16,5	19,5	10,7	13,1	19,2	121,8	101,3	106,8	90,00	86,00	150,80	0,00	0,04	0,00
10		18,2	25,0	32,8	12,2	22,8	32,8	46,0	29,5	25,6	90,10	139,80	158,00	0,06	0,04	0,00
11		12,4	19,2	25,0	10,0	18,9	23,7	52,5	22,3	22,8	91,50	66,30	88,80	0,03	0,28	1,40
12		44,8	85,2	22,1	-	9,4	7,8	149,0	128,4	152,8	0,23	0,16	0,07	2,60	2,23	2,40
13		21,1	18,9	38,2	-	13,2	18,3	104,2	101,1	106,5	2,43	0,68	1,23	0,80	0,38	0,80
14		18,1	18,0	18,1	-	9,5	12,2	21,7	30,6	41,0	0,40	0,80	0,67	1,18	0,60	0,70
15		10,8	15,0	22,8	-	8,2	5,8	4,4	5,9	8,1	0,50	0,26	0,07	0,45	0,34	0,82
16		61,1	35,9	49,6	-	9,1	6,8	86,8	109,2	117,0	0,00	0,04	0,00	2,93	2,00	1,73
17		29,0	19,9	42,4	-	2,8	4,2	7,5	24,8	57,3	0,15	0,04	0,10	3,83	2,95	4,87
18		26,6	12,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19		5,4	9,6	19,0	5,4	9,6	19,0	0,0	428,8	316,0	0,00	0,38	3,67	-	0,25	0,00
20		16,3	11,1	48,0	16,3	11,1	20,5	40,3	305,5	322,0	0,00	8,98	3,33	-	1,00	1,33
21		18,3	23,7	23,7	18,3	23,7	14,1	34,5	140,7	123,0	0,00	10,10	6,30	-	1,25	2,00
22		8,8	10,4	31,8	8,8	10,4	21,8	17,8	93,4	121,3	0,00	14,50	11,30	-	4,50	2,66
23		10,3	12,7	28,4	10,3	12,7	20,7	0,0	30,0	39,0	0,00	0,34	6,00	-	0,50	1,00
24		-	-	-	-	8,2	7,0	-	9,5	16,7	-	1,33	8,63	-	1,96	2,61
25		-	-	-	7,1	8,3	12,4	2,0	2,9	4,3	3,18	2,35	2,52	1,39	1,21	0,45
26		-	-	-	13,7	12,8	18,7	45,7	67,7	148,4	5,00	3,38	6,66	7,25	4,56	3,35
27		4,4	5,3	5,5	4,4	5,3	5,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28		2,3	1,5	2,8	2,3	1,5	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29		-	-	-	-	9,7	14,7	-	37,4	25,8	-	0,40	1,45	-	0,20	0,30

73, 1974 - 77 samt 1978 - 82, i det följande benämnda period 1, 2 och 3. Den senaste omfattar den tid från vilken intensiva planktonblomningar har noterats. För varje delperiod och djurkategori beräknades ett medelvärde på samtliga stickprovsmedelvärden (Tabell 2). I Tabell 1. visas hur enskilda stickprov fördelar sig på för- och efter-år.

Skillnader mellan delperiodsmedelvärden på varje station användes vid test med Wilcoxon signed ranks test och resultatet visas i Tabell 3.

Tabell 3. Resultat av "Wilcoxon signed ranks test" på skillnader i medelvärden mellan delperioder. n : antal observationer (stationer)
Z : testparametervärde, sign : signifikansnivå, ** : $P < 0.01$,
* : $P < 0.05$, n.s. : icke signifikant ($P > 0.05$).

Result from testing with "Wilcoxon signed ranks test" on differences between means of sub-periods. n : number of observations (stations), Z : test statistic, sign : level of significance, ** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$, n.s. : not significant ($P > 0.05$).

Comparison of periods	1970-73/1974-77			1970-73/1978-82			1974-77/1978-82		
	n	Z	Sign.	n	Z	Sign.	n	Z	Sign.
Total biomass	24	-0.886	n.s.	22	2.873	**	21	3.007	**
Biomass without large species	19	1.972	n.s./*	18	3.070	**	25	2.839	**
Density of <i>Amphiura filiformis</i>	18	0.849	n.s.	17	0.544	n.s.	23	0.821	n.s.
Density of <i>Sosane gracilis</i>	18	-0.762	n.s.	16	1.293	n.s.	23	2.312	*
Density of <i>Echinoidea</i>	17	-1.681	n.s.	15	0.625	n.s.	21	0.817	n.s.

Nollhypotesen, att inget hänt, kunde förkastas ($P < 0.01$) för totala biomassan vid jämförelse mellan period 1 och 3, samt mellan period 2 och 3. Jämförelsen mellan perioderna 1 och 2 gav ej en klar skillnad, varför vi drar slutsatsen att skillnaden mellan period 1 och 3 skedde i huvudsak efter 1977.

Vad beträffar individtätheten hos dominanter, kunde nollhypotesen förkastas ($P < 0.05$) endast i ett fall, nämligen för Sosane vid jämförelse mellan period 2 och 3.

Vid jämförelse av individtäthet med delperiod 1 uteslöts data från Saltkällefjorden, vilket motiveras av att artsuccessionen efter minskad föroreningsbelastning då ännu pågick (Rosenberg, 1976). Totala biomassan

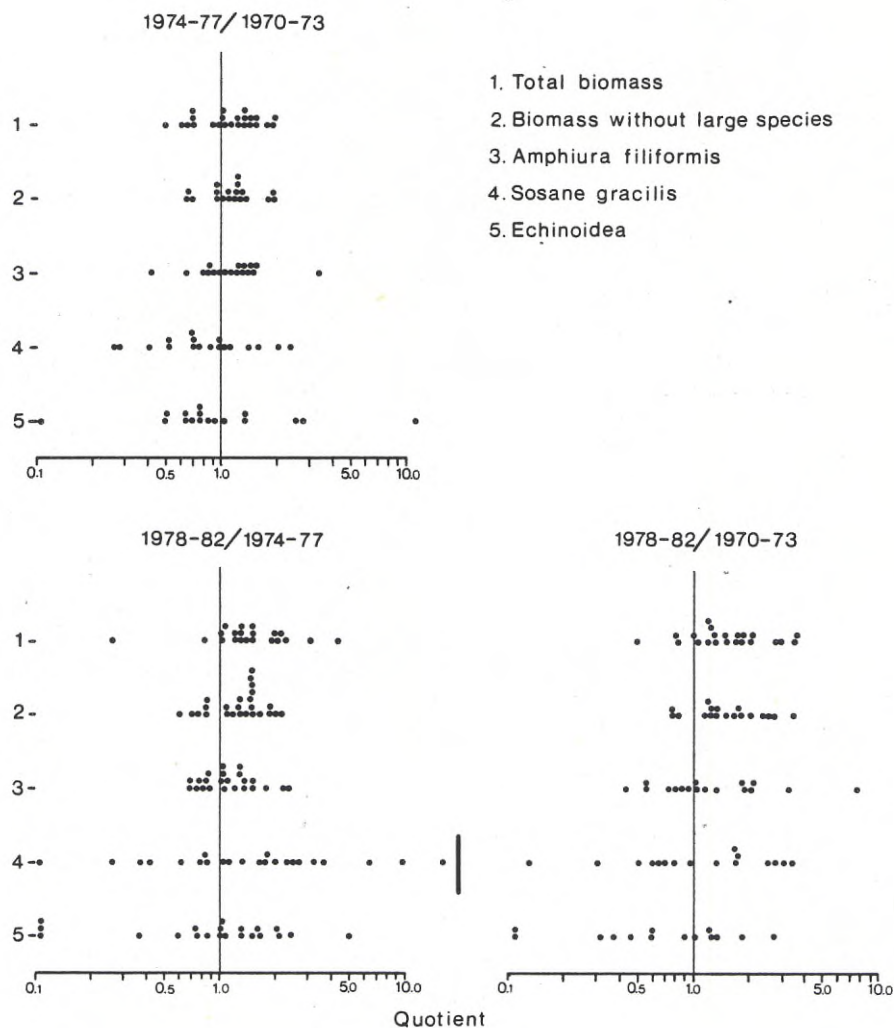
däremot, bör ej i samma grad ha påverkats av denna succession; i Rosenberg, 1976 framgår att biomassemaximum nåtts redan 1970, med undantag av en station närmast den tidigare utsläppskällan. Uteslutning av detta material vid jämförelse av biomassan mellan period 2 och 3 ändrade emellertid ej det tidigare testresultatet.

Vid jämförelser av biomassa utan stora arter med period 1, utslöts materialet från Värö eftersom vikter för enskilda arter ej varit tillgängliga.

I Fig. 2 visas fördelningar av kvoter för medelvärde från senare period genom medelvärde för tidigare period. Biomasseökningen är i medeltal av storleken en faktor 1.6 - 1.7.

Fig. 2 Kvoter av medelvärde från senare period genom medelvärde från tidigare period. Jämförelser med kategori 3 - 5 avser individtäthet.

Ratio of mean from later period to mean from earlier period. Comparisons with categories 3 - 5 used number of individuals.



DISKUSSION

Resultaten visar en statistiskt säkerställd ökning av biomassan hos makrobentos under senare delen av 1970-talet, i ett område som täcker 200 km av västkusten, utan att individantalet av dominerande arter förändrats i nämnvärd grad. I Josefson, 1982 visades att totala individantalet ej signifikant förändrats under samma period.

Följande möjliga orsaker till förändringen diskuteras var och en för sig nedan: 1. Skillnader i provtagnings- och sorteringmetoder, 2. Orepresentativt urval av provtagningsstationer, 3. Förändrad turn-over till följd av förändrad artsammansättning, 4. Förändrat predationstryck, samt 5. En ökad näringstillgång för bentos.

1. I motsats till andra storskaliga jämförelser av bentosbiomassa och antal (op. cit.) har det här använda materialet tagits fram med en i stort sett identisk metodik, vilket gör metodskillnader osannolika som förklaring till förändringen.

När det gäller Saltkällefjordsmaterialet jämförs visserligen formalin-våtvikt med spritvikt. Eftersom dominerande arter såsom Amphiura filiformis till stor del består av kalk, har inte spritens dehydrerande verkan bedömts kunna väsentligt förändra biomasseskillnaderna. Dessutom erhöles ingen skillnad i testresultat vid uteslutning av samma material vid biomassejämförelse mellan period 2 och 3.

2. Stationsnätet omfattar totalt 17 stationer belägna inomskärs (Brofjorden, Saltkällefjorden samt Askeröfjorden) samt 12 stationer utomskärs (Värö samt Skagerrak) och kan relativt väl anses täcka svensk intressezon. Man kan visserligen hävda att eftersom flera stationer ligger i anslutning till förmodat förorenande industrier (särskilt inomskärsstationerna) är risken stor att man speglar enbart en rad lokala snarare än en regional effekt. Emellertid, om lokala utsläpp av gödande ämnen spelar en dominerande roll, bör effekten vara störst nära utsläppspunkten.

För att testa om så kunde vara fallet, jämfördes de relativa förändringarna (kvoterna i Fig.2) på inomskärsstationer med motsvarande förändringar på utomskärsstationerna med hjälp av "Kruskal-Wallis ANOVA" på två grupper. Eftersom ökningen var störst under den senaste perioden jämfördes endast kvoter från perioderna 2 och 3.

Testet visade ingen signifikant skillnad i biomasseökning mellan stationer i förmodat lokalt påverkade och i opåverkade områden. Samma test med individtätheten hos domanter visar en signifikant skillnad för Amphiura filiformis ($P < 0.025$); kvoterna var högre på utomskärsstationerna. Ingen signifikant skillnad erhöles för övriga kategorier.

Vi avvisar därför möjligheten att endast en rad lokala gödningseffekter förklarar biomasseökningen.

3. För att totalbiomassan verkligen direkt skall spegla förändringar i näringstillgången krävs att omsättningen (turn-over) är oförändrad. För en given total biomassa kräver ett samhälle bestående av kortlivade snabbväxande arter större näringstillförsel än ett samhälle med långsamt- och långlivade arter. Det finns i det här fallet inga data som någon större allmän omvälvning av tidigare dominansförhållanden, från

kortlivade till långlivade arter. De arter som testats här har tillhört de mest dominerande arterna under hela perioden.

4. En möjlighet som föreslagits som orsak till biomasseökningar hos Östersjöbentos är en minskad predation av fisk (Persson, 1981). Beståndsuppskattningar av presumptiva predatorer på bottenfauna såsom rödspotta och sandskädda visar i Askeröfjordsområdet en ökning under 1970-talet snarare än en minskning (Jacobsson, 1982). Bottenfiskuppskattningar i Kattegatt-Skagerrak ger, så vitt vi vet, heller inga belägg för att bestånden minskat.

Vi hävdar, följdaktligen, att den enda rimliga orsaken till biomasseökningen är en ökad näringstillgång för bentos, sannolikt som en följd av en ökad sedimentation av nedbrytbart organiskt material.

Den markanta biomasseökningen sedan 1978 stöder antagandet att exceptionella produktions/sedimentationsförhållanden rått i pelagialen under samma tid. Olyckligtvis saknas nästan helt data på primärproduktion i västerhavet från tiden innan 1978, och än mindre finns data på sedimentation.

Så vitt vi vet saknas också i stort sett direkt jämförbara bentosundersökningar, dvs undersökningar inom ett större område, av liknande fauna och med liknande tidsperspektiv.

De tidigare nämnda undersökningarna av Rosenberg & Möller, 1979 samt Cederwall & Elmgren, 1980, gjorde jämförelser över en 50 års period och fann avsevärt större förhöjning av biomassan. Här kunde emellertid ej påverkan av metodskillnader uteslutas.

Jämfört med undersökningar av liknande längd (5-10 år) från boreala områden är ej vår biomasseökning anmärkningsvärt stor. Buchanan et al., 1978 studerade jämförbar fauna över 6 år på två stationer. Biomassan visade här skillnader med faktorer 1.5 - 2 mellan olika år. Arntz, 1980 visade att makrobentosbiomassan i Kielbukten över 8 år varierade med en faktor 1.5 mellan olika år. Lie & Evans, 1973 noterade biomasseskilnader med faktorer 1.1 - 4.7 över 6 år hos fauna på jämförbart djup i Puget Sound.

Det är känt att det föreligger ett samband mellan pelagisk produktivitet och bentisk biomassa och antal individer, äver om detta samband ej är direkt (Hargrave, 1973). Detta samband bör existera i såväl tid som rum. Det är också känt att produktionsförhållandena i havet varierar mellan olika år (Cushing, 1981), medan det är i högsta grad oklart vilka mekanismer som verkar. Det finns få anledningar att antaga att makrobentos produktionsmässigt skulle vara mer konstant än andra system, speciellt som födan ofta verkar vara en begränsad resurs.

Om, vilket är sannolikt, produktionen i havet på ett eller annat sätt påverkas av klimatet, bör dessa förändringar vara av regional snarare än lokal karaktär. Variationen bör också ha en period som något så när överensstämmer (med visst time lag) med periodiciteten hos klimatfaktorerna.

En subjektiv besiktning av enskilda biomassekurvor visar att det inträffade en vändpunkt under tiden 1976 - 78. Efter dessa år pekar de flesta kurvor uppåt. Även klimatologiskt inträffade vid denna tid en brytpunkt (se Malmberg & Svansson, 1982); en varmare period avlöstes av en kallare. Möjliga mekanismer för hur klimatförändringar kan påverka produktionen i pelagialen har diskuterats av Ried, 1978, Lindahl & Hernroth, 1983.

Det är möjligt, t.o.m. troligt att klimatinducerade förändringar i det pelagiala produktionssystemet till stor del förklarar den observerade biomasseförändringen. Förändringens storskalighet och periodicitet stöder en sådan tanke.

Att mänskligt betingad eutrofiering också spelar en roll är sannolikt, speciellt i kustnära områden. Detta stöds bl.a. av jämförelser över 50 år (Rosenberg & Möller, 1979) som visar en allt för stor biomassökning för att enbart kunna förklaras med naturliga orsaker.

Slutligen, vad händer om inget görs? Det är svårt att se hur den konstaterade förändringen i sig skulle kunna påverka de av människan utnyttjade resurserna (tex fisk) negativt. Så länge inte syrgasförhållandena blir kritiska, vilket är osannolikt i öppna Skagerrak, är effekten förmodligen enbart positiv. Däremot kan negativa effekter mycket väl uppträda i områden med begränsad vattencirkulation; tex de mellanbohuslänska fjordsystemen.

English summary

Quantitative time-series of macrobenthic infauna from the Skagerrak-Kattegatt area, covering the period 1970 - 1982, were evaluated with respect to total faunal biomass and abundance of the dominating species Amphiura filiformis and Sosane gracilis and two species of irregular echinoids.

Using data from 29 stations, we demonstrate a large scale, statistically highly significant increase of total macrofaunal biomass during the 70-ies. The change, with a factor 1.6 - 1.7, occurred without signs of any revolution in dominance patterns. No differences were found in relative increases between inshore and offshore stations, which support the notion of a common underlying cause.

We argue that the most likely primary cause of the biomass increase is an increased input of food for benthos (degradable organic matter). The change is, however, not exceptionally great in comparison with other studies.

We suggest that natural fluctuations in the pelagic production system, linked to climatic changes, is as likely to explain a great part of this particular phenomenon as man-induced eutrophication.

REFERENSER

- Arntz, W. 1980: Predation by demersal fish and its impact on the dynamics of macrobenthos. In: K.R. Tenore & B.C. Coull (eds), Marine Benthic Dynamics, Univ. South Carolina Press, Columbia
- Buchanan, J.B. 1964: A comparative study of some features of the biology of Amphiura filiformis and Amphiura chiajei (Ophiuroidea) considered in relation to their distribution. -- J. mar. biol. Ass. U.K. 44, 565-576.

- Buchanan, J.B., M. Sheader and P.F. Kingston 1978: Sources of variability in the benthic macrofauna off the South Northumberland Coast, 1971-1976 -- *J. mar. biol. Ass. U.K.* 58, 191-209.
- Cederwall, H. and R. Elmgren 1980: Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea -- *Ophelia*, Suppl. 1, 287-304.
- Cushing, D.H. 1981: Temporal variability in production systems. In: A.R. Longhurst (ed), *Analysis of Marine Ecosystems*, Academic Press, London pp. 443-471.
- Dauer, D.M. and W.G. Conner 1980: Effects of moderate sewage input on benthic polychaete populations -- *Estuar. Mar. Sci.* 10, 335-346.
- Edler, L. 1981: Red tide i Sverige -- *Biologen* 1, 4 pp.
- Eleftheriou, A., D.C. Moore, D.J. Basford and M.R. Robertson 1981: Experimental studies on the effects of sewage sludge on a benthic community -- *ICES CM 1981/E:43*, 8 pp.
- Hargrave, B.T. 1973: Coupling carbon flow through some pelagic and benthic communities -- *J. Fish. Res. Board Can.* 30, 1317-1326.
- Jacobsson, A. 1982: Provfiske -- *Ur Vatten 1977-1981*. Rapport från Statens Naturvårdsverk 1982-05-05.
- Josefson, A.B. 1981: Persistence and structure of two deep macrobenthic communities in the Skagerrak (West Coast of Sweden) -- *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 50, 63-97.
- "- 1982: Eutrofieringssituationen vid svenska västkusten speglad av faunasamhällen på sedimentbottnar. -- *Rapp. till SNV*, 19 pp.
- Lie, U. and R.A. Evans 1973: Long-term variability in the structure of sub-tidal benthic communities in Puget Sound, Washington, USA -- *Mar. Biol.* 21, 122-126.
- Lindahl, O. and L. Hernroth 1983: Phyto-Zooplankton community in coastal waters of Western Sweden - An ecosystem off balance? -- *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 10, 119-126.
- Malmberg, S.-A. and A. Svansson 1982: Variations in the physical marine environment in relation to climate -- *ICES C.M. 1982/Gen:4*, 44 pp.
- Pearson, T. and R. Rosenberg 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment -- *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.
- Persson, L.-E. 1981: Were macrobenthic changes induced by thinning out of flatfish stocks in the Baltic Proper? -- *Ophelia* 20, 137-152.
- Reid, P.C. 1978: Continuous plankton records: Large-scale changes in the abundance of phytoplankton in the North Sea from 1958 to 1973 -- *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer* 172, 384-389.
- Rosenberg, R. 1976: Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary -- *Oikos* 27, 414-427.
- "- 1978: Bottenfauna och sediment i Saltskällefjorden och Örekilsälven 1977 -- *Rapp. till Munkedals AB*, 19 pp.
- Rosenberg, R. and P. Möller 1979: Salinity stratified benthic macrofaunal communities and long-term monitoring along the west coast of Sweden -- *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 37, 175-203.
- Rosenberg, R. och L. Edler 1981: Laholmsbukten - Ovisst framtid för störd miljö -- *Forskning och Framsteg* 3, 36-39.
- Tunberg, B. och J. Svavarson 1982: Bottenfauna och sediment i Saltskällefjorden samt fauna i Örekilsälven 1982 -- *Rapp. till Munkedals AB*, 21 pp.

PRODUKTION, TÄTHET OCH BIOMASSA AV BOTTENDJUR
I GRUNDA OMRÅDEN I VÄSTERHAVET

Rutger Rosenberg, Peter Möller, Leif Pihl
Havsfiskelaboratoriet, Lysekil

Sammanfattning

Produktionen i grunda (0-1 m) havsområden med varierande botten-substrat har studerats genom kvantitativa skattningar av täthet och biomassa av infauna (musslor, maskar och kräftdjur som lever nere i sedimentet) och mobil epifauna (småfisk, krabbor och räkor som lever i anslutning till botten). Faunan uppvisade en stark säsongsdynamik med höga individantal genom nyrekrytering under försommaren och med en kort intensiv produktionsperiod under eftersommaren och hösten, då under två månader 50-75 % av årsproduktionen äger rum. Årsproduktionen i skyddade sandiga vikar beräknades hos infauna och mobil epifauna till 23-390 respektive 4-5 g askfri torrsvikt m^{-2} . I ålgräsängar var epifaunans produktion högre (≈ 6 g) medan den var lägre (1-2 g) i områden med gyttjelera och på exponerade kuster. Infaunan hade högst produktion i skyddade områden med sand och gyttjelera och lägst i ålgräsängar och på exponerade kuster. Infaunans biomassa minskade kraftigt med ökat djup ner till 10 m. Preliminära energiflödesberäkningar visade att ca 50 % av infaunans produktion kunde konsumeras av den mobila epifaunan, och att torsk som nattetid besöker grundområdena kunde äta ca 7 % av epifaunans produktion. Sambandet och energitransporten i form av föda mellan grundområden och utanför liggande vattenområden diskuteras.

INLEDNING

Sveriges kustområden har ett mycket högt värde ur rekreationssynpunkt. Den inre grunda delen av kusten blir ofta utsatt för exploatering genom att man bygger hamnar, farleder, vågbrytare, och i vissa områden som i Öresund har betydande delar av kusten blivit föremål för utfyllnader. Vidare sker huvuddelen av våra utsläpp i den inre kustzonen. Men vad blir då effekten av dessa

åtgärder, vad går förlorat om ett stycke bottenyta försvinner?

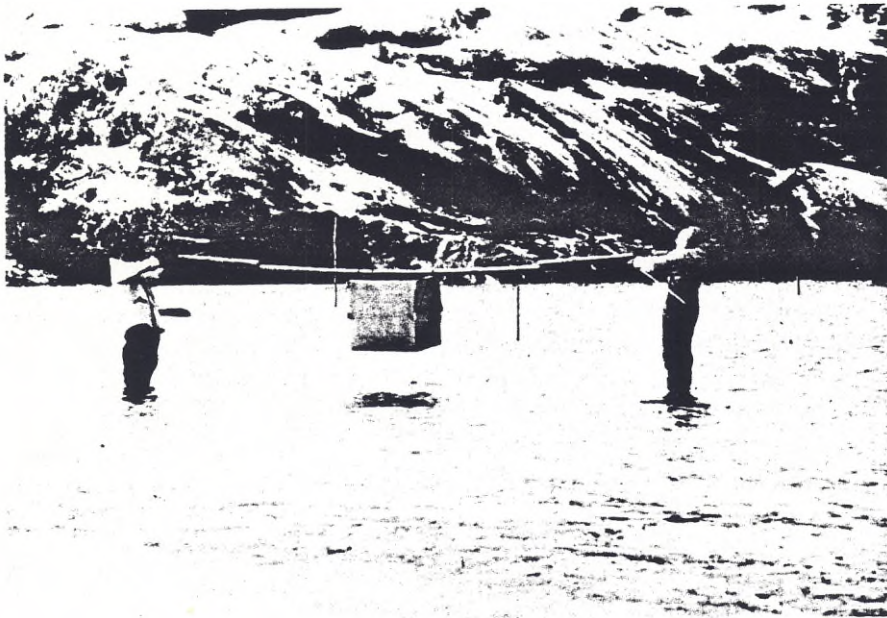
Dessa frågor diskuterades i Danmark på 1960-talet och i en omfattande undersökning visade Muus (1967) på det stora biologiska värdet av grundområden kring Danmark. I Sverige blev dessa frågor aktuella när Naturvårdsverket startade sitt "kustzonsprojekt" 1980 (Frisén *et al.*, 1980). En av målsättningarna inom detta projekt är att skatta produktionen av fisk och bottendjur i den grunda kustzonen, samt att bedöma grundområdenas värde som uppväxtplats och födoplast för fisk. Inom projektet försöker vi få fram generaliserbara resultat vilka sedan kan användas över större kuststräckor. I denna rapport presenteras några resultat från detta arbete, men vi vill betona att projektet fortfarande pågår och att flera av resultaten är preliminära. Liknande undersökningar som denna på västkusten bedrivs även runt södra Sveriges kust samt i södra och norra Bottenhavet. På västkusten har grundområden även undersökts med Klubbans Biologiska Station som bas. Flera av dessa undersökningar har haft en delvis annan inriktning och behandlas inte här (se Thorman och Fladvad, 1981, och referenser däri).

METODIK

Tätheten och produktionen av de djur vi studerar skattas på djupet 0-1 m för bestämda grundområden med ytan 1-2 hektar. Genom slumpvis provtagning i området kan vi göra kvantitativa beräkningar med en viss statistisk precision för det undersökta området. Antalet prov bestäms av att vi vill uppnå att medelvärdets medelfel är mindre än 20 eller 30 % av medelvärdet. Här redovisas resultaten per kvadratmeter, vilket gör en jämförelse lättare. I våra undersökningar har vi inte begränsat insamlingen till en storleksrelaterad faunakategori, såsom makrofauna och meiofauna, utan djurarternas hela utveckling inom grundområdet har följts.

Undersökningen har dels koncentrerats till de bottendjur som lever nergrävda i botten och som har betydelse som födoorganismer för större djur. Detta är huvudsakligen musslor, kräftdjur och borstmaskar, och de benämns alla *infauna*. De har samlats in med cylindrar som pressats ner i botten. Den andra välundersökta

kategorin kallas *mobil epifauna* och består av små fiskar (stubbar och flatfiskyngel), räkor och krabbor, vilka rör sig utefter botten. Dessa djur har insamlats med en för detta projekt nykonstruerad portabel "fall-fälla" (Pihl och Rosenberg, 1982) (se figur 1). Den större fisk, som besöker grundområdena främst under dygnets mörka del, har fångats i nät som spärrat av en hel vik (Pihl, 1983). Vi bedriver även experiment i grundområdena, exempelvis studeras konkurrensen mellan arter i olika tätheter i burar som placeras på botten.



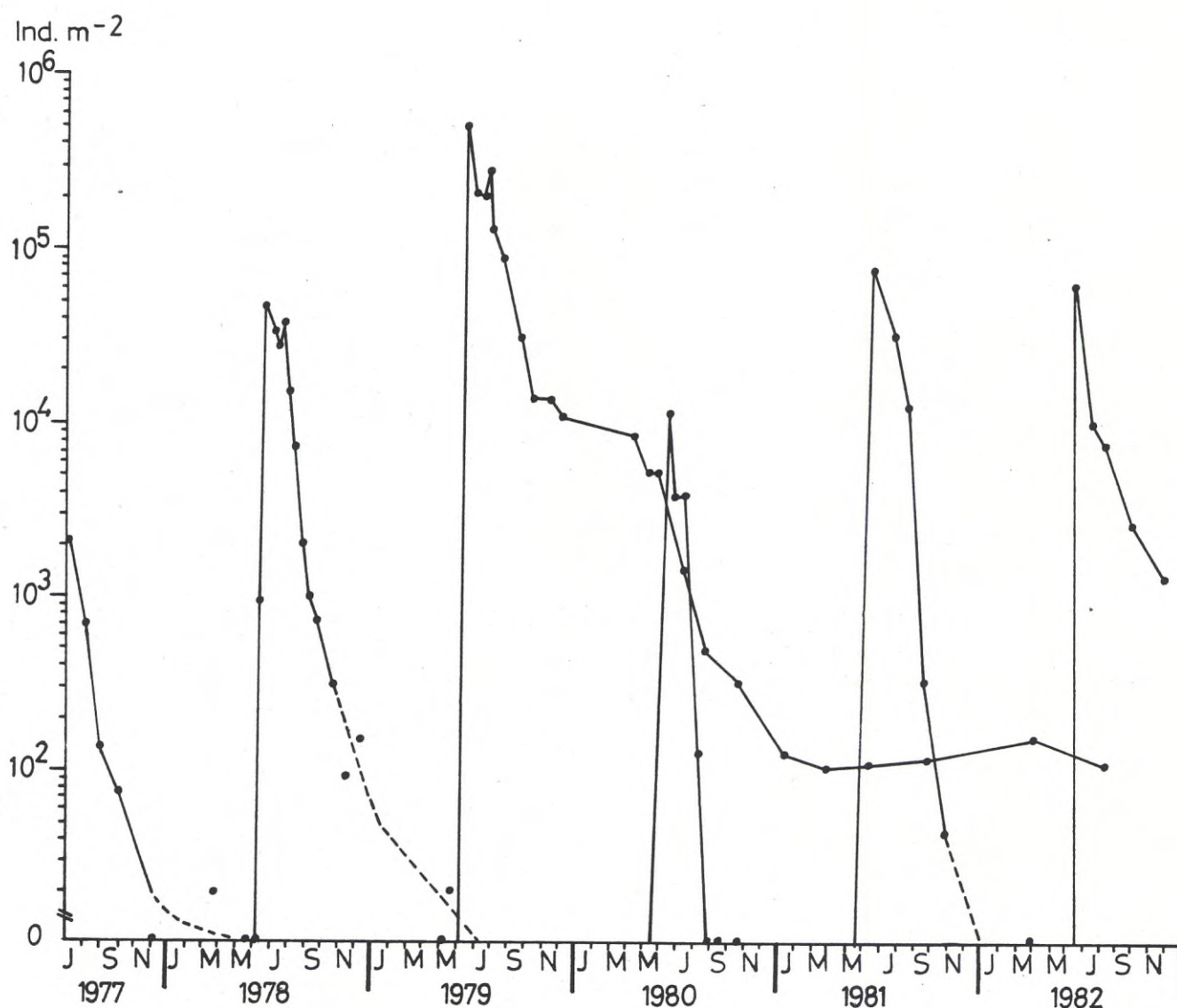
Figur 1. Fotot visar två personer redo att ta ett prov med "fallfällan". Fällan är 0.7 m hög, har en bottenyta av 0.5 m^2 och bärs på en 8 m lång trästång (från Pihl och Rosenberg, 1982).

SÄSONGSDYNAMIK

Faunan i de grunda områdena på 0-1 m längs västkusten har en stark säsongsdynamik. Under vintern överlever normalt några tusen individer av infaunan per m^2 , medan epifaunan är helt borta om det finns is. Flatfiskyngel rekryteras till de grunda områdena under våren (april-maj). Vid midsommar sker en intensiv rekrytering av infauna genom larver, vilka tillförs området utifrån.

Senare i juli sker rekryteringen av strandkrabbor, sandräkor och stubbar, vilka också transporteras in som larver. De grunda områdena är således öppna system och förbindelsen med utanför liggande områden är viktig. Antalet arter är få medan individantalet kan bli mycket högt under sommaren-hösten.

Rekryteringen exemplifieras här genom att visa antalet sandmusslor (*Mya arenaria*) under några år i en vik i Gullmarsfjorden (figur 2).



Figur 2. Individantal per m² av sandmusslan *Mya arenaria* på djupet 0,5-1 m i en vik i Gullmarsfjorden 1977-1982. Notera det höga individantalet 1979 och efterföljande överlevnad. Skalan på y-axeln är logaritmisk. (Efter Möller och Rosenberg, 1983.)

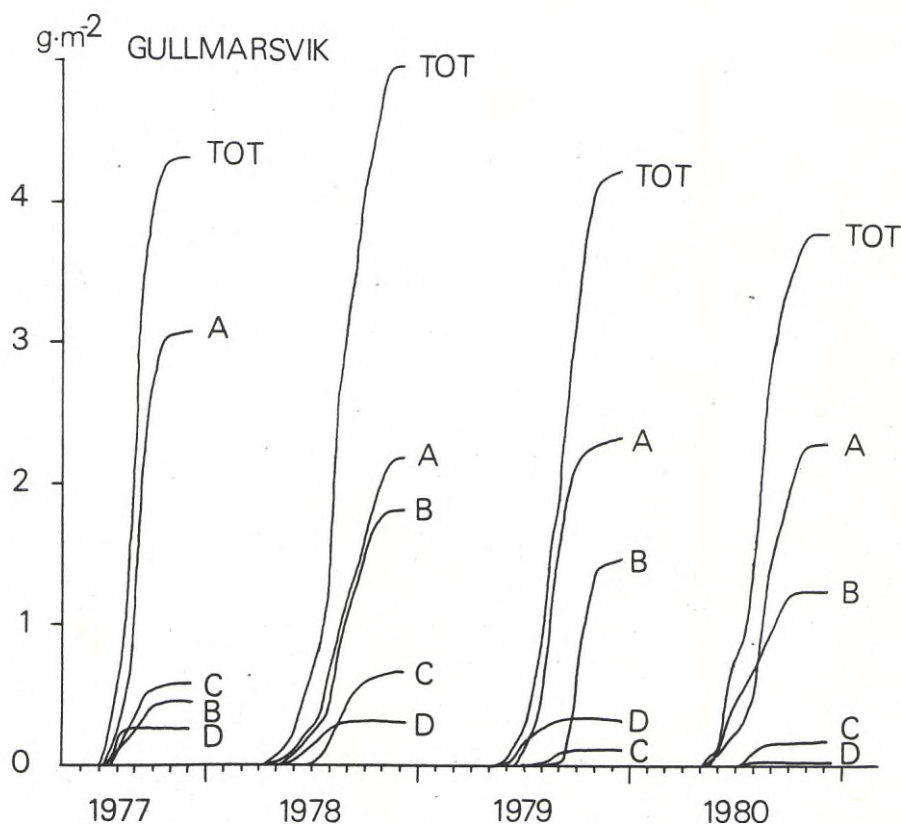
Tätheten varierar mellan åren. Den högsta tätheten uppnåddes 1979 med hela cirka 500 000 ind. m^{-2} på djupet 0,5-1 m (Möller och Rosenberg, 1983). Vid så stora tätheter hinner inte rovdjuren, främst epifaunan, att äta upp musslorna, utan flera tusen per m^2 överlevde. Från figuren framgår att dödligheten andra år är hög och de flesta musslorna försvinner före årsskiftet. Den goda överlevnaden av 1979 års musslor var sannolikt orsaken till att rekryteringen blev dålig följande år för både sandmusslor och hjärtmusslor (*Cardium edule*). Det höga individantalet av sandmusslor 1979 medförde att även hjärtmusslorna överlevde i ovanligt höga antal detta år. Överlevnaden tycks således vara täthetsberoende, men även storleksberoende eftersom individer över en kritisk storlek inte kan fångas av epifaunan. Även epifaunan har höga tätheter, vilka kan uppgå till 100-150 ind. m^{-2} under sommaren-hösten (se vidare Pihl och Rosenberg, 1982).

PRODUKTION

Produktionen av infaunan är vissa år mycket hög. Produktionen kan enklast beskrivas som viktökningen gånger medeltätheten mellan två tidpunkter. Den stora årsklassen 1979 av sandmusslor producerade cirka 345 g m^{-2} räknat som askfri torrsvikt (ATV), dvs organiskt material utan skal, och året efter 390 g ATV m^{-2} (Möller och Rosenberg, 1983). Detta motsvarar drygt 6 respektive 7 kilo i färskvikt, och är de klart högsta värden rapporterade för denna art. Vanligtvis är produktionen lägre. I genomsnitt var årsproduktionen för sandmussla, hjärtmussla, rovbörstmask (*Nereis diversicolor*) och märla (*Corophium volutator*) 23-75 g ATV m^{-2} (medelvärde 47) för några olika typer av grundområden och år, om de höga värdena nämnda ovan inte räknas med (Möller och Rosenberg, 1982, 1983). Trots att produktionen är hög, sker ~ 75 % av denna under endast 2 månader.

Om produktionen varierar mellan år för infaunan, så är den mera konstant för epifaunan. I en vik i Gullmarsfjorden var produktionen 4-5 g ATV m^{-2} (figur 3) under 1977-1982 (Pihl och Rosenberg, 1982 och Pihl, opubliserat), vilket motsvarar cirka 20-25 g färskvikt. Av produktionen skedde ~ 50 % under 2 månader och ~ 90 % under 4 månader, vilket visar den korta produktionssäsongen. Trots detta är epifaunans produktion högre eller lika hög som i andra

områden, inklusive det grunda, högproduktiva Waddensea.



Figur 3. Kumulativ produktion (g ATV m^{-2}) av den totala mobila epifaunan (TOT), sandräka *Crangon crangon* (A), strandkrabba *Carcinus maenas* (B), lerstubb *Pomatoschistus microps* och sandstubb *P. minutus* (C) och rödspätta *Pleuronectes platessa* (D) i Gullmarsviken 1977-80 (från Pihl och Rosenberg, 1982).

PRODUKTIONSKAPACITET

Kvoten mellan produktion och biomassans medelvärde (P/\bar{B}) ger en skattning av produktionskapaciteten. Ett högt P/\bar{B} -värde tyder på en hög produktionskapacitet. P/\bar{B} för makrofaunan är i djupare delar av Nordsjön omkring 0,5 och i kustområden kan den vara 1-2,5 (Rachor, 1982).

På västkusten har P/\bar{B} värden beräknats för märlan *Corophium volutator* till mellan 5 och 11 (medelvärde ~ 8), för sandmussla

2-13 (7) och för hjärtmussla 2-21 (8) (Möller och Rosenberg, 1982, 1983). Dessa värden är generellt högre och ofta mycket högre än vad som framkommit i andra undersökningar av dessa arter, och högre än för djupare områden. P/\bar{B} för sandräka, som är den vanligaste arten bland epifaunan, varierar i våra mätningar mellan 3,6 och 6,4 (medelvärde 4,6) (Pihl och Rosenberg, MS). Vi kan alltså konstatera att produktionskapaciteten för de redovisade arterna är hög på västkusten.

DJUPGRADIENT

Rosenberg och Möller (1979) undersökte 30 lokaler på västkusten ovanför salthaltssprångskiktet (4-15 m) och fann att individantalet av makrofaunan (> 1 mm) var i medeltal cirka 2000 ind. m^{-2} och biomassan (våtvikt) cirka 70 g m^{-2} . För att undersöka hur individantalet och biomassan av infaunan (> 0,5 mm) varierade med djupet togs ett prov per meter från 1 m till 10 m djup i Gullmarsfjorden i september 1982 (Möller, opubl.). Biomassan angiven som våtvikt var drygt 3 kilo m^{-2} på 1 m och avtog gradvis till 4 m, där drygt 300 g m^{-2} noterades (figur 4). I dessa prover dominerade musslor, främst hjärtmusslor. Mellan 5 och 10 m var biomassan avsevärt lägre. Antalet individer minskade även generellt med ökat djup. Figur 4 visar att biomassan på denna lokal avtog med djupet, och de höga värdena redovisade tidigare i jämförelse med Rosenberg och Möllers resultat gör det sannolikt att detta är ett generellt förlopp på relativt skyddade lokaler, som exempelvis i Gullmarsfjorden. Vid en provtagning i en ålgräsäng (*Zostera*) i samma område från juni till september (96 dagar) 1979 fann Abrahamsson och Loo (1980) att produktionen i våtvikt av musslorna *Mya*, *Mytilus*, *Cardium* och *Spisula* samt snäckan *Hydrobia* var 4,4 kilo m^{-2} på 0,5-2 m och 0,4 kg på 2-6 m djup. Detta understryker grundområdenas värde ur produktionssynpunkt.

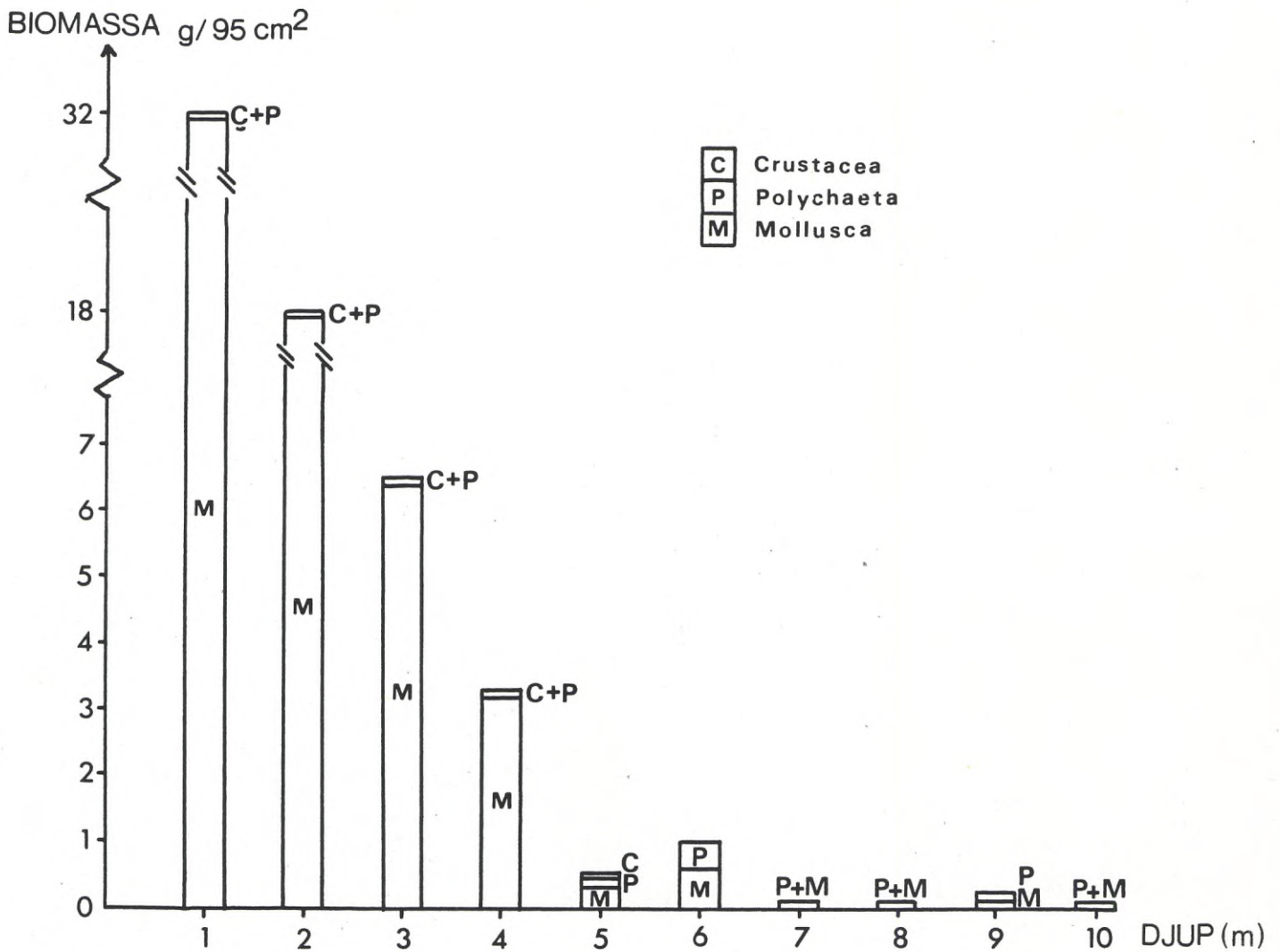


Fig. 4. Biomassa (våtvikt) per 95 cm² för dominerande djurgrupper av infaunan längs en djupprofil (1-10 m) i Gullmarsviken i september 1982.

SUBSTRAT/EXPONERING

Bottensubstrat och exponeringsgrad har stor betydelse för storleken av täthet och produktion i grundområden. Dessa faktorerers ekologiska samband är just nu föremål för analys. Preliminärt kan nämnas att för epifaunan tycks den högsta produktionen ske i ålgräsängar (~ 6 g ATV m⁻², Baden och Pihl, opubliserat), följt av sandigt substrat som är relativt skyddat. Produktionen är lägre på bottnar med fint material och på vågexponerade bottnar (exempelvis Hallandskusten). Den högsta produktionen av infauna har uppmätts på sandiga grundområden, men även på bottnar med fint material (gyttjelera) var produktionen hög. Den var lägre i ålgräsängar och på vågexponerade bottnar.

ENERGIFLÖDE

Vi har just börjat med att studera flödet av energi från infauna → epifauna → fisk och från infauna → fisk. Vi har beräknat att sandräkan dagligen äter cirka 12 % av sin egen vikt och att cirka 19 % av konsumtionen i ATV blir nytt räk-kött (produktion) (Pihl och Rosenberg, MS). I följande exempel kan vi tänka oss att infaunan under ett "normalt" år producerar 50 g ATV m⁻². Av detta äter epifaunan kanske 24 g ATV m⁻² (sandräka 14, strandkrabba 7 och småfisk 3 g ATV m⁻²). Vid fiske med nät, då en vik avstängts, har bl a 1-4-årig skrubbskädada fångats. Trots att magarna kan vara sprängfyllda med musslor under eftersommaren, äter skrubbskädada inte mer än någontiondels gram av infaunaproduktionen (Pihl, 1983). I näten fångas mera torsk. Det är främst 1-årig torsk som besöker grundområdena på nätterna och under perioden april till november äter de cirka 7 % av epifaunaproduktionen. Torsk konkurrerar således ej med skrubbskädada om födan. En betydande del av den återstående produktionen av epifaunan vandrar ut till djupare vatten under hösten-vintern och utgör ett tillskott till födan för bottenlevande fisk. Detta visar åter på att ett utbyte sker mellan grundområdena och havet. Man kan betrakta grundområdena som ett sommarpensionat för epifaunan, där de fått äta sig stora under några månaders intensiv produktionstid.

Vi kan alltså sammanfatta att grundområdena trots en kort produktionssäsong har en hög produktion på västkusten, även i internationell jämförelse, och att denna produktion kommer kustlevande fisk till godo.

REFERENSER

- Abrahamsson, K. & L-O: Loo, 1980. Bottenfauna i en *Zostera marina*-äng, Gullmarsfjorden. 20-poängsarbete vid Zoologiska Institutionen Göteborgs Universitet.
- Frisén, R., K. Grip, P. Jonsson, J.O. Norrman, R. Rosenberg och L. Thorell, 1980. Forskningsprogram för projektområdet Den marina kustzonen - bedömningsgrunder för planering. SNV PM 1284, 30 sid.

- Muus, B.J., 1967. The fauna of danish estuaries and lagoons. Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone Medd. Danm. Fisk. Havunders. N.S. Vol. 5 (1), 316 sid.
- Möller, R. & R. Rosenberg, 1982. Production and abundance of the amphipod *Corophium volutator* in some marine habitats on the west coast of Sweden. Neth. J. Sea Res. 16: 127-140.
- Möller, P. & R. Rosenberg, 1983. Recruitment, abundance and production of *Mya arenaria* and *Cardium edule* in marine shallow waters, western Sweden. Ophelia (in press).
- Pihl, L. & R. Rosenberg, 1982. Production, abundance and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 57: 273-301.
- Pihl, L., 1983. Food intake of young cod and flounder in a shallow bay on the Swedish west coast. Neth. J. Sea Res. 15 (3/4) (in press).
- Pihl, L. & R. Rosenberg. Food selection and consumption of *Crangon crangon* in some shallow marine areas in western Sweden (in MS).
- Rachor, E., 1982. Biomass distribution and production estimates of macro-endofauna in the North Sea. ICES, C.M. 1982/L:2, 12 sid.
- Rosenberg, R. & P. Möller, 1979. Salinity stratified benthic macrofaunal communities and long-term monitoring along the west coast of Sweden. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 37: 175-203.
- Thorman, S. & B. Fladvad, 1981. Tillväxt av produktion av fisk i Broälvsestuarieret på den svenska västkusten. SNV, PM 1416, 112 sid.

FISKERIHYDROGRAFI:
SKAGERRAK, KATTEGATT OCH BÄLTHAVET

av

Artur Svansson

Fiskeristyrelsen Hydrografiska Laboratoriet

Box 2566, 403 17 Göteborg

Sammanfattning

Undertecknad håller på med en sammanställning om svensk fiskerihydrografi, av vilken föreliggande föredrag är ett utdrag. Några troliga samband visas mellan

- 1) sillyngel och strömförhållanden
 - 2) krabbhonders vandringar i relation till strömriktning
 - 3) skarpsillen och högre hösttemperaturer i fjordarna
- Klimatvariationer i stort tas upp bl.a. den s.k. Russel-cykeln med invandring av sydformer till Engelska kanalen i början av 30-talet samt motsatsen i slutet av 60-talet.

INLEDNING

Sedan en tid tillbaka håller jag på med en sammanställning om svensk fiskerihydrografi. Jag har förtydligat uppgiften på följande sätt: "en sammanställning om kopplingen mellan å ena sidan fisken och fiskfödan och å andra sidan den fysikaliskt-kemiska miljön i sjöar och hav med ett för Sverige intressant fiske". Jag är på intet sätt färdig med sammanställningen och det jag skall säga om fiskerihydrografi i Skagerrak, Kattegatt och Bälthavet, kommer säkert att behöva förbättras.

Arne Lindroth har sänt mig några sidor om fiskars miljö, som han kallat "Fisken i vattnet", som jag med hans tillstånd tänker bifoga min sammanställning. Allmänt kan man säga att fisken är beroende av sin miljö, men ofta ser det ut som om andra icke-hydrografiska faktorer vore viktigare. Men här kan man hamna i en ond cirkel: Eftersom kanske den hydrografiska faktorn ser ut att vara mindre betydelsefull, försummar man forskningen på fiskerihydrografins område. - Ja, man vet en hel del om hur olika fiskarter reagerar på miljön i ett akvarium, men när man kommer ut i naturen, där det finns en stor population, som skall samsas i ett samhälle med många andra populationer, då är kunskapen sämre. Denna kunskap är dock sannolikt bäst för en liten insjö. Om man förstår t.ex. temperaturens inflytande på ekologin i insjön, har man nog lättare att förstå temperaturens inverkan på förhållandena i havet. Jag har tagit med sötvattensdelen av denna anledning, men också för att vi i Fiskeristyrelsen intresserar oss även för sötvattenfiskarnas miljö.

Till fiskerihydrografen hör även många föroreningsproblem, t.ex. kadmiums eller Cesium 137:s väg från vattnet till fisken samt också de nu aktuella eutrofieringsproblemen. Eftersom det emellertid finns föredrag som täcker de här bitarna, skall jag vara sparsam med dem. I stället skall jag ägna mig mera åt de opåverkade fisken och kommer därvid även in på klimatiska aspekter.

Man begränsar sig lämpligen till de kommersiellt viktiga fiskarterna; det är bra för en hydrograf att de inte är för många. Av de pelagiska fiskarna gäller det sill och skarpsill, medan makrillen f.n. är utfiskad. Av rundfiskarna är det främst torsk och vitling, av plattfiskarna rödspotta, av skaldjuren räka, havskräfta, hummer och krabba samt av vandringsfiskarna lax, laxöring och ål.

SILL OCH VATTENRÖRELSER

Låt oss börja med sill. Mycket av sillen tycks vara inhemsk, d.v.s. den leker i Skagerrak eller Kattegatt. Men även sill som härrör från lek i Nordsjön och Östersjön spelar stor roll. Rosenberg (1982) har sammanställt vad man vet om sillens lekplatser i Skagerrak och Kattegatt. Sillens rom skall ju fästas på botten eller annat substrat. Djupet tycks vara 15-25 m, åtminstone i Bohuslän. Rosenberg har frågat mig vart sillynglen kan tänkas ta vägen, eftersom de nog mest måste följa med strömmen. Utanför kusten, där bottendjupet är mer än 100 m går den stora Skagerrak-snurrans vattenström, med hastigheter av mer än 1 knop i ytskiktet. Men närmare land är strömmen sannolikt mycket mer beroende av väder och vind. Vi har inte så mycket strömmätningar, men som många andra mätningar visar att förhållandena vid Bohuskusten liknar dem vid SW Norge, kan vi titta på en del strömmätningar som gjordes där 1976 (Fig. 1). Mätningarna gjordes under en och en halv månad med automatiskt registrerande

Anderaamätare men har i följande figurer (2 och 3) gjorts om till s.k. progressiv-vektor-diagram. På de båda längst ut liggande stationerna går den stora strömmen fram, visserligen variabelt men praktiskt taget alltid i samma riktning. Men längre in närmare land är strömmarna mer variabla i både riktning och hastighet och det är dessa närmare liggande strömmar som jag tror är tillämpliga för larverna från Skagerraks vårlekande sill.

Medan jag håller på med 1976 -ström-resultat visar jag gärna också en medelvärdesbild (Fig. 4) från hela Nordsjön under den internationella kampanjen i mars och april. Särskilt pekar jag på den inåtgående ström som ligger på norska rännans utsida, eggakanten som norrman säger (Se även Fig. 5). Bara en liten bit från den stora strömmen norrut som ligger närmare Norge, rinner det här en massa vatten åt motsatt håll. Biologer frågar om det är här arktiska former rinner in. Svaret är väl att det är möjligt men egentligen kommer själva vattnet från Golfströmmen och till och med sydligare nejder.

Som Olle Hagström kommer att berätta mera så är Skagerrak barnkammare för yngel från höstlekande Nordsjösillar. Men som nästa figur (6) visar så tycks driften från Shetland-Orkney se olika ut olika år. I detta sammanhanget tycker jag det är lämpligt att visa en figur (7), som visar modell-beräkande strömmar i Nordsjön, återigen för mars-april 1976. Det är inte bara nära norska och bohuslänska kusten som vinden spelar stor roll för strömmen utan även över stora sjöar av Nordsjön. Jag har tänkt fråga om modellmakaren, Alan Davies från Liverpool, har lust och möjlighet att beräkna medelströmmen för okt-febr för de olika år som sillyngelfördelningen var bestämd.

KRABBHONORS FÖRHÅLLANDE TILL STRÖMMENS RIKTNING

Låt mig stanna kvar vid strömproblem och hoppa över till krabbor. Som Hans Hallbäck har visat går krabbhonor ut på långvift. Hallbäck frågar mig om strömmens olika utseende kan förklara att Fjällbackahonor vandrar norrut men Lysekilshonor söderut, de senare långt ner i Kattegatt. Vandrigen sker visst gärna i språngskiktet, NB där detta möter botten. Om strömmen spelar någon roll så undrar man om det har någon betydelse att strömmen på gränsen mellan Skagerrak och Kattegatt delar på sig: det mesta rinner norrut men en del går in i Kattegatt som en underström (Fig. 8). Följer krabbhonor med strömmen? För Fjällbacka kan man tänka sig den möjligheten även om strömmen nära land är rätt variabel, som jag sade i samband med sillarverna. För Kattegatt är även här strömmen variabel, men man tänker sig här gärna en nordåtgående ström ovanför språngskiktet och en södergående därunder. (Se även fig. 9).

TEMPERATUR

Temperaturen tror man ju ofta är den viktigaste fiskerihydrografiska parametern. Fiskens yngelstadier är sannolikt påverkade av temperaturen. Den höstlekande sillens larver är antagligen känsliga för hur vintern ser ut efter kläckningen i sept-okt. Svärdson och Nilsson säger i sin bok "Fiskebiologi" att det stämmer för många insjöarter, t.ex. sik och tillägger att "KA Andersson har visat att sillens årsklasser tenderar att bli goda när havet är varmt under sillungarnas första tid". Andra som Cushing menar att det är viktigare att föda finns färdig när larverna skall börja äta (match i motsats till mismatch).

Armin Lindquist har visat att skarpsillen gärna går in i fjordarna under vintern och har kopplat det samman med att den där finner en högre temperatur än ute till havs. Jag har här en figur (10) över denna skillnad i kvartal 4. Även i kvartal ett kan man se skillnaden men inte så utpräglad. Fenomenet är ett uttryck för ett något förminskat vattenutbyte.

Nästa figur (11) visar temperaturer månad-djup på den djupaste platsen i Skagerrak. Man ser hur värmen arbetar sig nedåt så att maximum på 125 - 200 m inträffar i januari. Men på 400 m och djupare är årstidsvariationerna små och i stället har man här ett stagnationsfenomen (Fig. 12). Under kalla vintrar rinner det ner tungt kallt vatten, men däremellan pågår bara en svag turbulent diffusion. De varierande bottentemperaturerna har av norrmannen Birger Rasmussen satts i samband med variationer i räkbeståndet, men som Dybern har visat är detta inte så troligt.

KLIMATVARIATIONER

Resten av mitt föredrag skall jag låta cirkla kring klimatvariationer. Cushing och Dickson har skrivit ett större arbete om klimatets inverkan på havets biologi (CD, 1976). Man söker gärna efter periodiciteter i både sitt biologiska och hydrografiska mätmaterial. De långperiodiska förloppen är de osäkraste. I CD citeras Uda, som menar att perioder av gott fiske av Hokkaidosill sedan 1500 sammanfallit med sillperioderna i Bohuslän. Samtidigt menar Höglund (1972) att inte mer än två sillperioder, slutet av 1700-talet och slutet av 1800-talet, kan vetenskapligt beläggas för Bohuslän. Den hydrografiske pionjären Otto Pettersson var övertygad om att sillfiskeperioderna i Bohuslän kom när hydrografen hade ett bestämt utseende. Höglund menar att det måste finnas sill också, men att det är riktigt att sillen flyr över skott på baltiskt vatten i fjordarna. - Lindquist (1964) undersökte sambandet mellan variationer i skarpsillfångster i Bohuslän samt variationer i vatten och/eller lufttemperaturer. De senare används i brist på vattentemperaturer, under antagandet att de båda temperaturerna är väl korrelerade. På norra Bohuskusten var skarpsillfisket betydande 1859 (seriens början) - 1891 samt igen på 1940- och 1950-talen. Speciellt 1892-1898 var fisket svagt i norra området, men betydande i södra delen. Under dessa år, 1892-98, var lufttemperaturen i norr lägre än den i söder, medan det normalt är tvärtom. Lindquist anmärker att tiderna med gott skarpsillfiske i norr ganska ofta sammanfaller med gott sillfiske överhuvudtaget i Skagerrak. Man får väl anta att variationerna i den parameter som Lindquist arbetar med, temperaturskillnaden mellan norra och södra Bohuslän uttrycker en variation i Skagerraks hydrografi, vilken variation vi dock inte känner till.

Jens Smed (1981) har presenterat (5års-utjämnade) årsmedeltal för åren 1876-1975 för nordatlantiska ytvattentemperaturer (Fig.13). I de flesta delar av området finns det likheter. Temperaturen ökar under tiden 1920-1945. I västra Atlanten nådde ökningen sitt maximum redan 1930 och sedan succesivt senare ju mer österöver man kommer. Om detta är generellt så skulle vi i öster ha en prognosmöjlighet genom att följa det som sker i väster.

I slutet av 60-talet inträffade vid flera av Smeds områden en lika stor minskning av temperaturen som den omtalade ökningen varit stor. Nergången syns knappast i Nordsjön och Kattegatt (Anholt, Fig.15) men i enlighet med ovan antydda fasförskjutningar skulle man kunna vänta

sig en nedgång. Klimatförsämringen var markant vid Island med temperaturminimum och största isutbredning 1968. På island anser man detta var början till slutet för den norska vårsillen som dittills åtit upp sig vid Island. Vattnen blev planktontomma och sillen vandrade norröver mot Jan Mayen, där den antingen utfiskades eller bara kom vilse.

Trots att man har svårt att se en allmän temperaturnedgång i Nordsjön och Östersjön på 70-talet, så har det skett en del biologiska förändringar, som man undrar om de inte har sitt ursprung i klimatförändringen. I Engelska kanalen skedde förändringar som var en spegelbild till skeenden på 30-talet, så låt oss börja där. Enligt Cooper m.fl. (se t.ex. Russel 1971, som fått ge namn åt fenomenet : Russel-perioden) så har vi från 1930 sådana förändringar som minskning av vinterfosfor, sillen ersattes av sardinen, zooplankton minskade mm (Fig. 14). Detta hände samtidigt med uppvärmningen som omtalats ovan. På 60-talet blev det igen mer zooplankton och sardinen gick tillbaka. (Detta ser ut att vara motsatt utveckling mot den allmänna nedgången i copepoder i både NE Atlanten och Nordsjön, vilket rapporterades av Glover et al (1972) för tiden 1948-1972). Vinterfosfor hade dock 1970 inte kommit upp i 20-talsnivå och inte heller hade sillen återvänt.

Enligt Colebrook och Taylor (1c) följer temperatur- och salthaltsändringar varandra ute på öppna oceanen. Men omkring Brittiska öarna går de båda parametrarna skilda vägar. Visserligen har vi en långsiktig salthaltsökning 1900-1970 i Östersjön i likhet med temperaturhöjningen, men när vi kommer in på kortare tidsförlopp så ser man skillnaderna. Det finns en 5-års-periodicitet i salthaltsdata (men inte i temperaturdata) på vår shelf vilken upptäcktes av Dickson (1971) och bekräftades av Becker et al (1978). Dickson menar att det är variabel intransport av ocean-vatten som är den primära orsaken till salthaltsvariationerna, medan Schott (1966) övertygande visar på nederbördens direkta inverkan på salthaltsvariationerna i Tyska bukten. I mitten av Nordsjön, menar emellertid Schott att vindinflytandet är stort och där närmar sig kanske Dickson och Schott. Om man ser på salthaltstidsserierna från Anholt fyrskepp (Fig. 16) så tror man sig där se ett samband med nederbörden såsom den avspeglas i den finska älven Vuoksis avrinningsdata. Förutom en 5-årsperiod finns det i Anholts serie en c:a 30-årsperiod, som också återfinnes i Vuoksis serie.

Det är väl mest ett hydrografiskt problem att förklara klimatvariationerna. Biologin är mera intresserad av de hydrografiska tidsserierna som sådana och vill veta om de biologiska variationerna kan kopplas ihop med de hydrografiska.

Vad finns det då för biologiska variationer, som skulle kunna ha en klimatisk förklaring. För att börja aktuellt så anordnade ICES 1975 ett symposium över ändringarna i Nordsjöns fiskbestånd (ICES 1978). Från c:a 1960 ökade fångsterna från 1 - 1.5 miljoner ton/år till c:a det dubbla och detta trots att sill och makrill nästan blev utfiskade under 1960-talet. I sin sammanfattning skriver Hempel om orsakerna: "More important are presumably natural environmental factors which determine recruitment, e.g. timely availability of suitable food in the early life stages." Det är väl den match/mismatch-teori, som Cushing är anhängare av (se CD) men som t.ex. Svärdson (pers.) är skeptisk mot. Uppgången av totalfisket är samtidig med temperaturnedgången i W Atlanten och vid Island, medan de hydrografiska klimatfaktorerna i Nordsjön inte pekar på något bestämt håll.

Ålfångsterna har gått kraftigt tillbaka på senare år och Svärdson

(1976) tror att det är klimatändringar, främst i Nordsjön, som blivit ogynnsamma för ållarverna, när de är på väg in. Dessa skulle uppföra sig som sydformer i likhet med *Sagitta setosa*, som efter 1960-talet inte längre är så välkomna i Nordsjön. - Aproppå ål, ålgräset, *Zostera marina*, försvann i början av 30-talet och har nu kommit tillbaka ganska bra. Har Russel perioden varit med i leken även där?

Fig. 17 visar schematiskt klimatförändringar i Nordatlanten för åren 1957-1982.

Referencer

- Corten, 1982: - ICES C. M./H 29.
- Davies, A.M. and N.S. Heaps, 1980: Note on the use of field data to test and verify North Sea models. - ICES C.M. 1978/C:50, 9 pp. + figures. Also in: Internat. Hydr. Review, 57 (1), 119-134.
- Davies, A.M., 1980: Application of numerical models to the computation of the wind-included circulation of the North Sea during JONSDAP '76". - "Meteor" Forschungsergebnisse, Reihe A, No. 22, pp. 53-68.
- Furnes, G.K. and O.H. Saelen, 1977: Currents and hydrography in in the Norwegian coastal current off Utsira during JONSDAP-76.
- Rosenberg, R., 1982: Några lekplatser för sill i Skagerrak och Kattegatt. Medd. fr. Havsfiskelab. nr 283.
- Russel, F.S., Southward, A.J., Boalch, G. and E.I. Butler, 1971: Changes in biological conditions in the English Cannel off Plymouth during the last half century. - Nature, vol. 234 p. 468-470.
- Smed, J., Meincke, J. and D.J. Ellett, 1981: Time series of oceanographic measurements in the ICES area. - Report WCP-21: Papers presented at the meeting on time series of ocean measurements, Tokio 11-15 May 1981.
- Svansson, A., 1980: A hydrochemical section Norway-Scotland during March-April 1976. - "Meteor" Forschungsergebnisse, Reihe A, No. 22, pp. 11-18.
- Svansson, A. , : Features in the Kattegat hydrography. To be published.
- Szaron, J., 1979 : The Baltic Entrance Project: Preliminary transport computations of Water, salt and nutrients through the Göteborg-Frederikshavn (GF) section in the northern Kattegat, based on measurements 1975-77. Medd. fr. Havsfiskelab. nr 255.

English summary

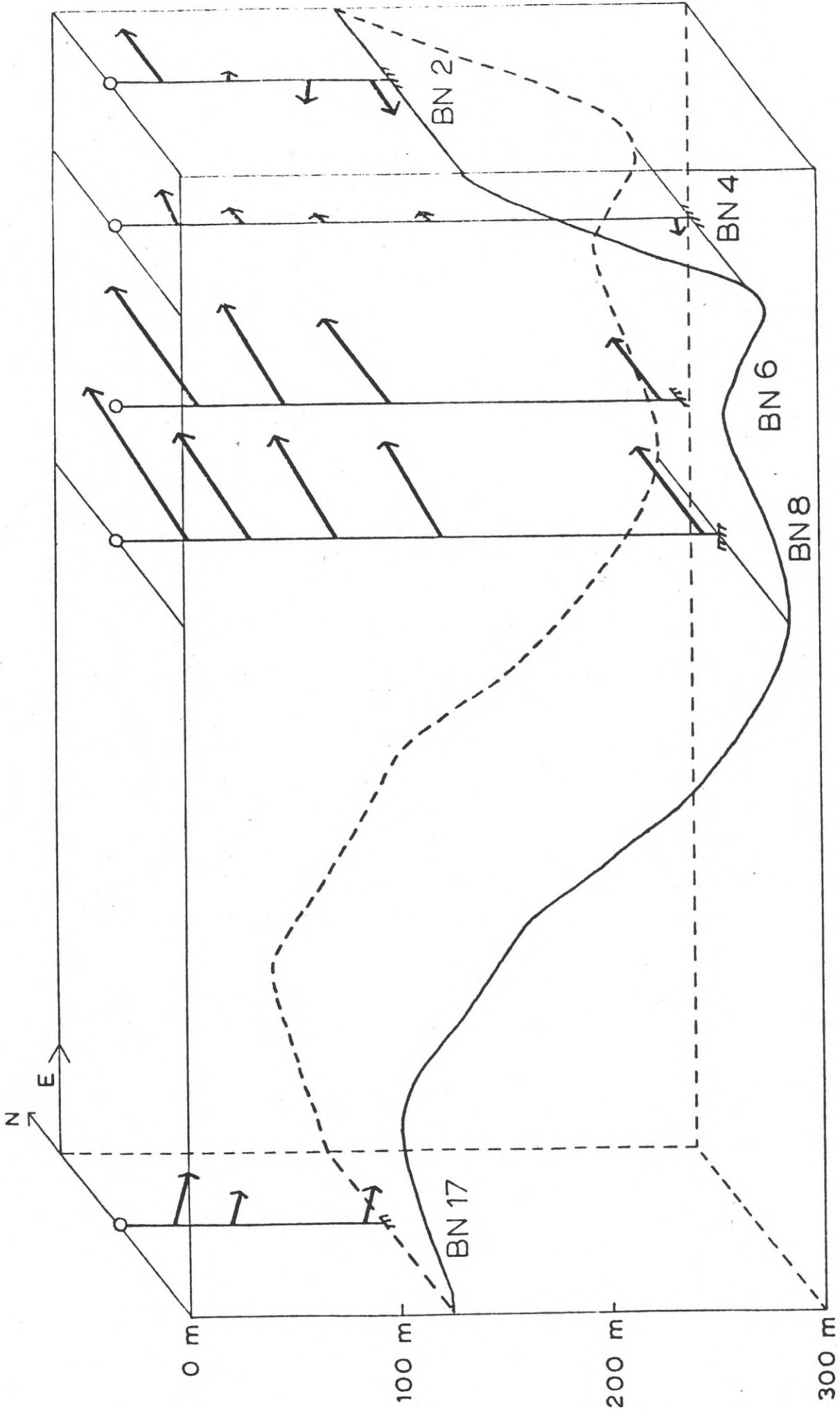
The present author is working with a synopsis about Swedish Fisheries Hydrography; the lecture is an extract thereof. Some possible connections are presented between

1) herring larvae and water currents

2) the migrations of female crabs and the direction of the water current

3) the sprat and the higher autumn temperature in the Bohuslän fiords

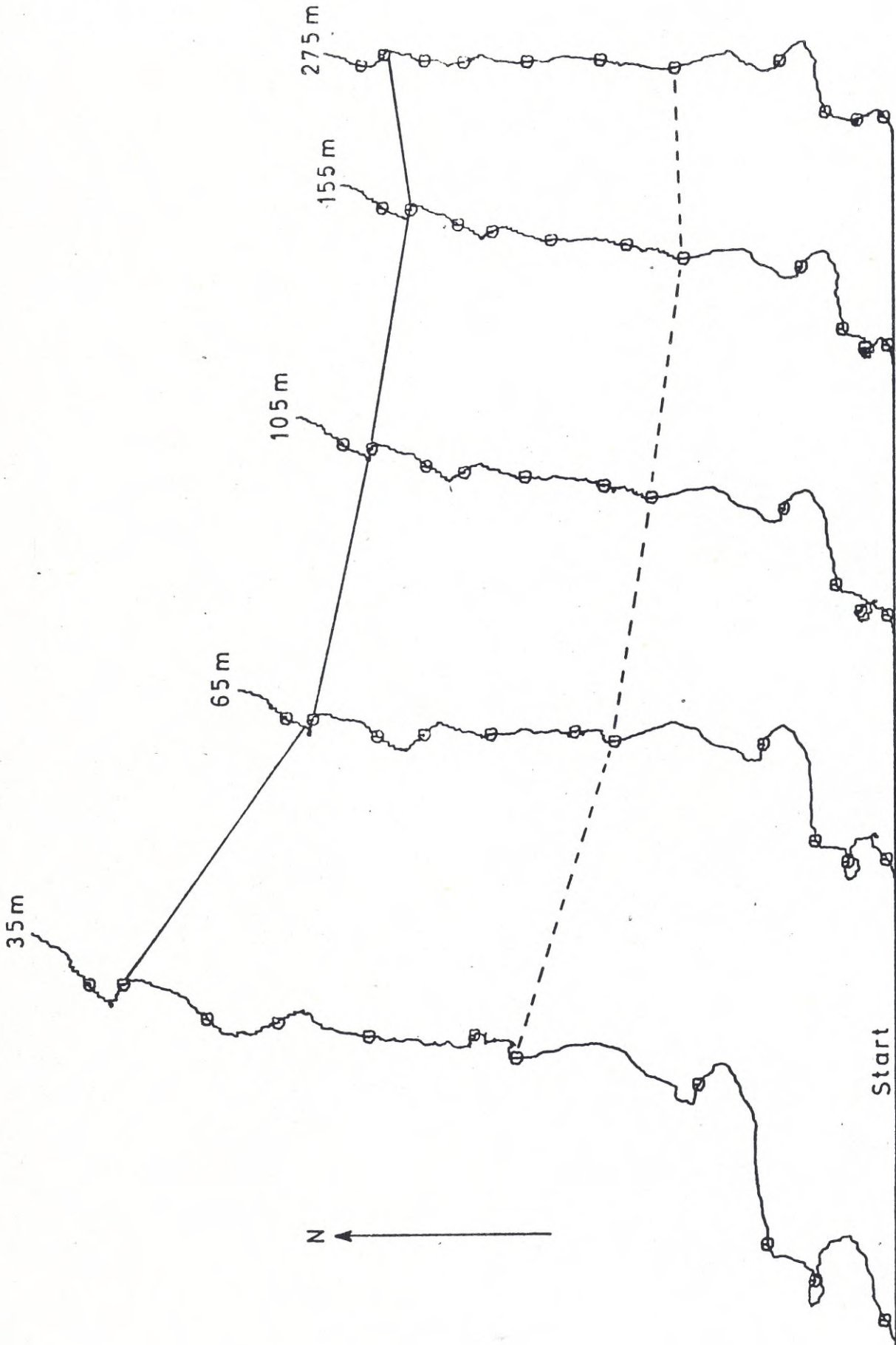
Large scale climatic variations, e.g. the so called Russel Cycle, is taken up: the immigration to the early 30s of southern forms and the opposite in the late 60s.



Block diagram showing mean current vectors for the whole period

Blockdiagram på medelströmvektorer för hela perioden

Från Furnes-Sælen (1977)



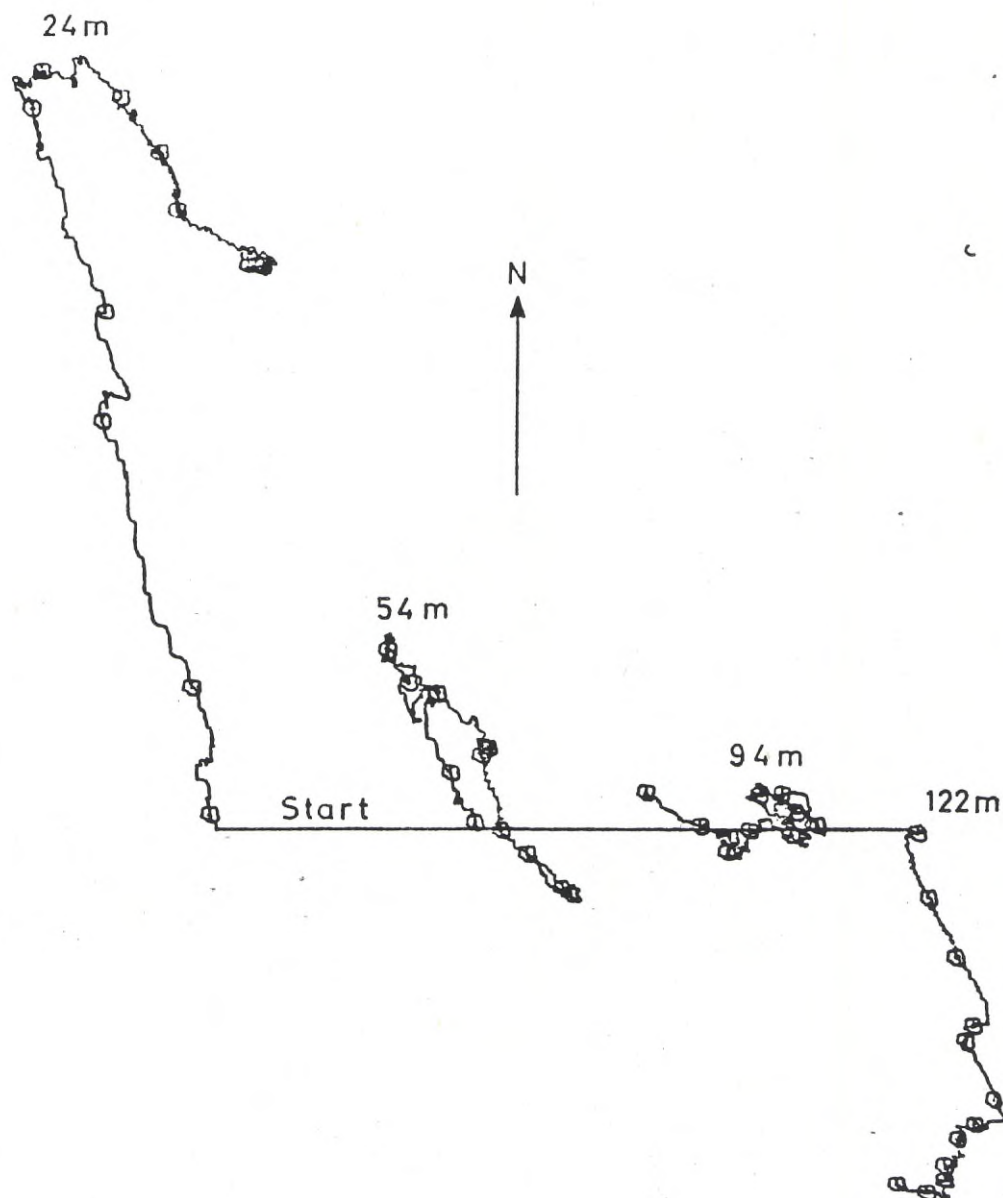
Progressive vector diagram for current at Station BN8. (Hourly values plotted).

One \odot mark every 5th day, first 11th March G.M.T. 00:05. Scale 50 km/cm

Progressiva vektordiagram på ström vid station BN8. (Värden plottades varje timma).

En \odot betecknar var femte dag med början den 11 mars GMT 0005. Skala 50 km/cm.

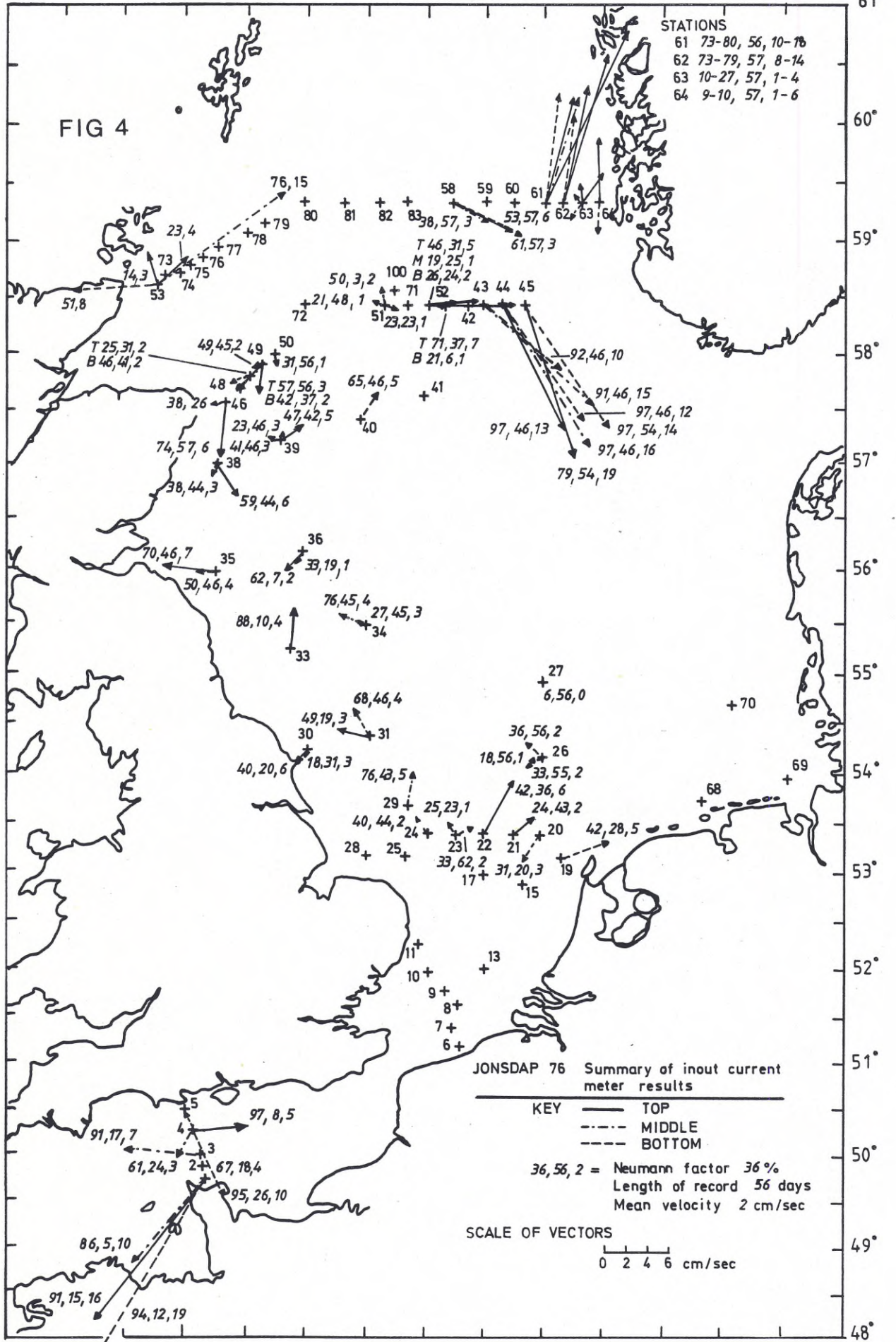
Från Furnes-Saelen (1977)



Progressive vector diagram of current at Station BN2 (Hourly values plotted).
 One \odot mark every 5th day, first 11th March G.M.T. 00:03. Scale 40 km/cm.

Progressiva vektordiagram på ström vid station BN2 (Värden plottades varje timma).
 En \odot betecknar var femte dag med början den 11 mars GMT 0003. Skala 40 km/cm.

Från Furnes-Saelen (1977)

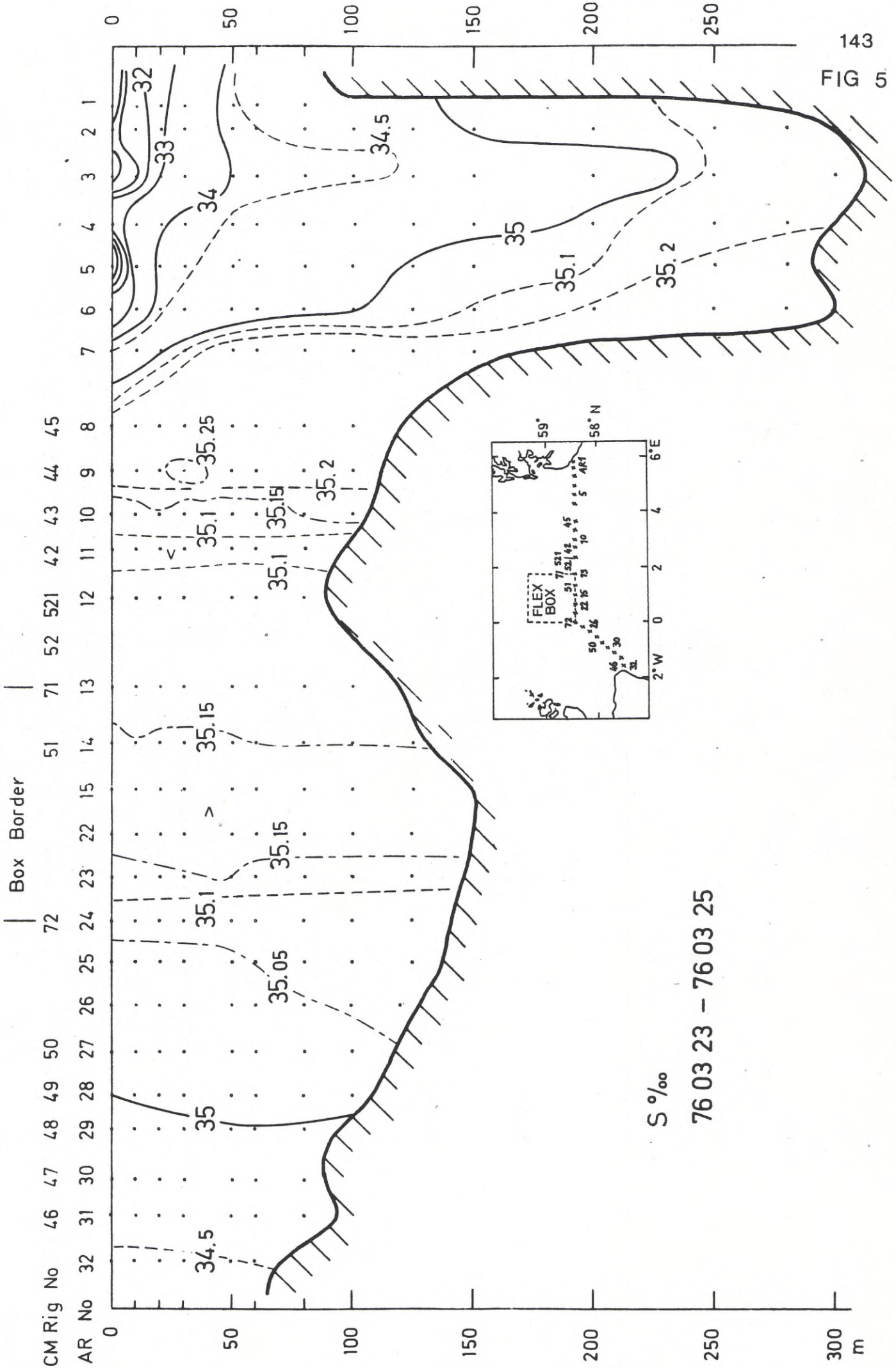


Mean currents derived from current meter measurements during March/April 1976 (the INOUT period).

Medelström från mätningar med strömmätare under mars-april 1976 (INOUT).

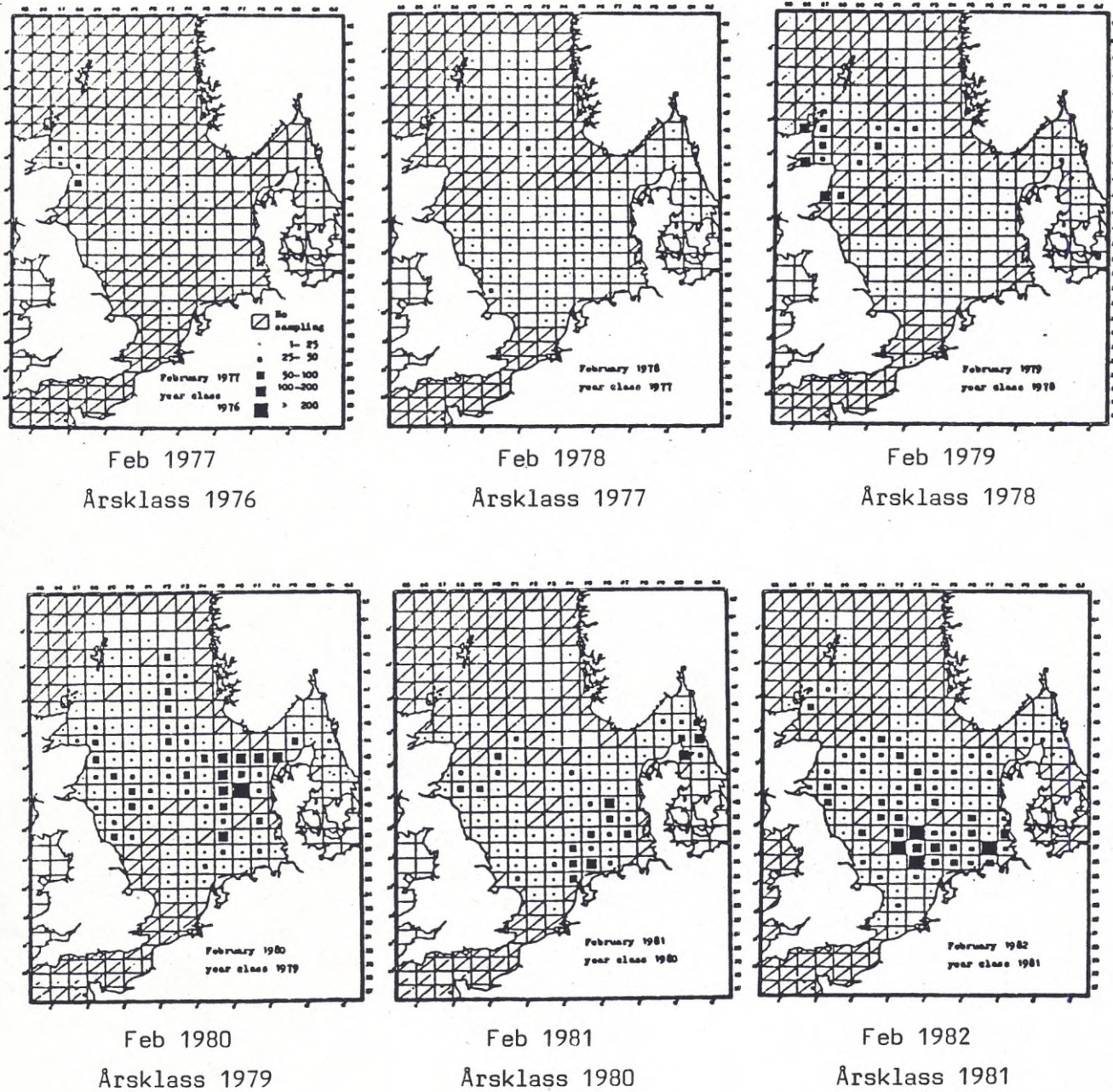
Från Davies and Heaps (1980).

FIG 5



S ‰
76 03 23 - 76 03 25

FIG 6



Distribution and abundance of herring larvae in February during 6 consecutive years.

Fördelning och mängd sillägg i februari under 6 år i rad.

Från Corten (1982)

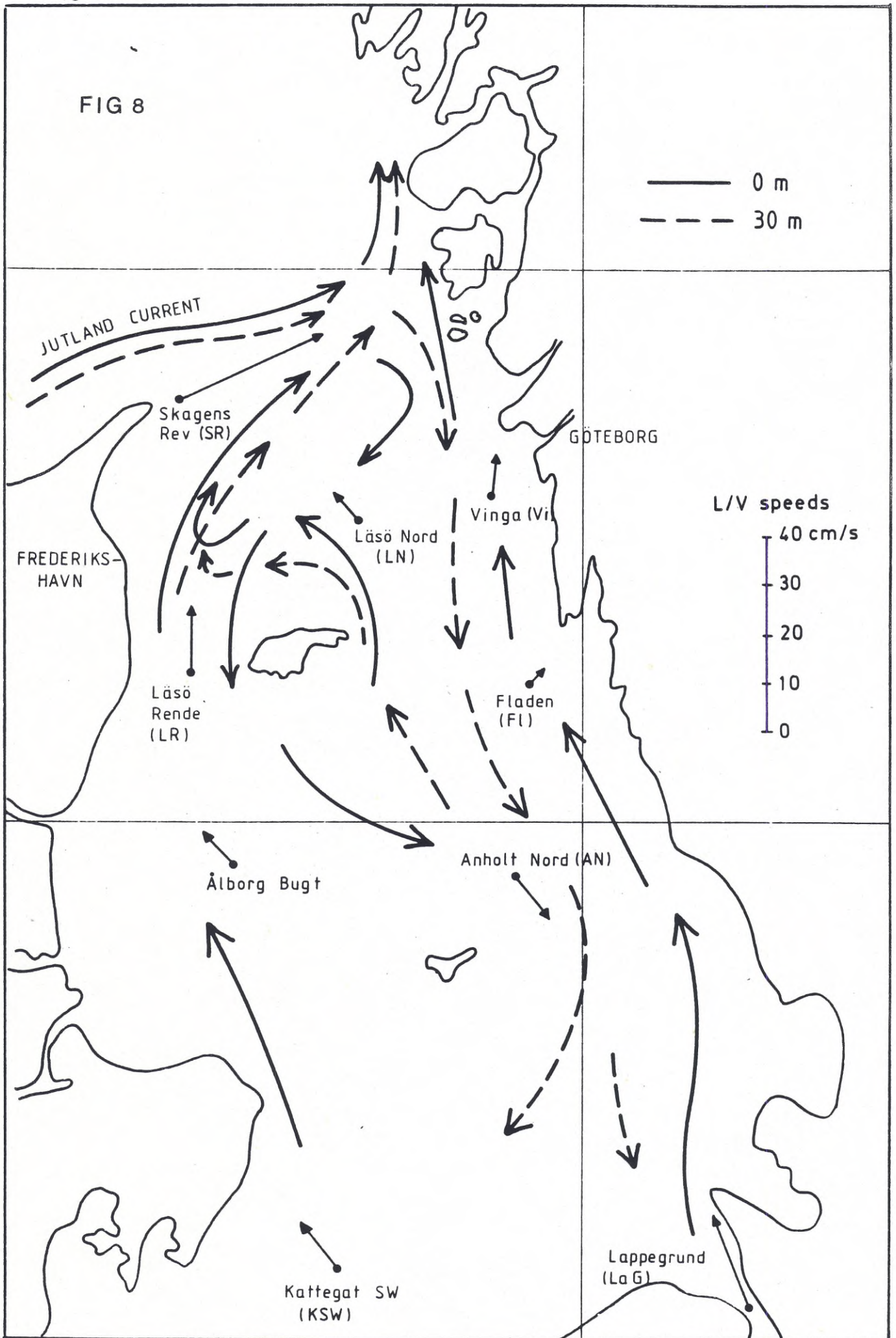


Meteorologically induced surface currents computed with the three-dimensional shelf model.

Meteorologiskt inducerade ytströmmar som beräknats med en 3-dimensionell shelf modell.

Från Davies 1980

FIG 8



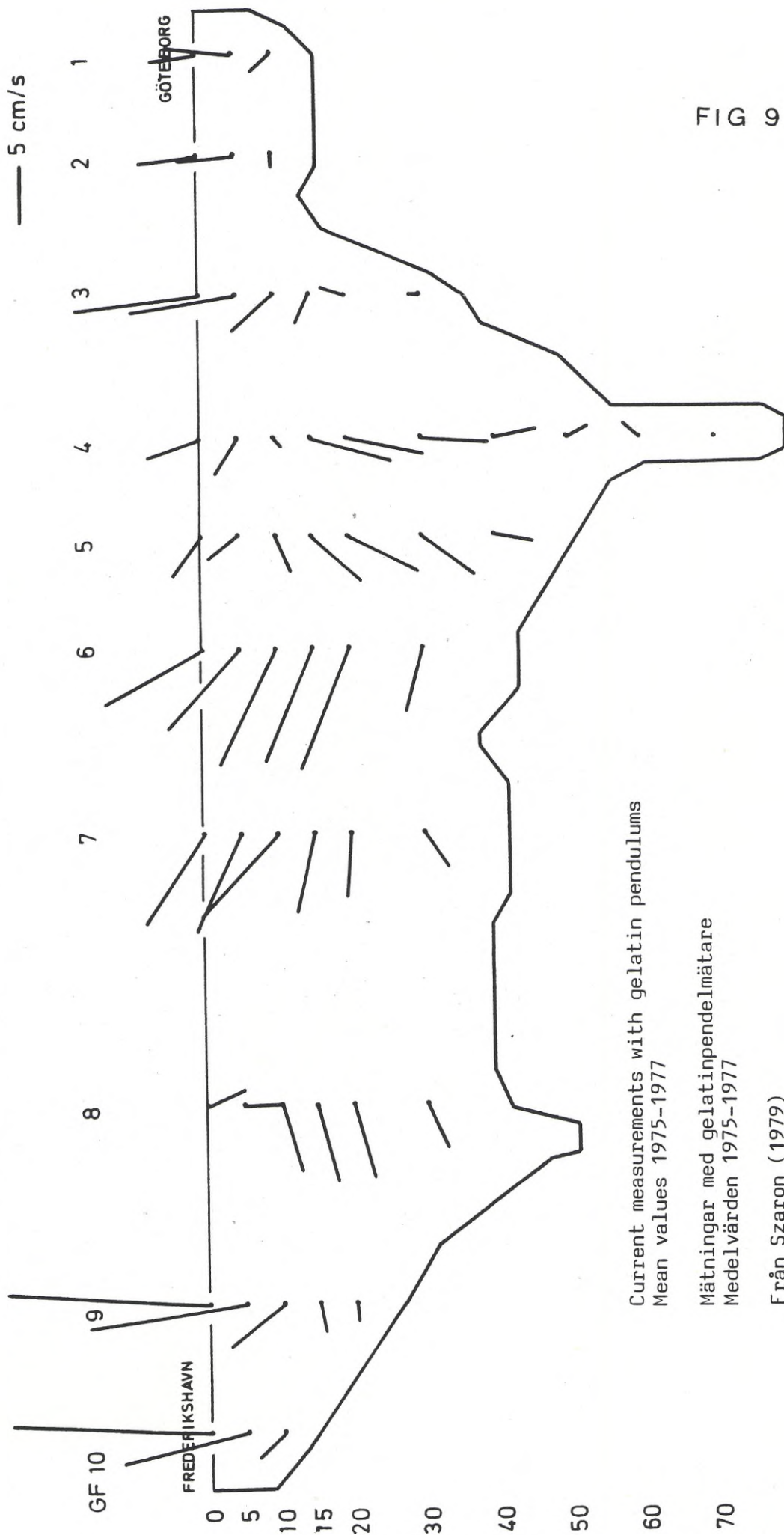
58°

57°

12°

CURRENT MEASUREMENTS WITH GELATIN PENDULUMS

MEAN VALUES 1975 - 1977



Current measurements with gelatin pendulums
Mean values 1975-1977

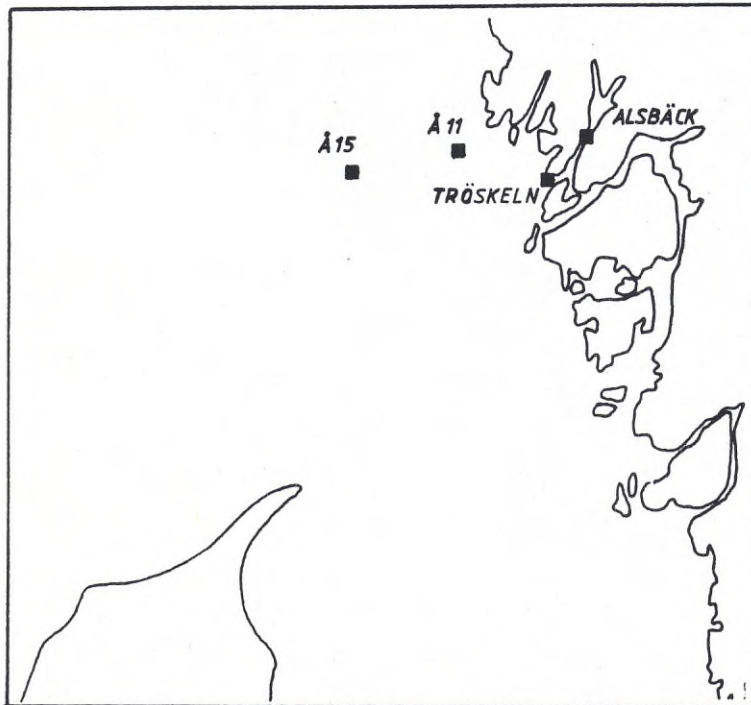
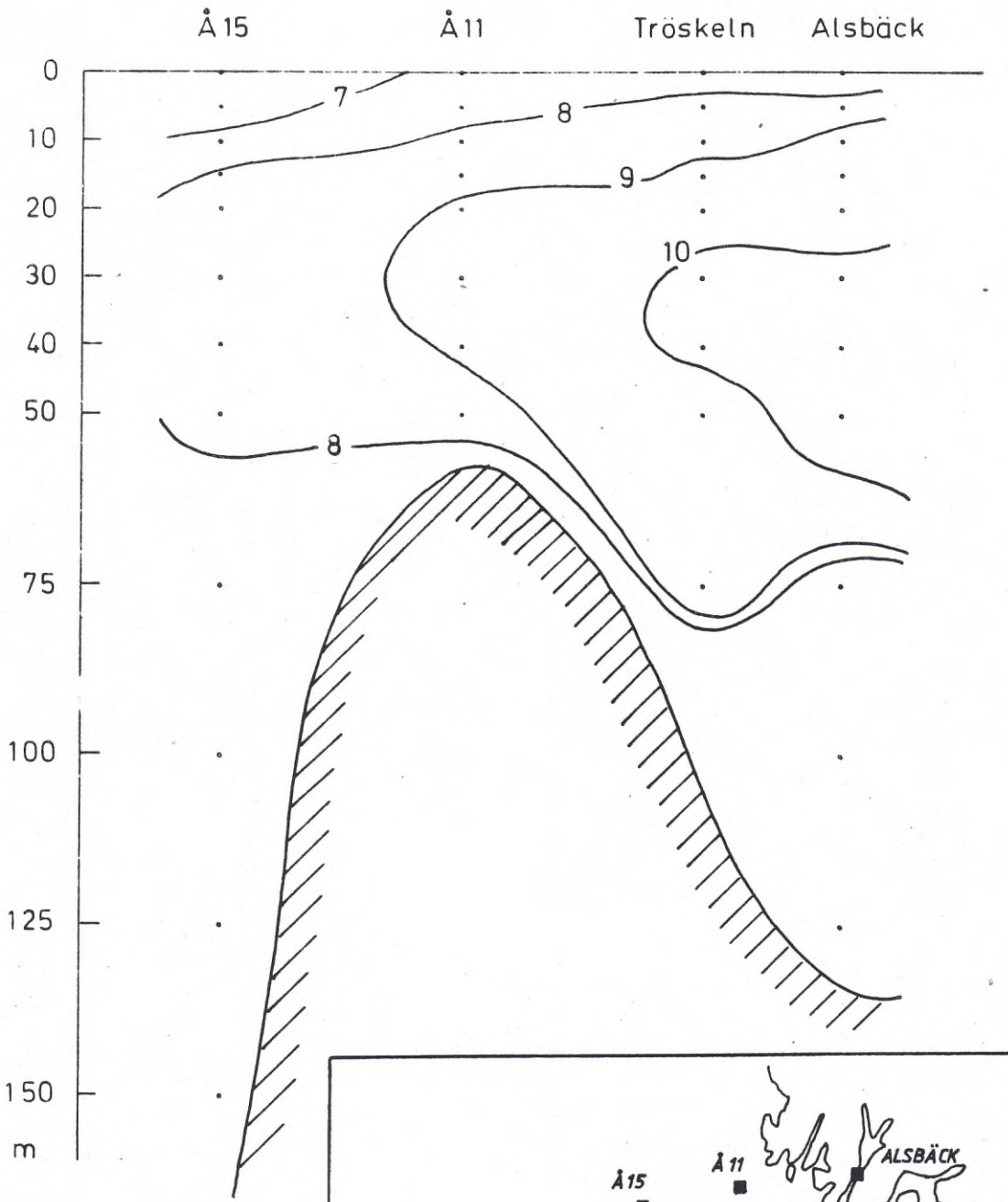
Mätningar med gelatinpendelmätare
Medelvärden 1975-1977

Från Szaron (1979)

FIG 9

FIG 10

Kvartal 4, 1962 - 71 T °C



M 6 1948 - 1981 T °C

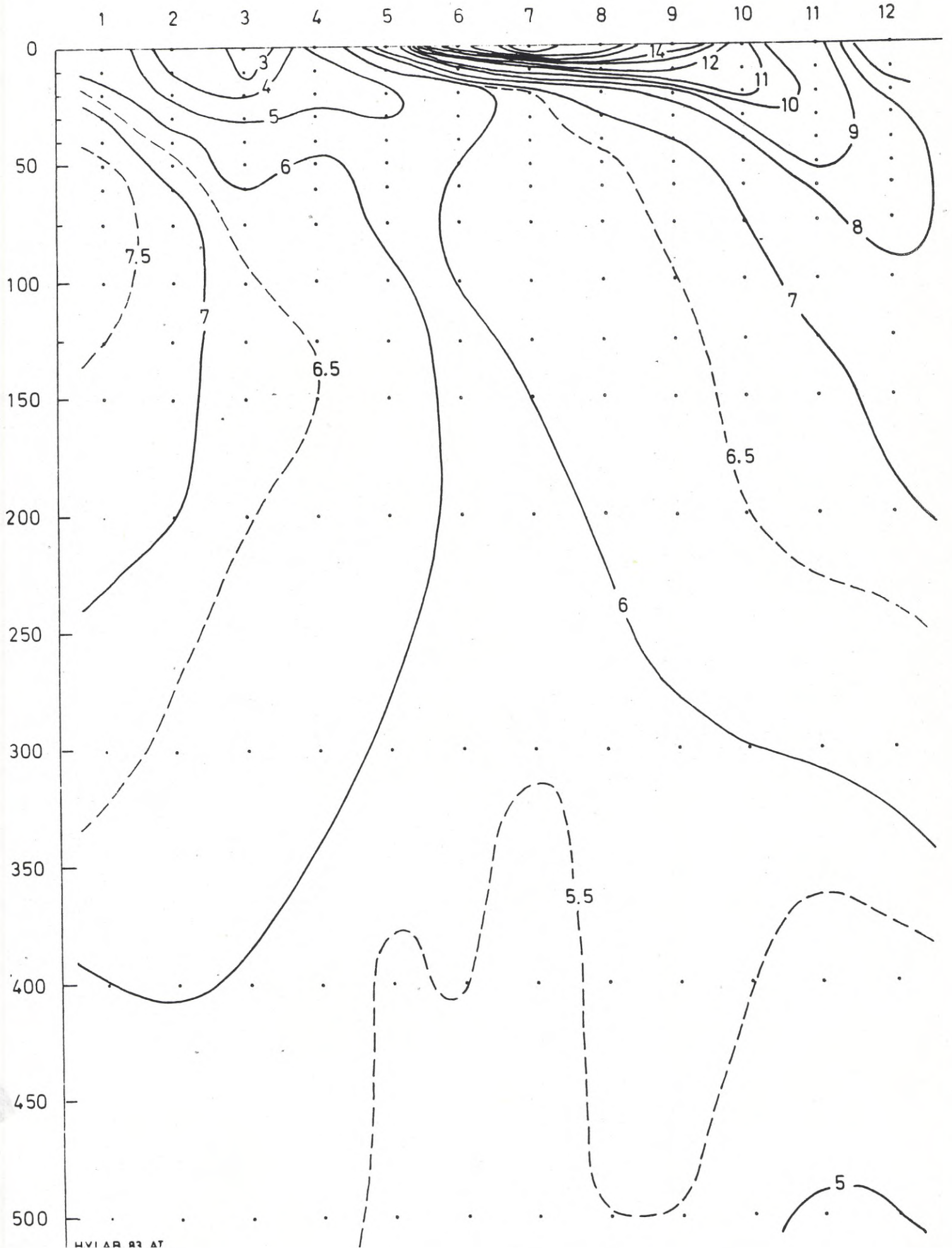
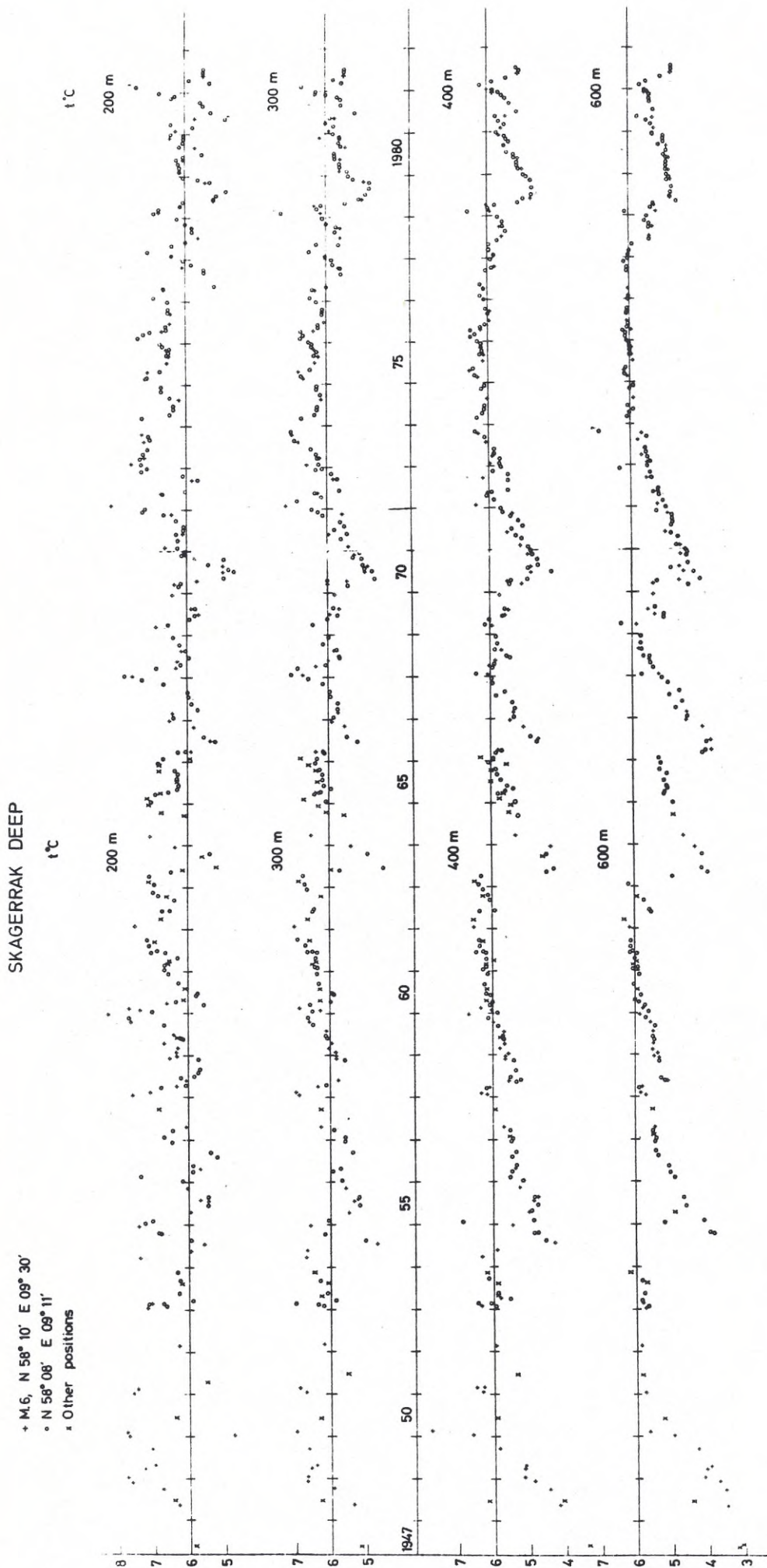
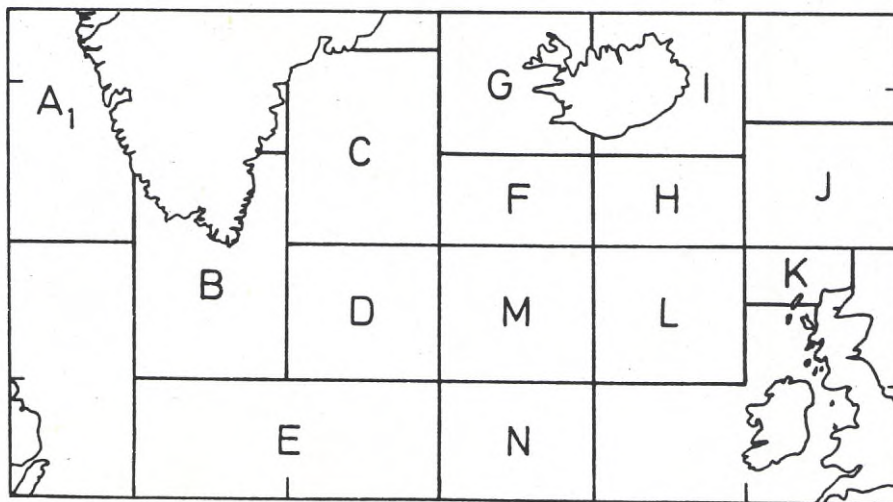
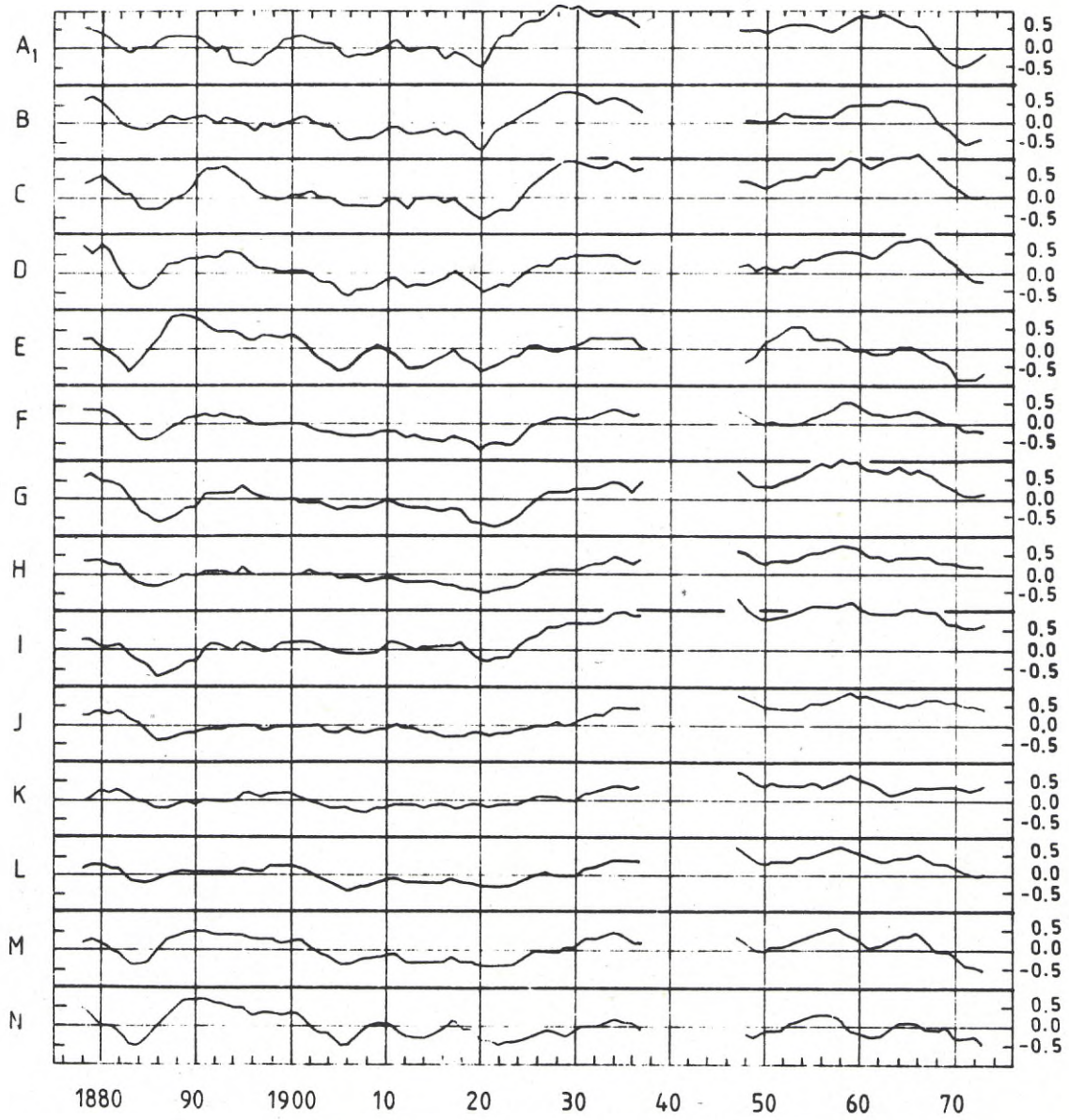


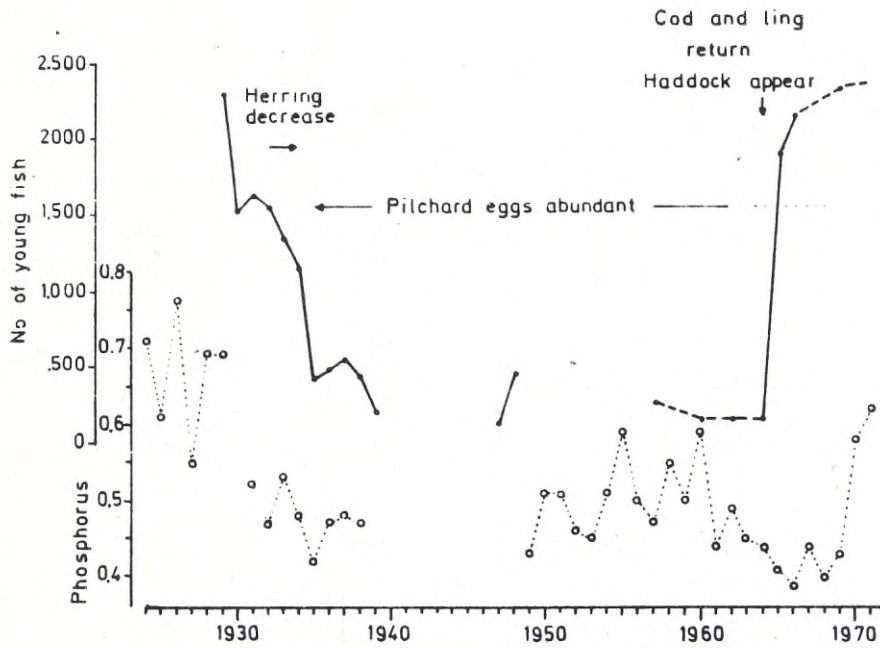
FIG 12





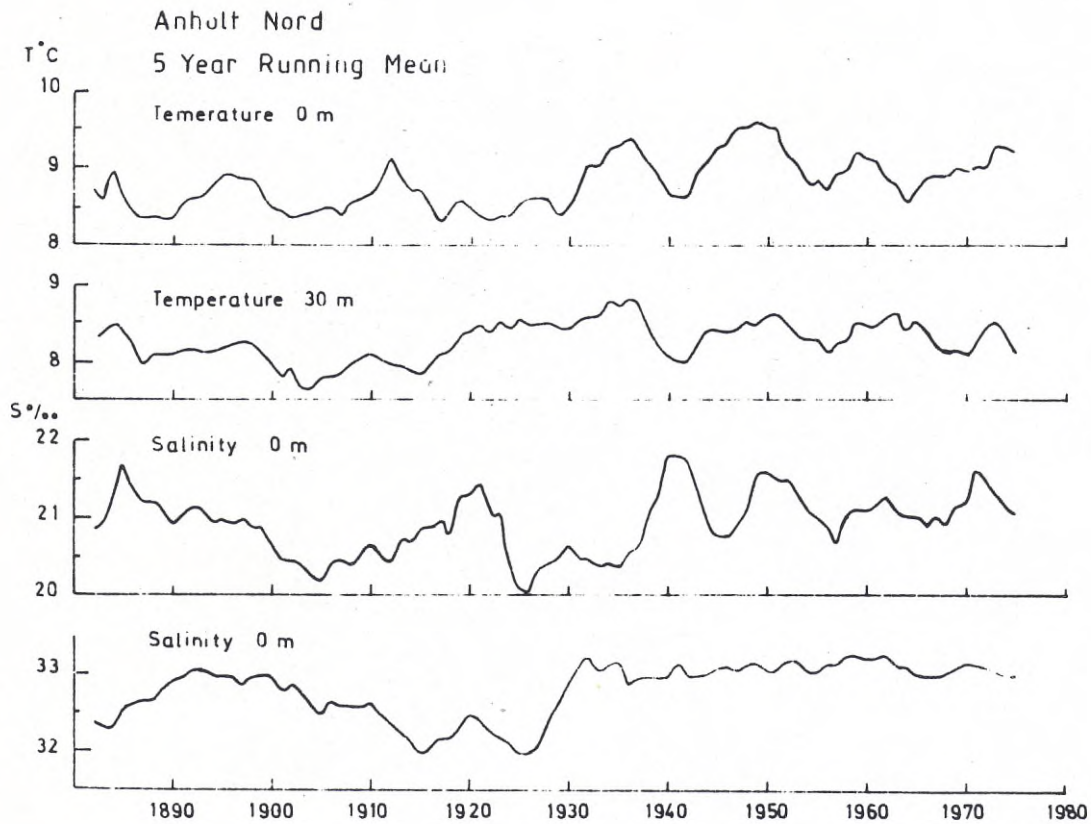
Five-year running means of sea surface temperatures
5 års glidande medelvärden av ytvattentemperaturer
Från Smed et al 1981

FIG 14

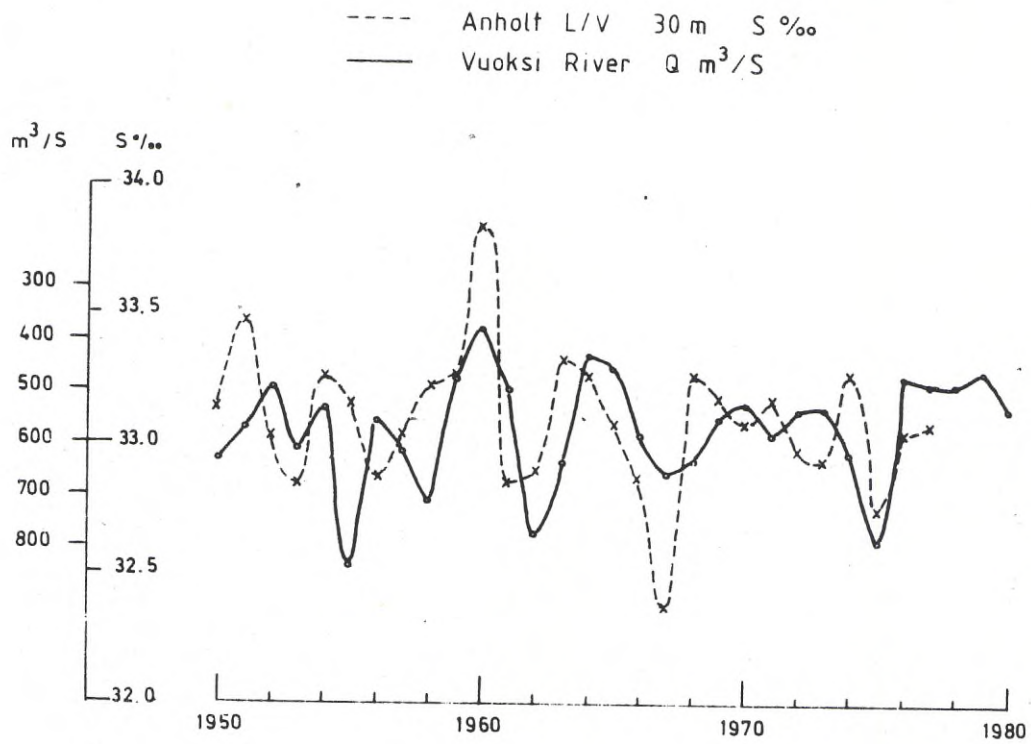


Från Russel et al 1971

FIG 15

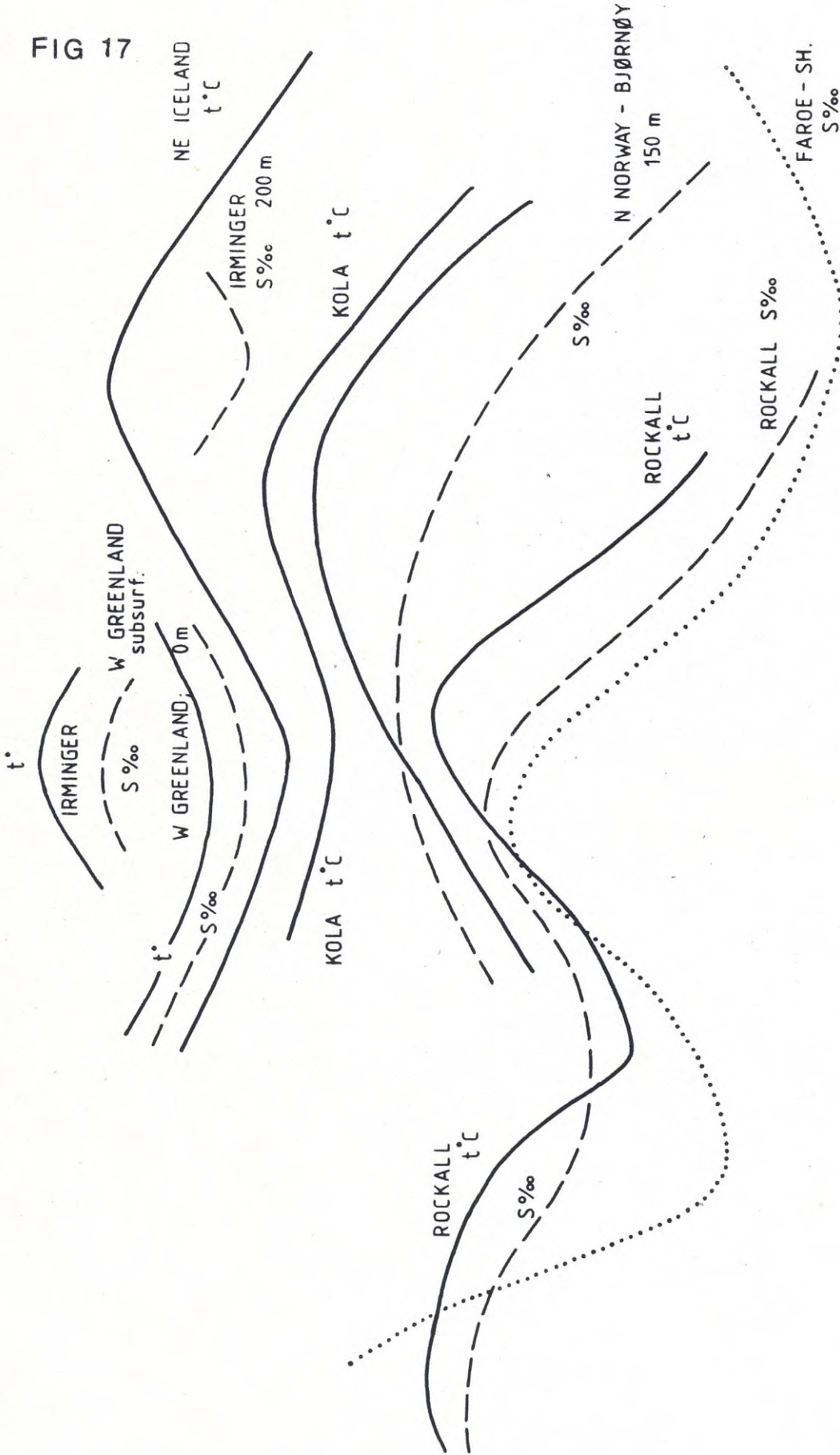


Från Malmberg and Svansson 1982



Från Malmberg och Svansson 1982

FIG 17



1957 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82

Qualitative climate variations in the North Atlantic Ocean

Kvalitative klimatförändringar i Nordatlanten
(Fritt efter Malmberg and Svansson 1982)

FISK OCH FISKE

av

Olle Hagström

Havsfiskelaboratoriet

453 00 Lysekil

Sammanfattning

Skagerrak/Kattegatts betydelse som fiskeområde har ökat sedan 70-talet och de kommersiellt viktiga fiskbestånden är hårt utnyttjade. I fisket pågår en trend mot lågenergifiske som ytterligare förstärker koncentrationen till nära havsområden och kusten. Av fiskbestånden har sillen ett omfattande utbyte med omgivande hav, men utbytet påverkar även andra bestånd. Omfattningen av utbytet är i de flesta fall dåligt känt. Huvuddelen av fångsterna i Skagerrak/Kattegatt tas på öppet vatten. Sillen utgör den viktigaste arten med årliga landningar som varierat mellan 84-386 000 ton under perioden 1961-1981. Beskattningen av sillbestånden är orationell och ett omfattande illegalt fiske av ungsill förekommer. Landningarna av övriga kommersiella arter under 1972-82 kan sammanfattas enligt följande: De årliga landningarna av skarpsill har varierat mellan 19-131 000 ton med en ökning under den senare delen av perioden. Landningssiffrorna under de senaste åren är starkt ifrågasatta och en betydande del ungsill ingår. Beståndet har minskat. Torsklandningarna har fördubblats under perioden och uppgår till över 40 000 ton under 1980-81. Beståndet är hårt utnyttjat och landningarna bedöms ligga över en långsiktig avkastningsnivå. Landningarna av rödspotta varierade mellan 15-27 000 ton under 70-talet. Under 1980-81 har landningarna sjunkit som en följd av hårt fiske och minskad rekrytering. Beståndsuppskattningar föreligger endast för Kattegatt. Även vitlingbeståndet är hårt utnyttjat och landningarna domineras av en årsklass. Landningarna ökade under 70-talet och nådde ett maximum 1978 med 49 000 ton.

Fisket och klimatförändringar bedöms vara de viktigaste faktorerna för reglering av bestånden. Andra faktorerers inverkan blir svåra att belägga med nuvarande kunskaper om beståndens dynamik. Arbetet med en övergång från en-artsmodeller till fler-artsmodeller med fler variabler än de fiske-relaterade bör snarast påbörjas i Skagerrak+Kattegatt.

INLEDNING

Skagerraks och Kattegatts läge som övergångsområde mellan Nordsjön och Östersjön har stor fiskeribiologisk betydelse. Flera arter uppvisar komplexa migrationsmönster och utvecklingen i de omgivande havsområdena påverkar fiskbestånden och fiskemöjligheterna i Skagerrak-Kattegatt. Fiskeribiologiskt synes utbytet med Nordsjön ha störst direkt påverkan och omfattar ett flertal fiskarter. Utbytet med Östersjön omfattar färre arter och påverkan sker med undantag av sill snarare indirekt via lägre näringsnivåer.

Karaktären som övergångsområde medför betydande problem för beståndsövervakningen och prognosarbetet genom svårigheter att särskilja och förutsäga de olika beståndens uppträdande i området. Kunskapen om utbytesmekanismerna hos flertalet arter är låg trots lång forskningsverksamhet. Bäst kartlagt är de äldre individernas vandringsmönster genom märkningsförsök, men för flera fiskarter sker utbyte under flera livsstadier. De permanenta strömmarnas transport av lekprodukter och larver torde härvid spela stor roll.

Fisket i Skagerrak och Kattegatt har sedan 70-talet fått ökad betydelse för främst Danmark och Sverige och bestånden utsätts för ett hårt fisketryck. Internationella Havsforskningsrådet och de nationella institutioner som ansvarar för den fiskeribiologiska forskningen och rådgivningen om lämpligt fångstuttag har under lång tid påtalat bristerna i det biologiska kunnandet och underlagsmaterialet för rådgivningen. Trots detta har ingen egentlig satsning skett på forskningssidan och beståndsuppskattningar saknas eller är bristfälliga för flertalet av de arter som är föremål för fiske.

En översikt av fiskbeståndens utveckling i Skagerrak/Kattegatt måste därför i flera fall baseras på landningsstatistik. Detta är naturligtvis otillfredsställande då landning och fångst inte nödvändigtvis är lika, speciellt gäller detta fångstreglerade fiskarter. Landning eller fångst beror inte enbart av beståndens storlek utan påverkas också av många icke beståndsrelaterade faktorer.

Den bristande kunskapen om beståndens status och dynamik samt det hårda fisketrycket medför uppenbara svårigheter att belägga andra faktorerers påverkan på bestånden. Det hårda fisketryck, som flertalet av bestånden är utsatta för, medför att fisket är den viktigaste beståndsreglerande faktorn.

UTVECKLINGSTRENDER I FISKET

Fisket i Skagerrak och Kattegatt har i dag stor betydelse för främst Danmark och Sverige. Den norska fiskeaktiviteten är jämförelsevis liten men har regional betydelse längs

Skagerrakkusten. Andra länders fiske i området är av ringa omfattning.

Nedgången av flera viktiga fiskbestånd, främst sill och makrill, på Nordsjön under 70-talet, innebar en omflyttning av fiskeansträngningar från Nordsjön till Skagerrak/Kattegatt. För den svenska fiskeflottan, vars huvudinriktning traditionellt är sillfiske, innebar överfiskningen en omfattande strukturomvandling och en betydande del av sillfiskeflottan såldes till utlandet. I många fall innebar detta försäljning till Danmark och fartygen fortsatte att fiska i Skagerrak/Kattegattområdet. Den totala fiskeansträngningen fortsatte därför att öka och sedan mitten av 70-talet har den legat på en hög nivå.

Genom införandet av ekonomiska zoner och drastiskt ökade driftskostnader för fiskeoperationer har koncentrationen av det svenska fisket till de nära havsområdena förstärkts. Fisket i Skagerrak/Kattegatt och Östersjön blev de viktigaste fångstområdena. Det ökade svenska fisket i Östersjön kom till en del att kompensera fångstbortfallet i Nordsjön och innebar att den negativa trenden i den svenska fiskeflottan kunde hejdas och en återetablering och förnyelse av främst sillfiskeflottan startade.

Den tekniska utvecklingen av fisket, med större motorer, effektivare redskap och utveckling av sofistikerade akustiska och navigatoriska hjälpmedel för sökning och fångst, har medfört en fortsatt effektivisering och fångstkapaciteten har ytterligare förstärkts.

De ökade kostnaderna för fiskeoperationer och svag prisutveckling på landad fisk har initierat en ny strukturering mot lågenergifiske. Tekniska förbättringar av fartyg och redskap i syfte att minska driftskostnaderna och en övergång till ett kustnära fiske med flexibla mindre enheter är ett led i denna rationalisering. Utvecklingen medför att en ökande andel av fiskeflottan blir mer lokalt bunden och mer beroende av fiskens tillgänglighet i närområdet.

För de större enheterna i den västkustbaserade fiskeflottan innebär de ökade driftskostnaderna att lönsamheten i Östersjöfisket minskat och det ekonomiska beroendet av fiskemöjligheten i Skagerrak/Kattegatt har förstärkts.

Utvecklingen i det danska fisket medför också ett ökat behov av fiskemöjligheter i Skagerrak/Kattegatt. Utöver kostnadsökningar spelar EG:s gemensamma fiskeripolitik en betydande roll.

En ytterligare ökning, av det sedan flera år, hårda fisketrycket på de fiskbestånd som uppträder i Skagerrak/Kattegatt kan därför befaras de närmaste åren om inte rekryteringen för att hejda en ökad fiskeansträngning införs.

FÅNGSTUTVECKLING OCH BESTÅNDSSTATUS FÖR NÅGRA VIKTIGA FISK- BESTÅND

SILL

De olika sillpopulationerna som ger eller gett underlag för fisket, är ett utmärkt exempel på områdets utbyte med Nordsjön och Östersjön.

Utbytet med Nordsjön är bäst känt genom sillperioderna. Vuxen höstlekande sill från Nordsjön trängde då under hösten-vintern in i Skagerrak och in i skärgårdarna. Sedan sekelskiftet har den vuxna nordsjösillen inte uppträtt i nämnvärd omfattning i skärgårdarna. Under slutet av 60-talet upphörde även vandringen till öppna Skagerrak. Kattegatt och Skagerrak utgör dock fortfarande viktiga uppväxtområden för ung höstlekande Nordsjösill. Larver från centrala och norra Nordsjön transporteras med strömmarna in i området och återvandringen som ungsill till Nordsjön sker vid ca 1,5 års ålder.

Skagerraks och Kattegatts lokala sillpopulationer domineras i dag av vårlekande typer. Tillgängliga märkningsdata visar att dessa populationer huvudsakligen uppehåller sig inom området. Fiskemönster och andra informationer tyder dock starkt på att även delar av östra Nordsjön utnyttjas som födoområde och Öresund-Belthavet som övervintringsområde.

Utbytet med Östersjön omfattar vårlekande sill från södra Östersjön och Belthavet som utnyttjar Skagerrak/Kattegatt som födoområde samt Kattegatt som uppväxtområde. Dessa sillpopulationer har likartade biologiska karaktärer som Kattegatts vårlekande sill och kan i nuläget inte skiljas från dessa. Omfattningen av utbytet är inte känt, men flera undersökningar i Östersjön pekar på att det kan vara betydande och ha stor inverkan på fisket. Den utpräglade likheten i biologiska karaktärer mellan Kattegatts vårlekare och vårlekare i södra och sydvästra Östersjön har givit näring åt hypotesen att det i själva verket är samma bestånd.

Sillen är det viktigaste fångstobjektet för fisket i Skagerrak/Kattegatt. Av figur 1 framgår att landningarna sedan 1961 varierat mellan ca 80 000 ton och 390 000 ton. De högsta landningarna redovisas från 1964 och 1967/68. Huvuddelen av dessa landningar utgjordes av höstlekande nordsjösill som fångades i Skagerrak under senhösten-vintern. Efter 1969 fortsatte landningarna att minska. Under senare delen av 70-talet har fisket varit reglerat, trots detta steg landningarna 1981 till drygt 170 000 ton vilket innebar att den rekommenderade fångsten överstegs med mer än 100 000 ton.

Landningarna under 70-talet dominerades av ungsill både i industri- och konsumlandningarna. Av figur 2 framgår att ungsillen utgjorde mer än 90 % av antalet landade sillar 1977, vilket är karaktäristiskt för hela 70-talet. Utvecklingen av sillfisket uppvisade parallella drag med utvecklingen i Nordsjön och starka farhågor för en kollaps av sillbeståndet medförde att totalfångsten reglerades och allt fiske för industriändamål förbjöds. Under 1979 kompletterades regleringarna med bestämmelser som syftade till att reducera det hårda fisketrycket på ungsill. Bestämmelserna efterlevs uppenbarligen inte och åldersfördelningen i landningarna 1981 liknar 70-talets. För fisket 1982 redovisas preliminära data som visar att ungsillfångsten ökat ännu mer. Uppenbarligen har ett rent industrifiske pågått de senaste två åren.

Trots detta ogynnsamma fiskemönster visar de akustiska uppskattningarna att sillmängden i Skagerrak/Kattegatt har ökat sedan 1979 och under den akustiska undersökningen hösten 1982 uppskattades beståndet i öppna delar av Skagerrak/Kattegatt till 340 000 ton. Tillgängliga data tyder på att ökningen kan ha orsakats av ökad invandring av sill från omgivande havsområden.

SKARPSILL

Skarpsillen i Skagerrak och Kattegatt anses utgöra ett avgränsat bestånd. Beståndet uppvisar också en mycket snabbare naturlig omsättning än bestånden i omgivande hav. Förekomsten av två tillväxttyper i området indikerar dock att ett utbyte med Nordsjön sker. Vidare anses skarpsillen i de norska fjordarna delvis rekryteras från Skagerrak/Kattegatt. Omfattningen av dessa utbyten är dock ofullständigt känt.

Skarpsillen utnyttjas huvudsakligen för industriändamål och endast ca 10-15 % av landningarna är för direkt konsumtion. Fisket domineras av det danska industrifisket som svarar för drygt 75 % av landningarna.

Landningarna låg fram till början av 70-talet på 10 000-20 000 ton. Sedan 1972 har landningarna stigit kraftigt och uppgick 1975 till drygt 112 000 ton. Den höga landningen som rapporteras för 1981, drygt 130 000 ton är starkt ifrågasatt och en stor del anses bestå av ungsill. Figur nr 3.

Beståndsutvecklingen följs dels med ungfiskundersökning under våren, dels med akustiska uppskattningar under hösten då huvuddelen av fångsten tas. Beståndet domineras av 1-åriga individer och fångstmöjligheterna är helt beroende av årsklasstyrkan.

De stora landningarna 1975 och 1980 baseras på de starka årsklasserna 1974 resp 1979. Årsklassen 1980 är svagare och de akustiska uppskattningarna visar på en kraftig nedgång av biomassan under 1981 och det är inte troligt att beståndet kunnat ge den stora landningen 1981. ICES uppskattar att minst 50 000 ton av denna landning utgjordes av ungsill. Enligt både de akustiska undersökningarna och ungfiskundersökningarna har nedgången av beståndet fortsatt under 1982.

TORSK

Torskbeståndet i Skagerrak/Kattegatt anses ha ett litet utbyte med omgivande hav. Materialet för bedömningen är dock begränsat. Nyligen publicerade danska data från genetiska undersökningar talar dock för att bedömningen kan vara riktig vad avser utbytet med Östersjön.

Torskbeståndet är i nuläget hårt utnyttjat och landningarna har fördubblats sedan 1971 och uppgick 1981 till 47 000 ton. Figur 4. Beståndsövervakningen omfattar enbart Kattegatt där analysen visar på ett högt fisketryck och drygt 50 % av beståndet uppfiskas årligen. De ökade landningarna under senare år har orsakats av ett ökat fiske i Skagerrak medan landningarna i Kattegatt minskat. Det är därför troligt att fisketrycket i Skagerrak är minst lika hårt som i Kattegatt och ett fortsatt fiske på nuvarande nivå inte kan upprätthållas.

RÖDSPOTTA

Beståndet av rödspotta har sannolikt ett litet utbyte med bestånden i angränsande område. Äldre svenska undersökningar visar dock på enstaka långa vandringar av lekmogen fisk till Nordsjön, men utbytet torde inte ha betydelse för beståndet. Även rödspottebeståndet är hårt utnyttjat och landningarna, som kulminerade 1978 med 27 000 ton har sjunkit. De sjunkande landningarna tillskrives försämrad rekrytering. Figur 5. Fisket domineras helt av den danska fiskeflottan och den svenska fångsten uppgår till 300-500 ton.

Beräkningen av beståndsstorlek och prognoser omfattar endast Kattegatt.

VITLING

Märkningsresultat visar inte på några betydande vandringar hos de vuxna individerna och beståndet i Skagerrak/Kattegatt anses vara stationärt. Larver och yngel har liksom hos kol-

jan ett relativt långt pelagiskt stadie och förs omkring av strömmarna. Intransport av yngel och larver från Nordsjön och transport till Östersjön sker men omfattningen härav är dåligt klarlagd.

Beståndsuppskattningar saknas men landningsstatistiken indikerar att beståndet är relativt väl utnyttjat och fångstmöjligheterna är beroende av en årsklass. Landningarna ökade i början av 70-talet till en topp 1974 med 29 000 ton. En ytterligare topp i landningarna erhöles 1978 med 48 000 ton. Nedgången under 1979 orsakades av ett begränsat fiskestopp som följdes av ett förbud mot industrifiske. Landningarna har därefter ökat något bl a som en följd av dispenser för industrifiske.

PÅVERKAN AV FISKBESTÄNDEN

Det mycket hårda fisketryck som lägges på fiskbestånden i Skagerrak/Kattegatt samt för vissa arter det omfattande utbytet med omgivande havsområden, medför att inverkan av andra faktorer blir svåra att belägga. Fisket utgör, tillsammans med klimatförändringar, de viktigaste faktorerna för reglering av de enskilda fiskbestånden och för samspelet mellan fiskbestånden. Härigenom kan fisket även påverka arter som inte är föremål för fiske.

Kunskaperna om samspelet fiske, klimat och beståndsdynamik är i de flesta fall dåligt undersökt och mekanismerna ofullständigt kända.

Nuvarande modeller i beståndsvården omfattar endast enskilda bestånd. Analyserna inriktas mer på att konstatera förändringar än att söka förklara orsakssammanhang. Utveckling mot flerartsmodeller med varierad grad av komplexitet och med varierande antal variabler har provats bl a på Nordsjön. Även om modellerna fortfarande är starkt beroende på antagande om flera viktiga variabler, ger dock analyserna impulser till fortsatta undersökningar och viktiga kriterier för dessa. Det är därför angeläget att arbetet med flerartsmodeller snarast påbörjas i Skagerrak/Kattegatt. Härigenom skulle möjligheter skapas att studera andra faktors inverkan på bestånden och tillförlitligare prognoser erhållas.

Med tanke på bl a fiskets effekter på bestånden är det inte förvånande att andra faktors inverkan inte gått att klarlägga annat än lokalt i kustområden. Även om de lokala effekterna inte kan generaliseras till större områden är det dock mycket angeläget med kustnära undersökningsverksamhet ur fiskets synpunkt. Kustzonens betydelse som reproduktionsområde för flera arter samt det ökande beroendet av fiskens tillgänglighet i närområdet utgör starka motiv för utökade

kustundersökningar. Utvecklingen i södra Kattegatt med låga syrehalter i bottenvattnet under långa perioder visar att miljöförändringarna har både biologisk och praktisk konsekvens för fisket.

SUMMARY

The fisheries in the Skagerrak-Kattegat area has increased during the last decade. Overfishing of fish stocks in the North Sea and the introduction of fishing zones followed by a drastically increased cost for fishing operation has transferred fishing effort to the Skagerrak-Kattegat area. The Skagerrak-Kattegat is a transition area between the North Sea and the Baltic and fish stocks are known to mix with indigenous stocks. The degree of mixing is in most cases not known but for some species e.g. herring the mixing is of great importance for the fishery.

The herring fishery is the most important fishery and during the period 1961-81 the landing varied between 84-386 000 tons. Agreed management regulations is not enforced and the landing is still dominated by young immature herring.

The landing figures for some other important species during the period 1971-82 could be summarized: The yearly landings of sprat has varied 19-131 000 tons with an increase during the later part of the period. The reported landings from especially 1980 and 1981 are doubtful and a substantial part of young herring is included. The stock size has decreased. The cod landings has doubled during the period and the yearly landings in 1980-81 were more than 40 000 tons. The fishing mortality is high and the landings are believed to be in excess of sustainable yield level. The landings of plaice has varied between 15-27 000 tons during the period. Due to high fishing mortality and reduced recruitment the landings have decreased in 1980-81. The landing of whiting is dominated of one yearclass and the fishing mortality is believed to be high. During the period the landings have increased and a maximum of 49 000 tons is reported from 1978. It is concluded that the fisheries and climatic changes are the dominating factors regulating the stocks and that it is difficult to demonstrate the effect of other factors on stock level.

LEGENDS TO THE FIGURES

- Fig. 1. The total landings of herring from the Skagerrak/Kattegat area during 1961-1971 and the Swedish landings during 1970-1981.
- Fig. 2. Age distribution in procent of the total catch by number in the Skagerrak/Kattegat area 1977-1981.
- Fig. 3. Total landing of sprat from the Skagerrak/Kattegat area during 1969-1981.
- Fig. 4. Total landing of cod from the Skagerrak/Kattegat area 1971-1981.
- Fig. 5. Total landing of plaice from the Skagerrak/Kattegat area 1971-1981.
- Fig. 6. Total landing of whiting from the Skagerrak/Kattegat area 1971-1981.

FIG. 1. LANDNINGAR AV
SILL FRÅN SKAGERRAK/
KATTEGATT 1961-1981.
SAMT DE SVENSKA
LANDNINGARNA 1970-1981

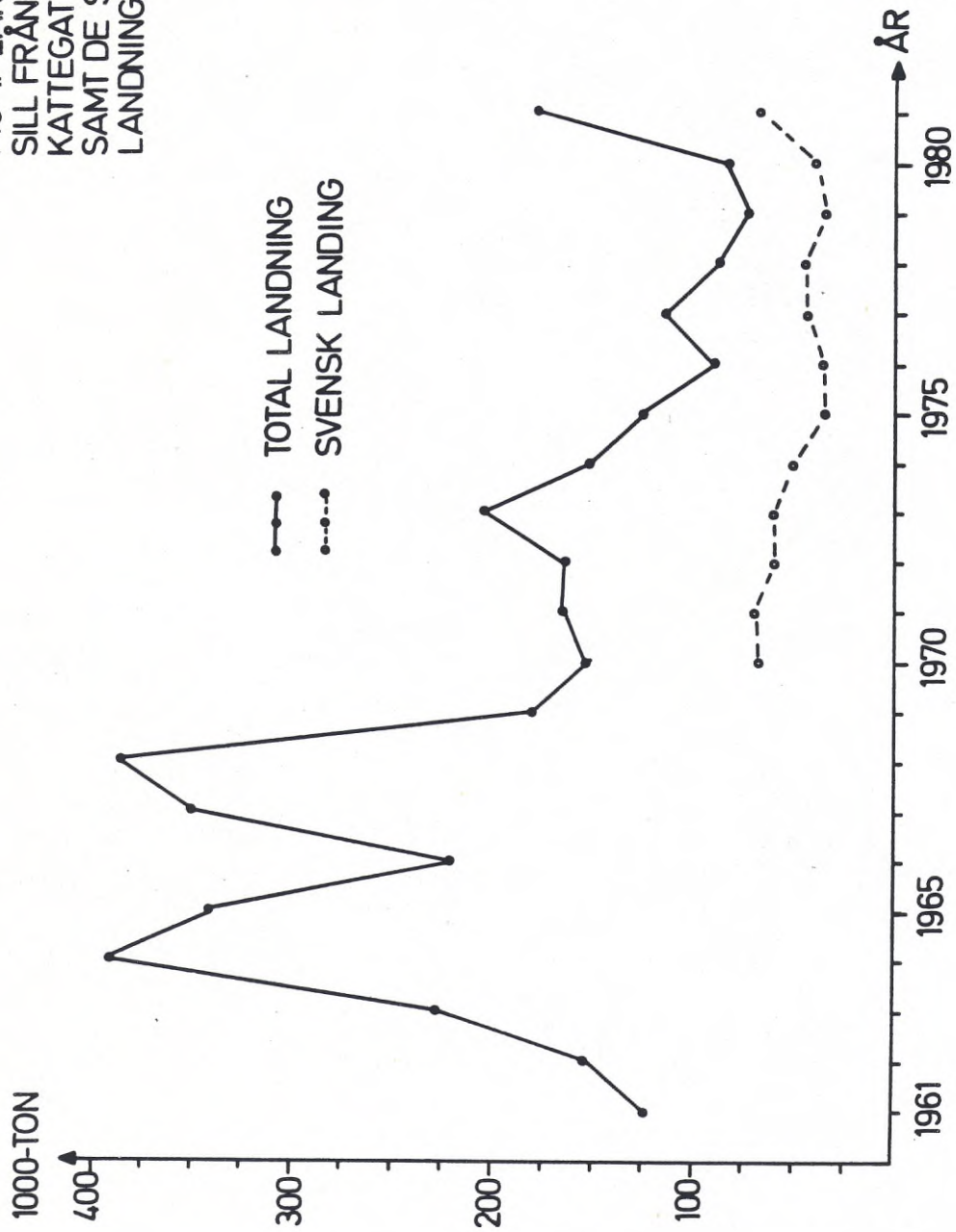


FIG. 2. ÅLDERSFÖRDELNING I %
AV ANTALET FÅNGADE SILLAR I
SKAGERRAK OCH KATTEGATT
1977-1981.

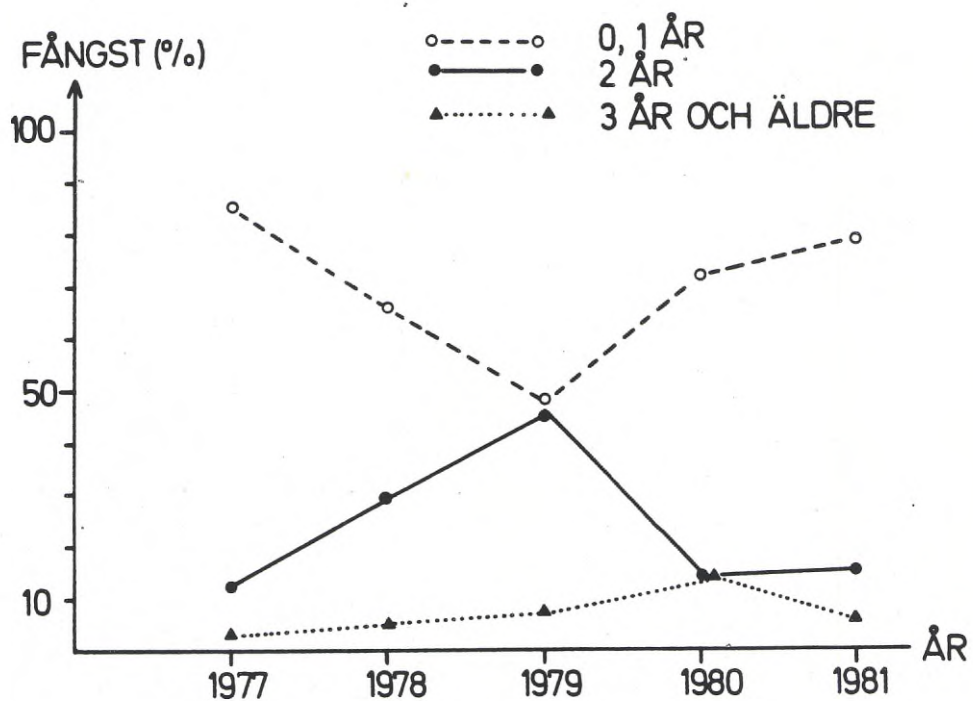
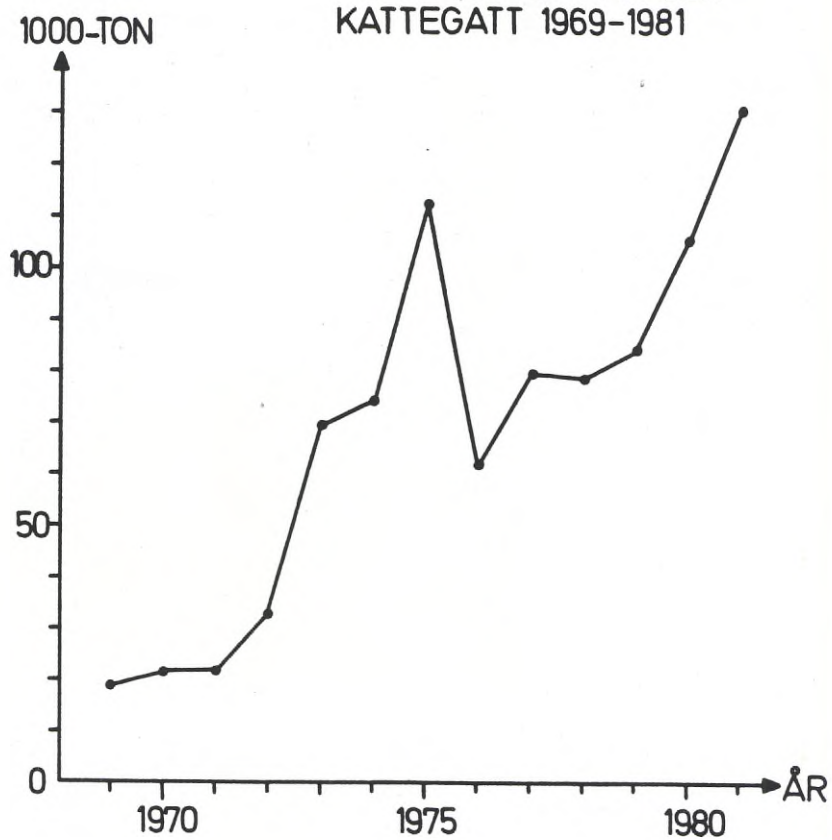


FIG. 3. LANDNING AV SKARPSILL
FRÅN SKAGERRAK OCH
KATTEGATT 1969-1981



1000-TON

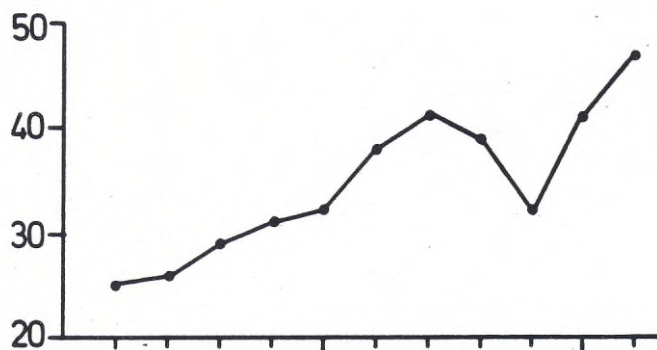


FIG.4. LANDNINGAR
AV TORSK FRÅN
SKAGERRAK OCH
KATTEGATT
1971-1981

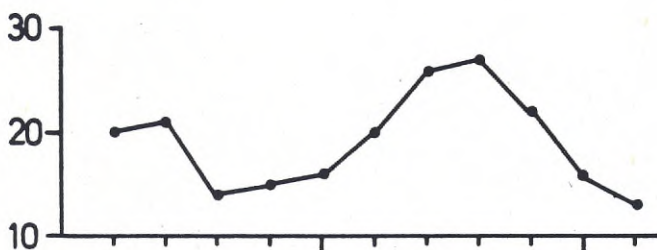


FIG.5. LANDNINGAR
AV RÖDSPOTTA
FRÅN SKAGERRAK
OCH KATTEGATT
1971-1981

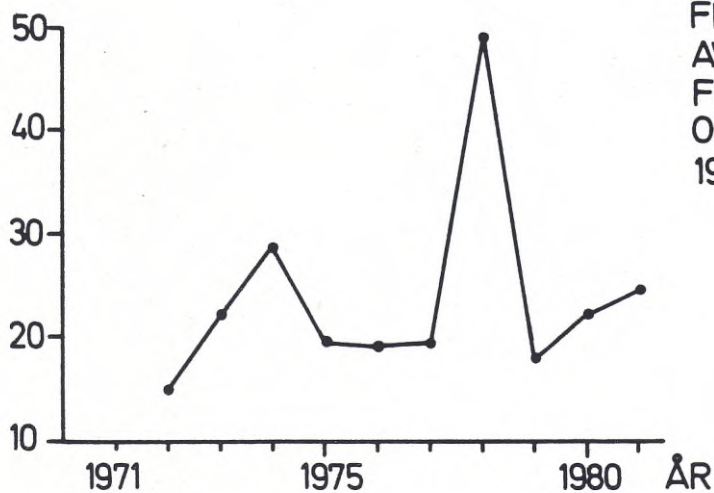


FIG.6. LANDNINGAR
AV VITLING
FRÅN SKAGERRAK
OCH KATTEGATT
1972-1981

SKALDJUR OCH SKALDJURSFISKE

Av

Bernt I Dybern

Shellfish and Shellfish Fishery

By

Bernt I Dybern

Havsfiskelaboratoriet, 453 00 Lysekil, Sweden

SAMMANFATTNING

De skaldjur som har kommersiell betydelse är räkor, havskräftor, hummer, krabbor, blåmusslor och ostron. Frånsett blåmusslorna betingar de ett högt marknadspris och spelar därför en stor roll i fiskeekonomin. Ca en fjärdedel av västkustfiskets officiella inkomster kommer från skaldjursfisket. Därtill finns beträffande hummer, krabba, blåmusslor och ostron ett svårkontrollerat husbehovs- och fritidsfiske.

Flera av skaldjursarterna fiskas ungefär så mycket som bestånden tål. Alla arterna är känsliga för överfiskning, miljöförstöring och tar lätt upp toxiska substanser. Det är därför viktigt att skaldjursfisket och skaldjursbestånden övervakas, dels för att förhindra fler sådana kris-situationer som senast drabbat hummerfisket och som drabbade räkfisket på 1960-talet, dels för att skydda bestånden från inflytandet av negativa miljöfaktorer.

SUMMARY

Shrimps, Norway lobsters, lobsters, crabs, blue mussels and oysters are the commercially important shellfish species in the Swedish fishery. One fourth of the income of the west-coast fishery derives from the shellfish fishery. In addition, there is a household and leisure fishery for lobsters, crabs, mussels and oysters which is difficult to control.

Some of the shellfish species are fished about so much as the stocks permit. All species are sensitive to overfishing, environmental deterioration and accumulate easily toxic substances. It is therefore important that the shellfish stocks and the fishery are watched in order to prevent more negative incidents like the ones which have struck the lobster fishery successively and the shrimp fishery during the 1960'es, and to protect the stocks from the influence of negative environmental factors.

SKALDJUREN OCH DET SVENSKA FISKET

Skaldjuren (kräftdjur och musslor) är viktiga i svensk hushållning, kanske inte så mycket som födoämnen (även om de innehåller förstklassigt protein) som för deras betydelse som delikatesser.

Det totala värdet av det svenska havsfisket var 1981 i första ledet (fiskarledet) 507 miljoner kronor. Därav kom 51 miljoner kronor eller ca 10% på skaldjuren. Skaldjursfiske bedrivs yrkesmässigt endast i Skagerrak och Kattegatt. Västkustfisket var 1981 värt 230 miljoner kronor. De 51 miljoner kronorna för skaldjursfisket utgör ca 22 % av detta, alltså ca en fjärdedel.

Tabell 1 visar fångst och fångstvärde för de viktigaste fiskslagen i hela det svenska havsfisket, för västkustfisket samt utbytet av skaldjursfisket.

Art Species	Ton	Värde i kr Value kr	Kr/kg
<u>Hela det svenska havsfisket (Total Swedish marine fishery)</u>			
Sill/strömming (Herring)	128 622	227 347 000	1:80
Torsk (Cod)	43 917	117 269 000	2:70
Ål (Eel)	887	21 472 000	24:20
Lax (Salmon)	438	12 755 000	29:10
<u>Totalt inkl skaldjur (Total)</u>	<u>245 806</u>	<u>507 100 000</u>	
<u>Västskustfisket : fisk (West coast: fish)</u>			
Sill (Herring)	49 904	90 611 000	1:80
Torsk (Cod)	7 120	24 476 000	3:45
Ål (Eel)	491	10 124 000	20:60
Skarpsill (Sprat)	2 883	6 547 000	2:30
Makrill (Mackerel)	2 282	5 763 000	2:50
Kolja (Haddock)	1 402	5 647 000	4:--
<u>Totalt (Total)</u>	<u>108 172</u>	<u>230 470 000</u>	
<u>Västskustfisket: skaldjur (West coast: shellfish)</u>			
Räka, totalt (Shrimps, total)	2 093	34 013 000	16:25
kokräka (Boiled shrimps)	988	25 575 000	25:90
råräka (Raw shrimps)	1 105	8 438 000	7:65
Havskräfta (Norway lobster)	620	14 920 000	24:20
Hummer (European lobster)	15	1 105 000	73:65
Krabba (Crab)	85	855 000	10:05
Ostron (Oyster)	25	307 000	12:30
Blåmussla (Blue mussel)	57	77 000	1:35
<u>Totalt (Total)</u>	<u>2 895</u>	<u>51 277 000</u>	

Tabell 1. Fångstmängder och värde i första ledet för de viktigaste fiskarterna samt för samtliga kommersiella skaldjursarter i det svenska havsfisket och västkustfisket. - Efter SCB: Fiske 1982.

Table 1. Quantities and firsthand values of the most important fish species and of all commercial shellfish species in the total and the West coast fishery of Sweden.

Det framgår att räkfisket är det tredje största havsfisket i Sverige och det näst största på västkusten om man ser till värdet. Kokräkor och havskräftor ger inkomster per kg som ligger i samma klass som dem som erhålles för lax och ål.

Räk- och havskräftefiskerna är enbart yrkesfiskerna. För övriga skaldjur gäller att det finns ett betydande husbehovs- och fritidsfiske som inte är redovisat i statistiken.

RÄKA

Den vanliga räkan (nordhavsräkan, *Pandalus borealis*) är en kallvattensart ($3-8^{\circ}\text{C}$) vars huvudutbredningsområde sträcker sig från Spetsbergen och Barents hav till Nordsjön samt till Island, Grönland, Newfoundland, Labrador och Alaska. Utbredningen i våra vatten är så gott som helt begränsad till Skagerrak (fig 1) på ca 100-500 m:s djup, med den tätaste koncentrationen på 300-350 m, där fisket sker med trål.

Det svenska räkfisket började under 1900-talets första år och var ganska litet fram till omkring 1930 (fig 2). På 1930-talet blev båtarna större och mer välutrustade och kunde nå räkförekomster längre bort och djupare ned än förut, och därmed ökade fångsterna. En viss stagnation ägde rum under andra världskriget, men sedan ökade räkfisket starkt under 1950- och början av 1960-talen och nådde sin höjdpunkt 1963. Den starka ökningen berodde på större efterfrågan, bättre båtar samt ibruktagande av den förut inom sillfisket använda Vinge-tråltypen (fig 3) (Höglund & Dybern 1966).

Det sålunda kraftigt ökade fiskeresultatet åtföljdes under mitten av 1960-talet av en lika stor och lika hastig nedgång och på bara ett par, tre år mer än halverades fångsterna (fig 2). Enligt vissa norska forskare (Rasmussen 1967) bidrog kallvattensinflöden i Nordsjön i början av 1960-talet till raset genom att bli negativt påverka fortplantningen hos räkan, men huvudorsaken var överfiskning med den nya trålen (Dybern 1966). Den drastiska försämringen av räkfiskets resultat framtvängde en successiv minskning av antalet räktrålare och -fiskare. Numerären har sedermera stabiliserats till ca 1/3 av antalet under toppåren och räkfisket omfattar nu ca 60 båtar och 180 fiskare (fig 2). Fångsterna varierar något men ligger omkring 2 000 ton per år. Det synes som om fiskeinsatsen är just så stor som beståndet tillåter.

Räkfisket är koncentrerat på räkfångsterna och visar vissa säsongvariationer (fig 4 A). Bifångsterna är underordnade men spelar dock en viss roll. De viktigaste fiskslagen och deras relativa betydelse framgår av tabell 2, sid 4.

Räkorna sällas ombord på fiskebåtarna. De som blir kvar på ett spjälåll med 9 eller 9,5 mm:s avstånd mellan spjälorna kokas ombord och landas som

År Year	Räka Shrimp	Torsk Cod	Rödtunga Witch	Bleka Pollack	Långa Ling	Kolja Haddock	Marulk Angler	Timmar Hours
1970	20.38	1.59	0.50	0.42	0.14	0.10	0.09	2958
1975	21.29	1.92	1.09	0.29	0.28	0.12	0.13	3640
1980	32.70	3.29	0.73	0.44	0.28	0.27	0.03	2515

Tabell 2. Landad konsumtionsfisk och räka i kg/tim för några räktrålare i norra Skagerrak.

Table 2. Landed fish and shrimps expressed as kg/hr for some shrimp-trawlers in northern Skagerrak.

kokräkor för direkt konsumtion. De som går genom de nämnda sållen men blir kvar på ett 7 mm:s såll landas som råräkor och tas om hand av konservindustrin. Gnyna, dvs de räkor som går genom 7 mm-sället återbördas till havet men är då döda. Fig 4 B visar en typisk fördelning av kok- och råräkor samt gryn i fångsten.

Eftersom gnyna är avsevärt mycket mindre än tex kokräkorna kan de vara åtskilligt fler till antalet i en fångst. Fisket innebär sålunda en rovdrift på småräkor som skulle kunna växa upp till kok- eller åtminstone råräkor. Maskstorleken i trålarnas strutar är nu 30 mm (diagonalt mått). Om den ökades med några mm skulle fler gryn undgå att bli fångade. Medelstorleken för fångade räkor skulle bli större och ett ökat antal räkor skulle nå fortplantningsduglig ålder. Beståndet skulle ges en chans att öka. Det finns idag förslag om att utöka det svenska räkfisket med ytterligare några trålare. Dessutom har på senaste tid förelegat ett ökat fisketryck från danska och norska räktrålare på samma bestånd som svenskarna fiskar på. En chans att i det långa loppet klara räkbeståndens storlek är att öka maskstorlekarna i trålarnas lyft.

Nordhavsräkan är protandrisk hermafrodit, dvs den växlar kön under sin livstid. I stort sett är alla råräkor hanar och alla kokräkor honor.

Räkorna är huvudsakligen bottendjur som lever på lerbottnar. Där livnär de sig på nedfallna organiska partiklar. Larverna vistas som plankton i de fria vattenmassorna. Räkorna är sålunda beroende av näringstillgången i pelagialen. En ökad näringstillgång i de öppna vattnen i Skagerrak skulle kunna ha en viss positiv betydelse för bestånden.

Det finns inga uppgifter som tyder på att räkbestånden i Skagerrak skulle vara speciellt påverkade av miljögifter. Det är dock känt att skaldjur i regel lättare ackumulerar vissa toxiska substanser än tex fiskar och det vore skäl i att göra en undersökning av halterna av dessa ämnen.

Utöver den vanliga räkan finns i Skagerrak ytterligare ett antal räkarter. Ingen av dem förekommer emellertid i sådana kvantiteter att ett riktat fiske efter dem skulle löna sig.

HAVSKRÄFTA

Havskräftan förekommer från Island och mellersta Norge via Nordsjön och de Brittiska öarna till Marocko samt i Medelhavet till Adriatiska havet (Figueiredo & Thomas 1967). Den finns inte på den amerikanska sidan av Atlanten. Det svenska utbredningsområdet framgår av fig 1. Den optimala temperaturen ligger omkring 8-13°C och den lägsta salthalten omkring 32 o/oo. Bottenbeskaffenheten bör vara relativt fast, helst sandblandad lera, vari havskräftan kan gräva gångar (Dybern & Høisaeter 1965, Rice & Chapman 1971) (fig 5 A,B). Särskilt de smärre havskräftorna synes leva nästan konstant i dessa gångar, men de kommer ofta fram i gryningen och skymningen, vid vilka tider fångsterna kan öka kraftigt (fig 6 A).

Fisket är ett trålfiske och bedrivs nedanför ett djup av 50-60 m i Skagerrak och 35-40 m i Kattegatt. I skärgårdsområdet erhålles ibland havskräftor i tinor och garn satta på djup av omkring 25-35 m på lämpliga bottnar.

Havskräftor har landats av yrkesfiskare sedan seklets början. På 1930-talet ökade intresset för dessa djur och efter andra världskriget, då priserna började stiga, har det funnits ett delvis riktat havskräftefiske. Efter en viss nedgång under 1970-talet är fiskeresultatet nu på väg upp igen. Det har dock alltid varit stora variationer i detta fiske (fig 7). Av fångsterna tas f n ca 60 % i Skagerrak och 40 % i Kattegatt. Ca 120 båtar ligger helt eller delvis på detta fiske.

För havskräfta råder ett minimimått på 13 cm:s totallängd. Ca 8-20 % av vikten av fångsterna kastas därför tillbaka i havet som undermåliga havskräftor (Dybern 1977). Överlevnadsprocenten bland dessa varierar med årstiden och behandlingen på däck. Brittiska undersökningar har visat att upp till hälften av dem under vissa omständigheter dör (Edwards & Bennet 1980).

Havskräftefisket är egentligen ett blandat fiske och de s k bifångsterna av fisk överstiger viktmässigt havskräftorna om man ser till hela årsresultatet (tabell 3). Under perioden augusti-september fångas emeller-

År Year	Havskräfta Norway lobster Fullmål. Undermål. Fullsized Undersized	Torsk Cod	Vitling Whiting	Kummel Hake	Bleka Pollack	Rödspotta Plaice	
1974	5.87	1.21	11.43	1.39	1.89	8.14	1.03
1975	5.20	1.21	14.38	2.07	3.56	6.34	1.68

Tabell 3. Årsmedeltal i kg/tim för ca ett dussin båtar som fiskade på området Leran (Skagerrak) med 60 mm maskstorlek i lyftet (Dybern 1977).

Table 3. Yearly averages in kg/hr for about a dozen fishingboats fishing at Leran (Skagerrak) with 60 mm meshsizes in the codend.

tid så mycket havskräftor i Kattegatt att fiskfångsten blir mindre (tabell 4). - Havskräftorna ger dock oftast de större inkomsterna.

År Year	Havskräfta Norway lobster Fullmål. Undermål. Fullsized Undersized		Torsk Cod	Vitling Whiting	Kummel Hake	Bleka Pollack	Rödspotta Plaice
1974	14.34	1.63	7.38	0.60	0.01	0.47	2.65
1975	15.07	2.57	4.84	0.46	0.01	0.07	2.03

Tabell 4. Medeltal augusti-september i kg/tim för 14 resp 19 båtar som fiskat i området Vinga-Morup (Kattegatt) med 60 mm maskstorlek i lyftet (Dybern 1977).

Table 4. Average catches in kg/hr for August-September for 14 resp 19 fishingboats fishing in the area Vinga-Morup (Kattegatt) with 60 mm meshizes in the codend.

Enligt internationella regler skall havskräftefisket bedrivas med trålar vars maskstorlek i lyftet är minst 70 mm. Utefter svenska västkusten ligger en serie innanför den ordinarie trålgränsen inflyttade trålområden, där i stort sett alla havskräftefiskare deltar i ett stort experiment med en minsta maskstorlek av 60 mm. Hittills synes denna maskstorlek inte menligt ha inverkat på bestånden (Dybern 1977 samt senare preliminär information), men situationen måste noga följas eftersom marginalerna vad beträffar beståndens storlek i förhållande till fiskets intensitet kan vara mycket små. Eftersom havsbestånden mångenstädes står i direkt kontakt med bestånden inomskärs i vissa delar av skärgården får de senare inte befiskas i någon större skala förrän man vet hur detta påverkar de bestånd som trålas.

Som nämnts lever havskräftan i gångar eller gångsystem i botten. Om bottenvattnet blir dåligt av någon anledning, antingen dör de i sina gångar eller tvingas de upp på bottenytan och kan där lätt fiskas med trål. Syrebrist i bottenvattnet kan också eliminera de födoorganismer varav havskräftan lever, tex borstmaskar, små musslor och kräftdjur, ormstjärnor och sjöborrar (Chapman 1980). Beståndet kan sålunda decimeras. Danska iakttagelser i södra Kattegatt (Bagge & Munch-Petersen 1979) visar att något liknande kan ha hänt under de senaste årens temporära syrebristsituationer förorsakade av den (troligen) ökande eutrofieringen.

En sak som återstår att utreda är huruvida havskräftebestånden har påverkats av miljögifter.

HUMMER

Den europeiska hummern (Homarus gammarus) finns från mellersta Norge till den grekiska arkipelägen i Medelhavet. På den amerikanska atlantsidan finns den snarlika amerikanska hummern (Homarus americanus). Vid den svenska kus-

ten förekommer hummer från norska gränsen till mellersta Öresund. Den är talrikare i Bohusläns och Onsalahalvöns skärgårdar än vid den mer öppna kusten längre söderut. Fisket är följaktligen också störst norrut.

Hummern behöver en salthalt över 20 o/oo och uthärdar temperaturer mellan 0 och 20°C, men trivs bäst i ca 15-18°. Den lever därför ofta nära språngskiktet på 10-15 m:s djup där både temperatur och salthalt är så höga som möjligt på samma gång (Dybern 1973). Botten bör helst vara av sand med stora stenar, men hummern lever också på bergig botten. Där möjlighet finns gräver den hålor eller tunnlar under stenar (fig 5 C). I dessa kan den stanna i flera veckor, kanske ännu längre. Den är mest aktiv om natten (Höglund 1964, Hallbäck & Warén 1972).

På det hela taget är hummern mycket stationär. Om den överhuvudtaget gör några förflyttningar att tala om är dessa sällan mer än 2-5 km fågelvägen (Dybern 1967), rekordet ligger på ca 10 km (opubl). Födan utgöres av musslor, maskar, sjöborrar, alger samt även av as.

Hummern har vid svenska västkusten fiskats i hundratals år. Det traditionella redskapet är tinor (tenor), men på senare tid har även andra redskap, framför allt garn, använts. Hummerfisket är säsongbetonat och äger rum på försommaren och - efter en fredningstid - på hösten. De yrkesfiskare som fiskar hummer fiskar därför också andra arter under andra tider. En viktig grupp hummerfiskare är pensionerade yrkesfiskare vilka håller sig i form med hummerfiske och förberedelserna därtill. Hummerfisket fyller sålunda också i rätt hög grad en social funktion.

Fig 8 visar utvecklingen av hummerfisket från 1910-talet till nu. Från 1950-talet har det vidkänts en oavbruten tillbakagång och de statistikförda fångsterna ligger nu på ca 10 % av dem i början av 1950-talet. Till skillnad från räkfisket och havskräftefisket förekommer inom hummerfisket även andra kategorier fiskare än yrkesfiskare. Både husbehovsfiskare och fritidsfiskare fiskar hummer och särskilt fritidsfisket har ökat sedan 1950-talet. Hur mycket hummer som landas av husbehovsfiskarna och fritidsfiskarna och som därigenom i regel passerar förbi statistiken är dels okänt, dels förmodligen olika vid olika delar av kusten. En kvalificerad gissning är att yrkesfiskets statistikförda fångster utgör ungefär en tredjedel av de totala fångsterna av hummer. Totalkurvan i fig 8 borde - om detta är riktigt - därför ligga vid ett nuläge på ca 50 ton per år.

Även 50 ton per år är en låg siffra jämfört med resultaten omkring 1950 (ca 200 ton per år). En reell minskning av fiskeresultatet har sålunda skett och orsaken härtill är en minskning av hummerbeståndet. Antalet yrkesfiskare inom hummerfisket som 1950 var ca 1800 har krympt till mindre än 400. Genom den samtidigt kraftiga ökningen av hummerpriset har dock värdet av det yrkesmässiga hummerfisket hållit sig väl uppe.

En liknande utveckling av hummerfisket har skett i Danmark och Norge. I dessa länder torde dock antalet husbehovs- och fritidsfiskare relativt sett vara mindre än i Sverige, varför bestånden där synes ha fått vidkännas en en ännu större minskning än här.

Orsakerna till nedgången i hummerbestånden är delvis okända. Förändringar i miljön spelar säkert en roll på vissa ställen, tex i Göteborgs skärgård

(Dybern 1970). Andra orsaker som man har gissat på är överfiskning, klimatändringar, sjukdomar, konkurrens med andra arter m m. Det är möjligt att flera faktorer samverkat. Åtgärder för att försöka öka hummerbeståndet är under övervägande. Bland de förslag som diskuteras är ökning av minimimåttet (nu 22 cm totallängd), förlängning av fredningstider, fridlysning av romhonor, begränsning av antalet fiskeredskap etc.

KRABBA

Den stora krabban eller krabbtaskan (Cancer pagurus) finns från mellersta Norge till Medelhavet; dess utbredning sammanfaller i stort sett med hummerns. På den amerikanska sidan av norra Atlanten ersätts den av ett par andra Cancer-arter. Den svenska utbredningen sträcker sig liksom hummerns från norska gränsen till mellersta Öresund. Utefter mellersta och södra Halland och söder därom är den glesare än hummern, däremot är den talrikare på bankarna i Kattegatt.

Salthalts- och temperaturpreferenserna liknar hummerns, men det allmänna intrycket är att krabban är något mer tålig under extrema förhållanden. Krabban gräver gärna hålor under stenar men knappast tunnlar som hummern. Bottenbeskaffenheten behöver inte nödvändigtvis vara stenig eller bergig, krabban är därför vanlig även på lerbotten och på djup ned till 35 à 40 m. Den är inte heller så stationär som hummern; vandringar på över 100 km är vanliga (Hallbäck, pers medd). Den kan vara aktiv även på dagen.

Krabbfisket bedrivs med tinor eller garn. Tinorna är av samma typ som används vid hummerfisket, ibland med vissa modifikationer. Fig 9 visar krabbfiskets utveckling enligt fiskeristatistiken. I stort sett landas omkring dubbelt så många krabbor från Kattegatt som från Skagerrak. Det är framför allt bankfisket i Kattegatt som ger denna skillnad. Krabbor har emellertid i långa tider varit föremål för husbehovsfiske och under de senaste decennierna även för ett fritidsfiske. Husbehovsfisket och fritidsfisket tar troligen tillsammans 2-3 gånger så mycket som yrkesfisket (Hallbäck, pers medd).

Kurvan i fig 9 visar en stark nedgång i krabbfångsterna omkring 1970. Just vid denna tid ökade krabbans popularitet och försäljningen utanför statistiken markant.

Av vad som framgått ovan har det inte skett någon generell minskning av krabbfisket och beståndet har inte heller visat tecken på att minska. Det alltmer ökande priset gör dock att man kan förvänta sig att fisket kommer att öka. Samtidigt ökar eutrofieringstendenserna och föroreningarna. Hallbäck (manuskript) har i samarbete med maringeologiska institutionen vid Göteborgs universitet påvisat förhöjda halter av vissa metaller i krabbor från olika delar av Skagerrak och Kattegatt. Krabbbeståndet måste därför hållas under uppsikt så att inte samma drastiska nedgång som för hummern inträffar.

OSTRON OCH BLÅMUSSLOR

Blåmusslor (Mytilus edulis) finns på grunt vatten i så gott som alla europeiska kustvatten och i övrigt över stora delar av jordklotet. I de svenska vattnen finns de från västkusten runt Skåne och upp emot Bottniska viken. Ostron (Ostrea edulis) finns också i de flesta europeiska kustvattnen men kräver mycket högre salthalt och högre temperatur än blåmusslorna. I Sverige finns arten därför endast i Bohuslän, särskilt i den norra delen. Ostronbestånden visar stora variationer p g av temperaturkänsligheten (Höglund 1964).

Både blåmusslor och ostron har använts av människan sedan urminnes tider, vilket visas av deras förekomst i rester efter boplatser ända från stenåldern. Ett visst yrkesfiske har under olika tider funnits och under de senaste decennierna har också ett visst fritidsfiske uppstått, annars har fisket efter musslor och ostron snarast varit ett husbehovsfiske. Det yrkesbetonade blåmusselfisket har i stort sett gått ut på att förse konservindustrin med råmaterial, medan ostron har sålts till restauranger. Ostron har odlats sedan länge, blåmusselodlingar är däremot en modern företeelse i Sverige.

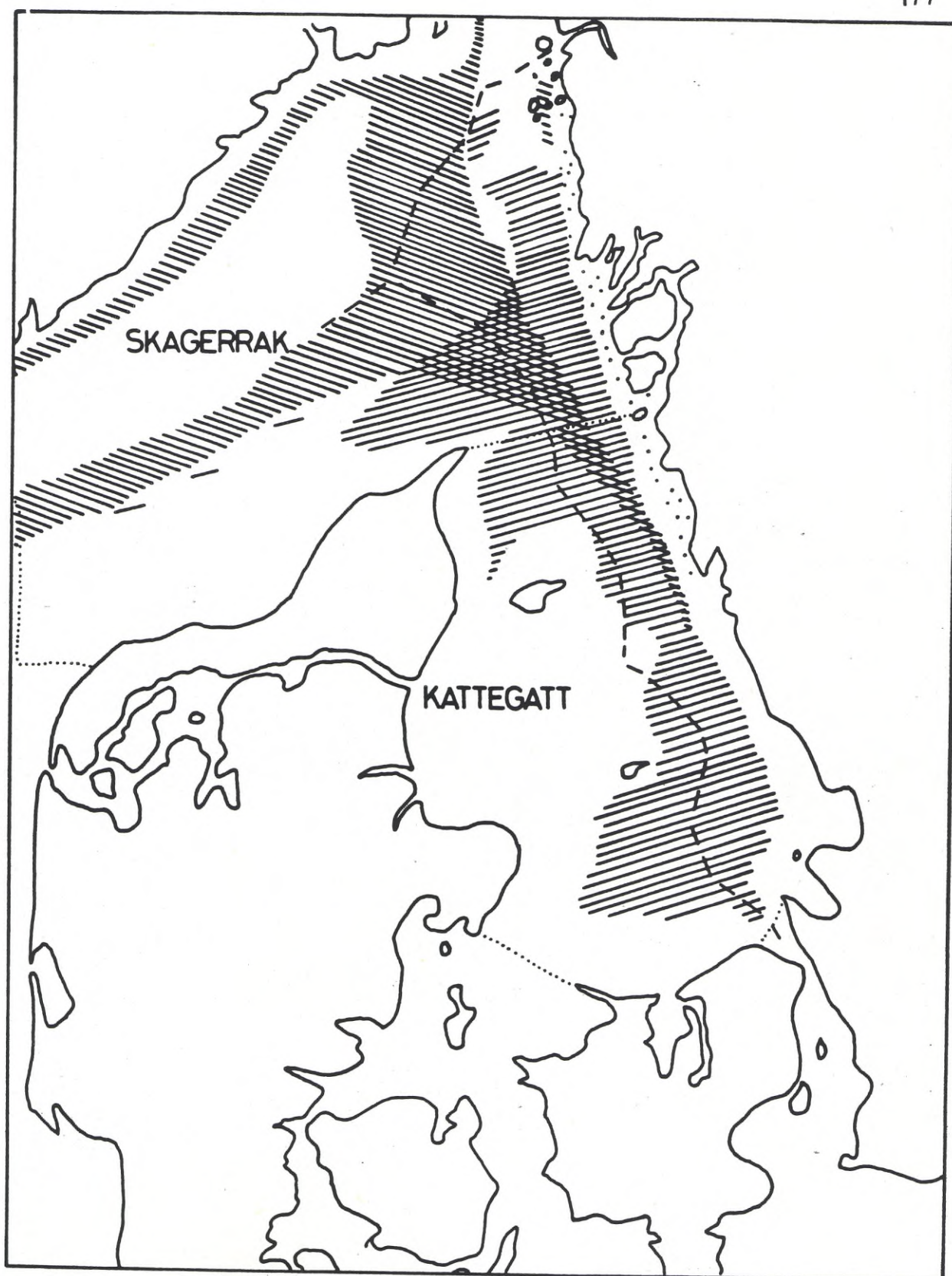
Det yrkesbetonade fiskets landningar av blåmusslor och ostron under 1981 framgår av tabell 1. Husbehovs- och fritidsfiskets fångster kan endast gissningsvis uppskattas till ungefär lika mycket.

Liksom kräftdjuren är också de molluskartade skaldjuren känsliga för föroreningar. En undersökning i slutet av 1960-talet (ICES 1974, Dybern & Jensen 1978) visade att förhöjda halter av DDT, PCB och tungmetaller förekom i blåmusslor i vissa inomskärsområden. Halterna var dock aldrig så höga att det blev tal om restriktioner i fisket.

REFERENSER

- Bagge, O. and Munch-Petersen, S., 1979. Some possible factors governing the catchability of Norway lobster in the Kattegatt. - Rapp. P.-V. Réun. Cons int. Explor. Mer 175, 143-146.
- Chapman, C.J., 1980. Ecology of juvenile and adult Nephrops. - The biology and management of lobsters II. Academic Press, New York.
- Dybern, B.I., 1966. On the relative effectiveness of different sizes of the Vinge-trawl used in Swedish fishery for the deep sea prawn, Pandalus borealis. - ICES C.M. 1966/M:13
- Dybern, B.I., 1967. Hummermärkningsförsök i Mollösund. - Sv. Västkustfiskaren 4/1967.
- Dybern, B.I., 1970. Fiskeribiologiska undersökningar i Göteborgs skärgård. II. Juni 1969-Juni 1970. - Rapport till Västerbygdens Vattenomstol. 30 pp.
- Dybern, B.I., 1973. Lobster burrows in Sweish waters. - Helgol. wiss Meeresunters. 24, 404-414.

- Dybern, B.I., 1977. Försöksfisket efter havskräfta på fiskeområdena Leran, Sörgrundet och Vinga-Klåbak-Morups Tånge 1968-1976. - Medd. Havsfiskelab., Lysekil, 223. 18 pp.
- Dybern, B.I., and Høisaeter, T., 1965. The burrows of Nephrops norvegicus (L.). - Sarsia 21, 49-55.
- Dybern, B.I. and Jensen, S., 1978. DDT and PCB in fish and mussels in the Kattegat-Skagerrak area. - Medd. Havsfiskelab., Lysekil, 232. 17 pp.
- Edwards, E. and Bennet, D.B., 1980. Survival of discarded Nephrops. - ICES C.M. 1980 K:10.
- Figueiredo, M.J. and Thomas, H., On the biology of the Norway lobster, Nephrops norvegicus (L.). - J. Cons. int. Explor, Mer. 31, 89-101.
- Hallbäck, H. and Warén, A., 1972. Food ecology of the lobster, Homarus vulgaris, in Swedish waters. Some preliminary results. - ICES C.M. 1972/K: 29.
- Höglund, H., 1964. De matnyttiga kräftdjuren. Blåmusslor och ostron. - K.A. Andersson: Fiskar och fiske i Norden I, 226-249.
- Höglund, H. and Dybern, B.I., 1965. Diurnal and seasonal variations in the catch-composition of Nephrops norvegicus (L.), at the Swedish west coast. - ICES C.M. 1965 (Shellfish Committee) No 146. 6 pp.
- Höglund, H. and Dybern, B.I., 1966. Decreasing catches in the Swedish fishery for Pandalus borealis. - Medd. Havsfiskelab., Lysekil, 13. 4 pp.
- ICES, 1974. Report of the Working Group for the international study of the pollution of the North Sea and its effects on living resources and their exploitation. - ICES Cooperative Research Reports 39. 191 pp.
- Rasmussen, B., 1967. Temperaturforhold og rekefiske i Skagerrak 1962-1964. - Fiskets Gang 27, 842-847.
- Rice, A.L. and Chapman, C.J., 1971. Observations on the burrows and burrowing behaviour of two mud-dwelling decapod crustaceans, Nephrops norvegicus and Goneplax rhomboides. - Marine biology 10, 330-342.



--- Gräns för fiskezon (Fishing zone border)

/// Havskräfta (Norway lobster)

/// Räka (Shrimps)

Fig 1. Skagerrak och Kattegatt, med fiskeområden för räka och havskräfta. Skagerrak and Kattegatt, with fishing areas for shrimps and Norway lobster

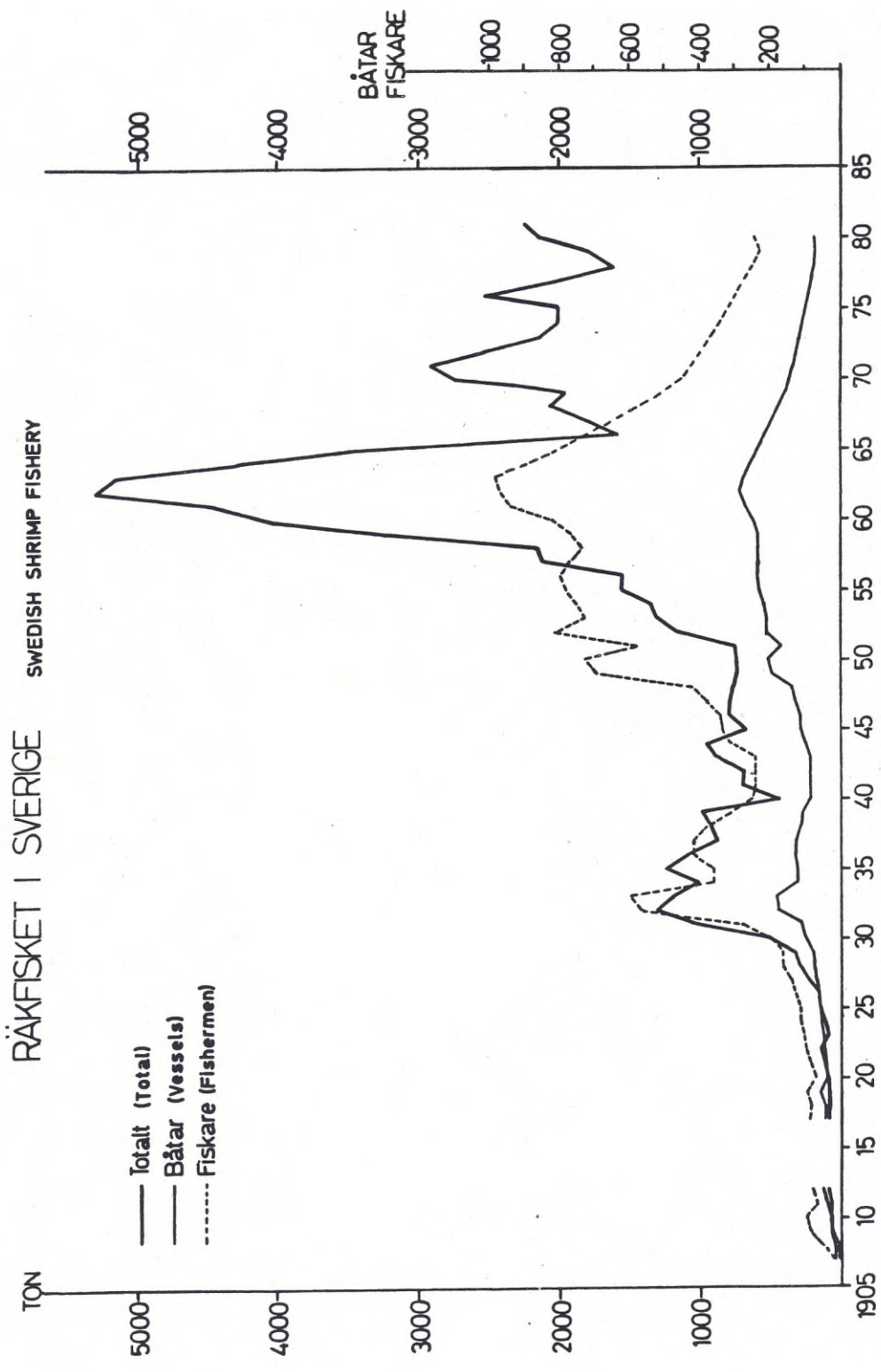


Fig. 2

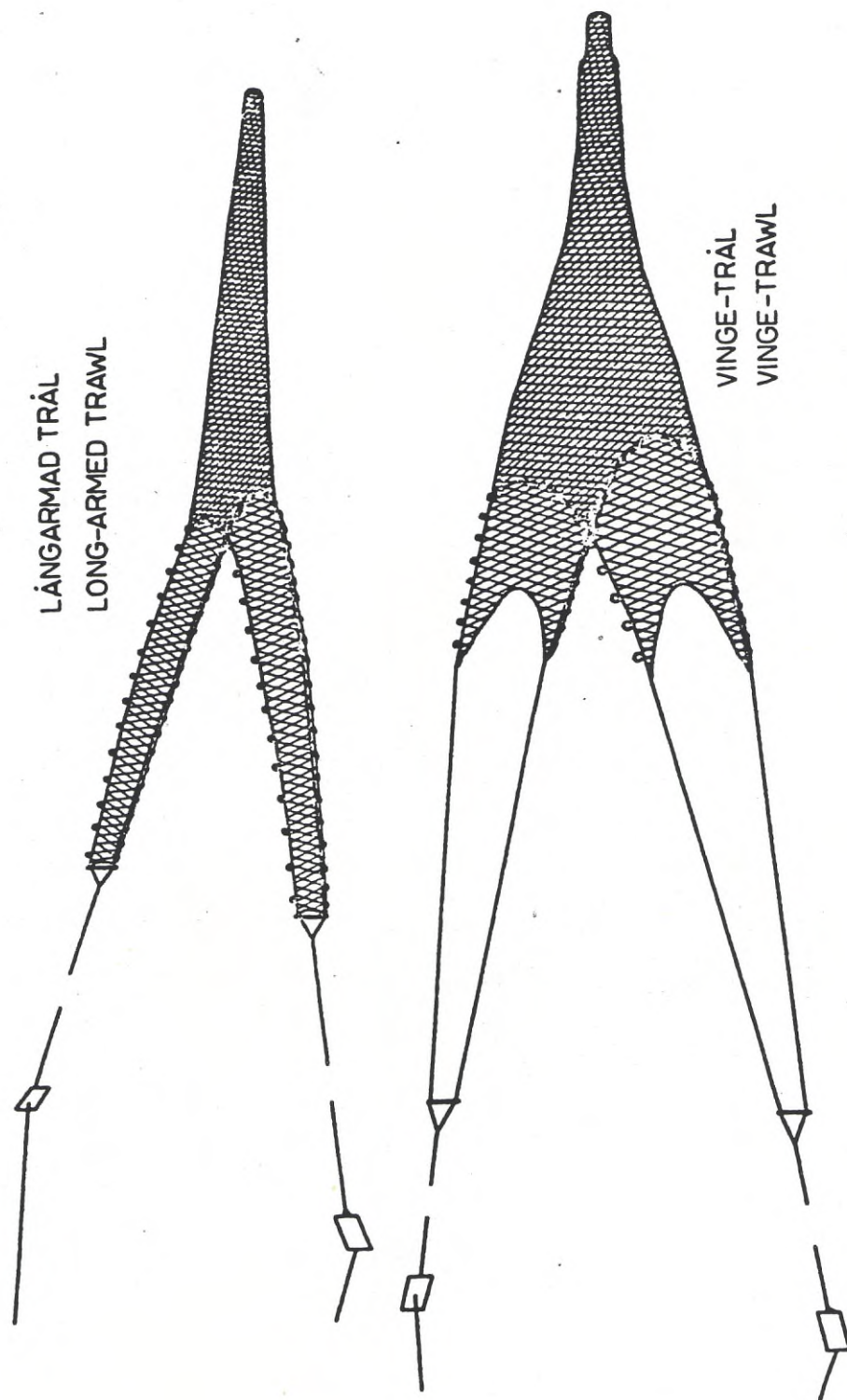


Fig. 3. Trålar använda i det svenska räkfisket: äldre långarmad trål och modern Vinge-trål. Efter Höglund & Dybern 1966.
Trawls used in the Swedish shrimp fishery: older long-armed trawl and modern Vinge-trawl.

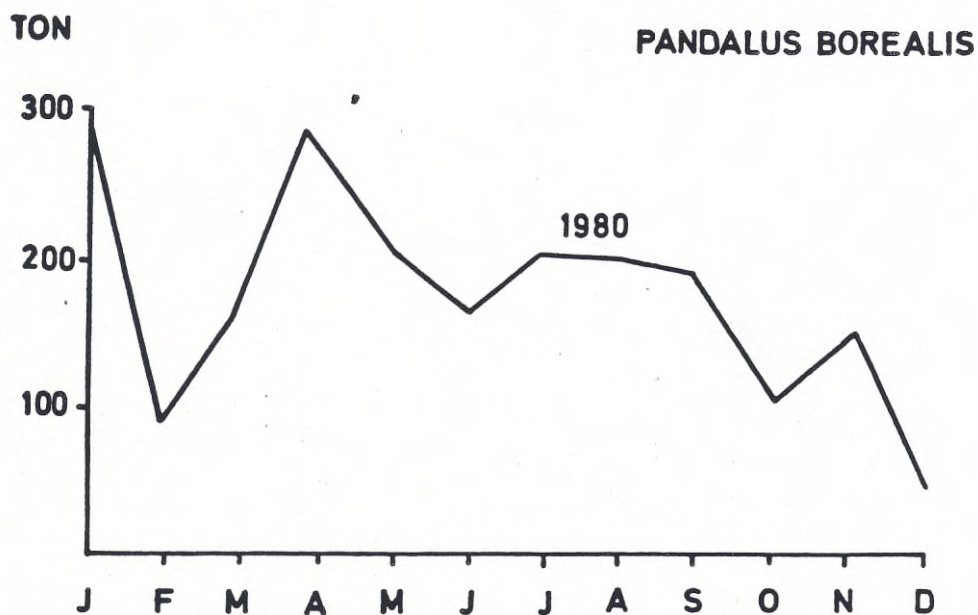


Fig. 4 A. Säsongvariationer i räkfisket 1980.

Seasonal variations in the shrimp fishery in 1980

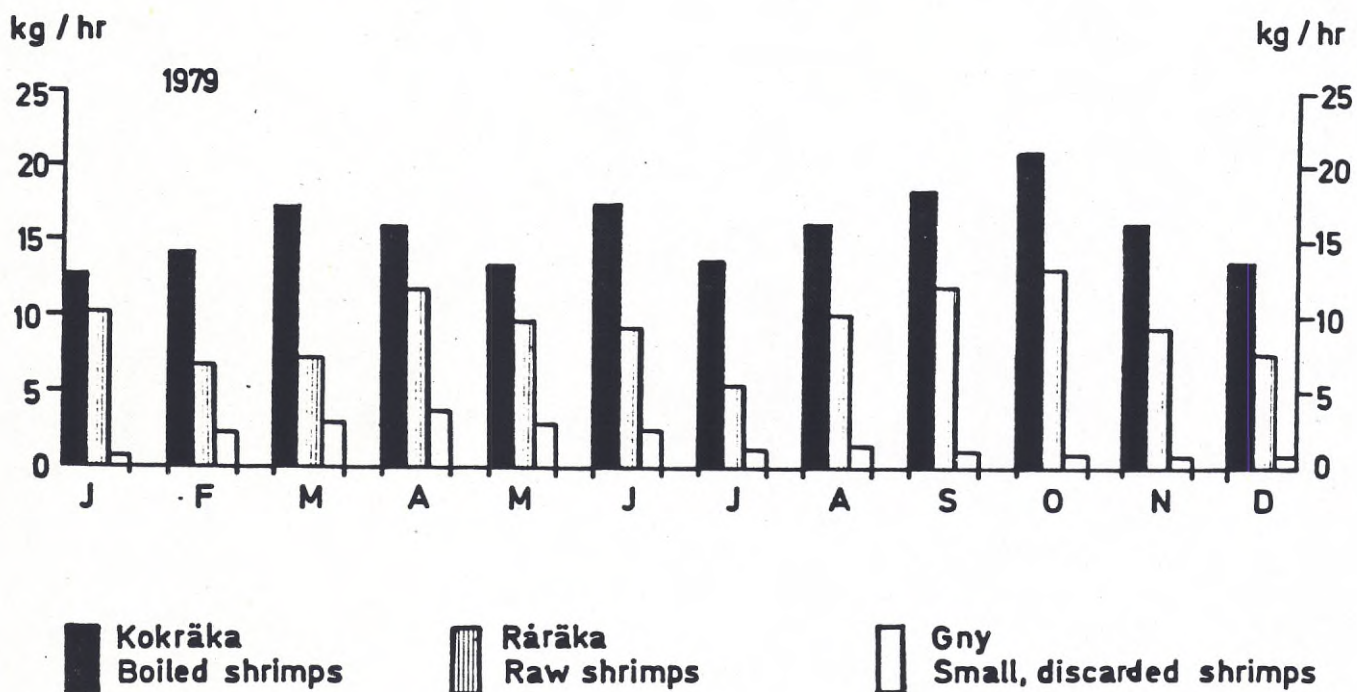


Fig 4 B. Fördelning av kokräka, råräka och gny i fångsten 1979.

Distribution of boiled and raw shrimps and so-called "gny" in the catches 1979.

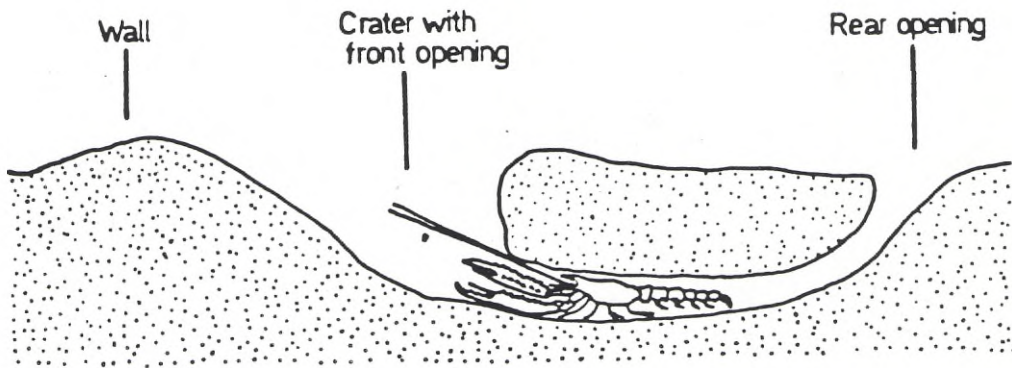


Fig. 5 A.

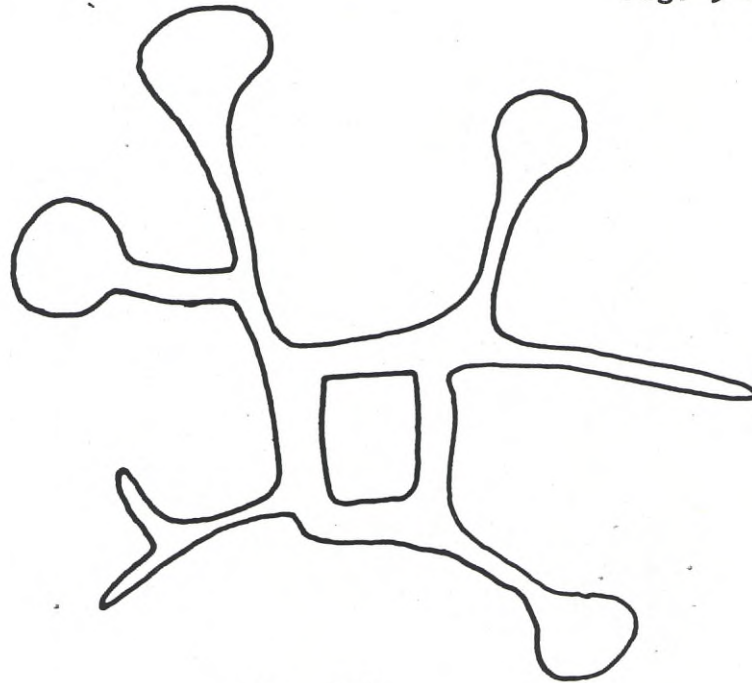


Fig. 5 B.

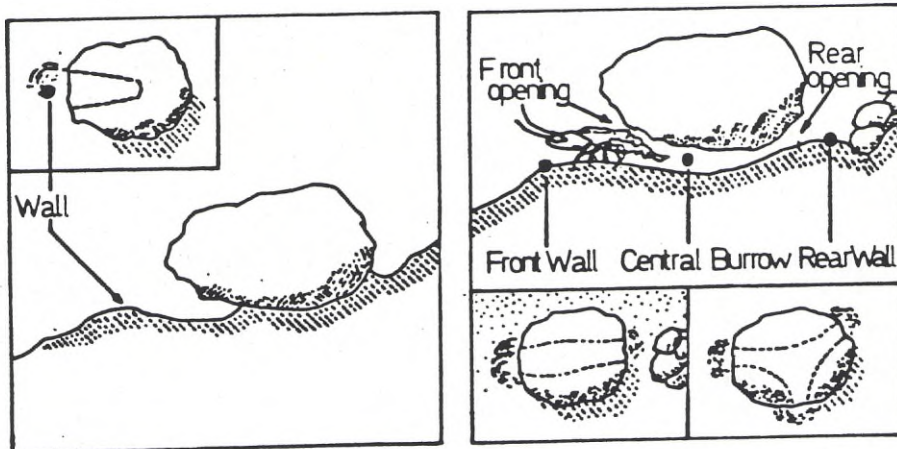


Fig. 5 C.

Fig. 5 A. Havskräftegång i längdsnitt. Efter Dybern & Høisaeter 1965. - Burrow of the Norway lobster.

Fig. 5 B. Havskräfta: gångsystem. Efter Rice & Chapman 1971. Norway lobster: Burrow system.

Fig. 5 C. Hummer: Håla respektive tunnlar. Efter Dybern 1973. - Lobster: Burrow and tunnels.

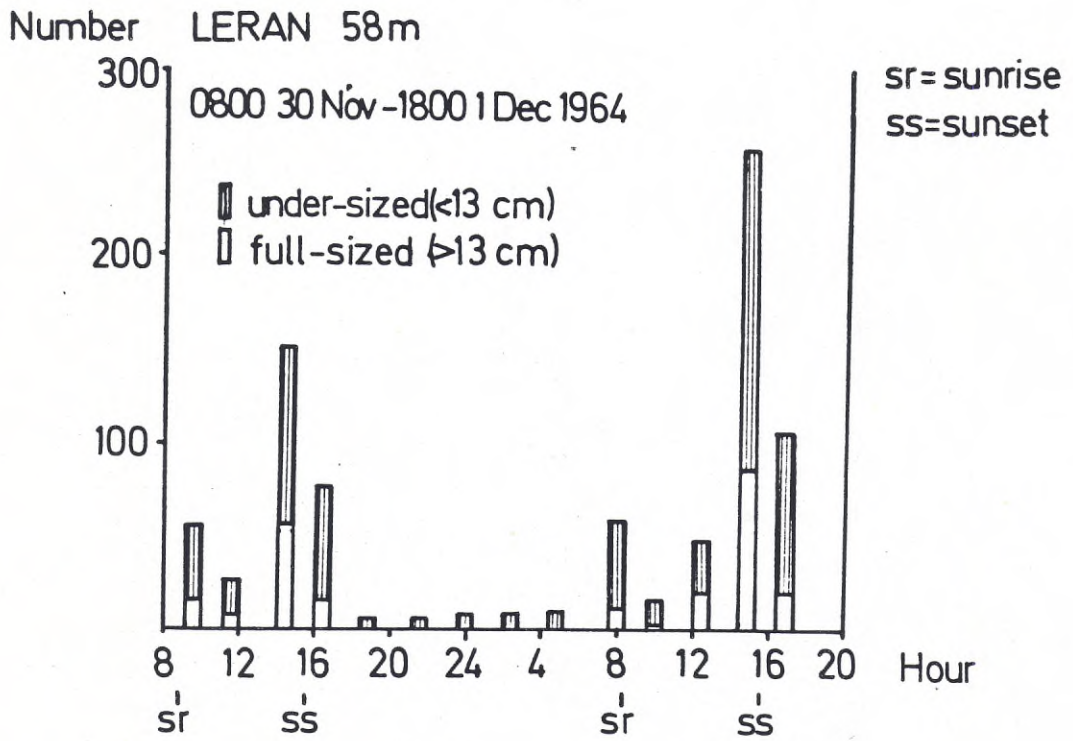


Fig. 6 A. Dygnsvariationer i fångster av havskräfta. Efter Höglund & Dybern 1965. Diurnal variation of the catches of the Norway lobster.

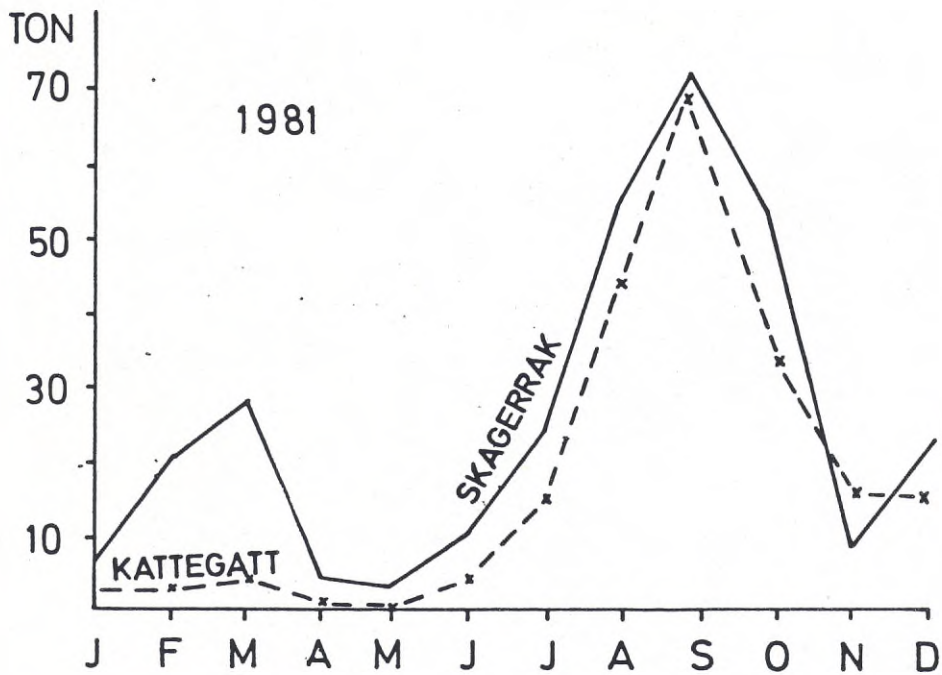


Fig 6 B, Säsongvariation i havskräftefisket 1981. Seasonal variation in the fishery for Norway lobsters during 1981.

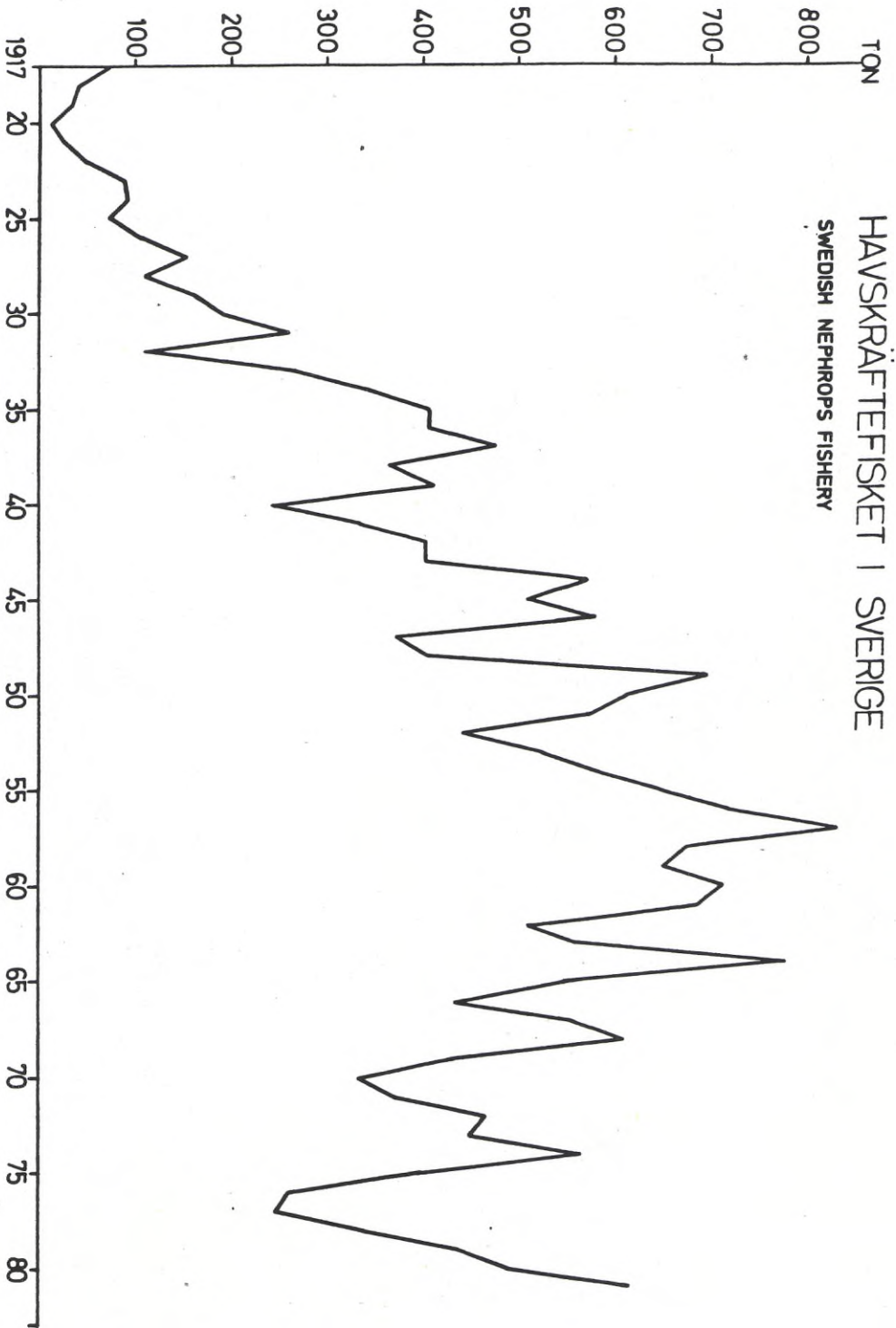


Fig. 7

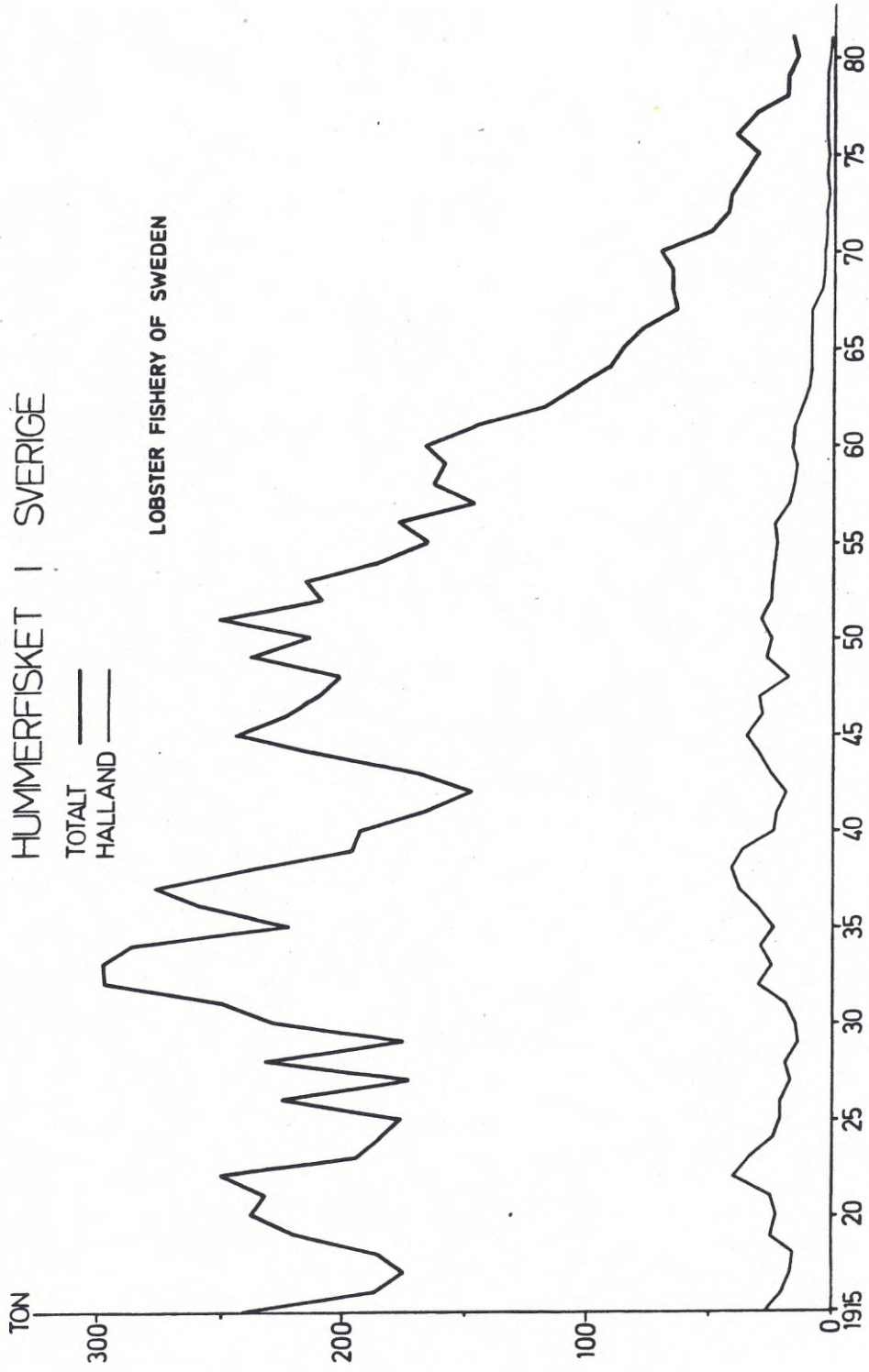


Fig. 8

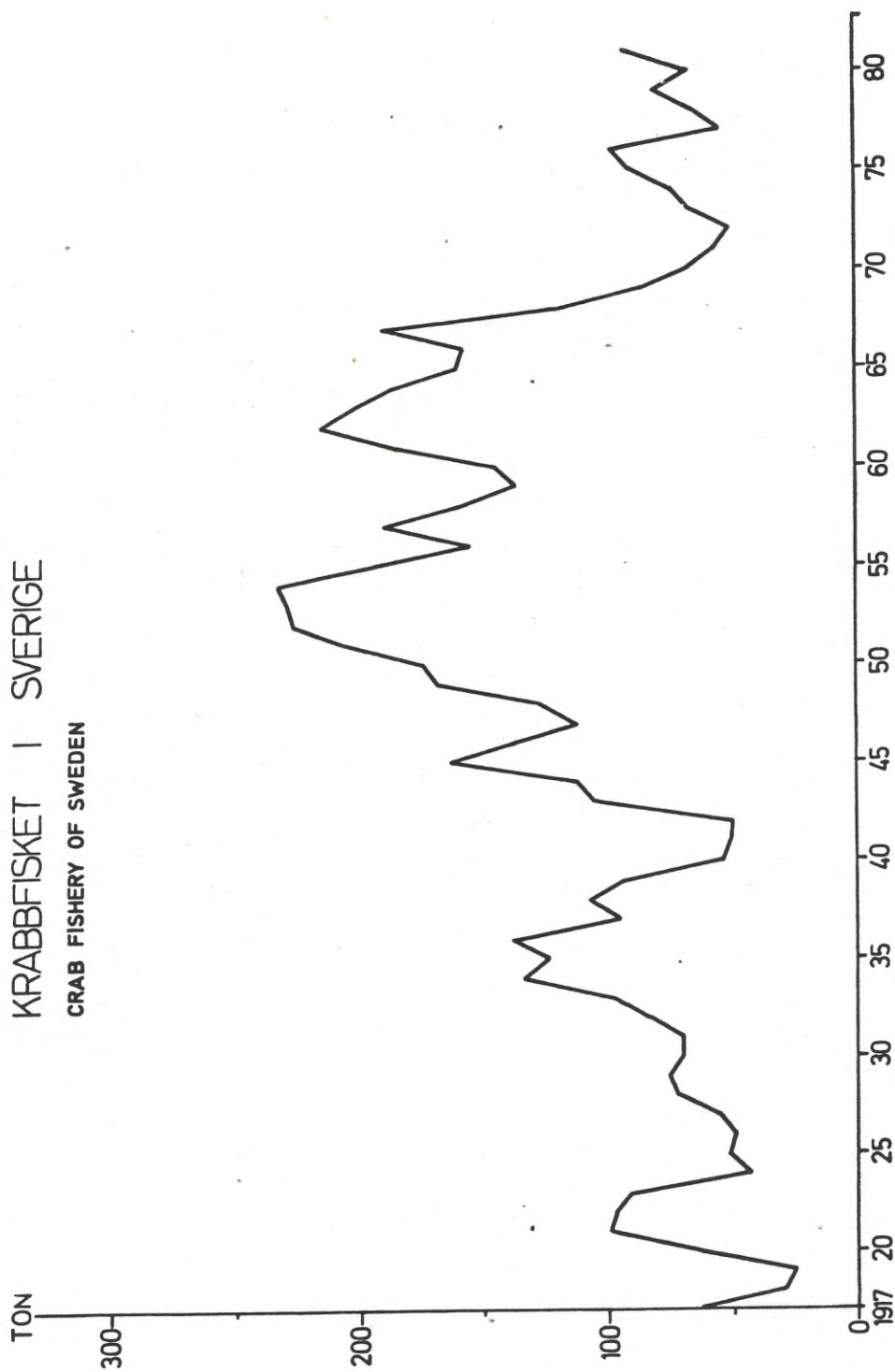


Fig. 9

FISKSJUKDOMAR OCH PARASITER

av

Jan Thulin
 Statens Naturvårdsverk
 Sektionen för kustvatten
 Box 584
 740 71 Öregrund

Sammanfattning

Under 1982 startades i samarbete mellan fiskeristyrelsen och naturvårdsverket ett projekt vars målsättning är att utföra en registrering och kartläggning av de sjukdomar och parasiter som förekommer hos ekonomiskt viktiga fiskarter i svenska havsområden. Detta ger en viktig bakgrund i tid och rum för att kunna belysa eventuella samband mellan vattenförorening och avvikelser i en fiskarts sjukdoms- och parasitstatus. Från väst- och sydkusten har hittills 3400 fiskar (torsk, plattfisk, sill, ål) undersökts och sjukdomar och parasiter har registrerats enligt internationella normer. De påträffade fisksjukdomarna är tidigare kända från danska undersökningar medan några av de registrerade parasiterna inte tidigare rapporterats från Skandinavien. Projektet beräknas pågå under minst fyra år.

INLEDNING

Hos alla fiskarter finns det en etablerad sjukdoms- och parasitfauna som vad gäller förekomst och intensitet uppvisar tydliga årstidsvariationer. Då parasiters livscyklar ofta är komplicerade kan en fiskarts parasitfauna variera starkt mellan olika lokaler. Förekomst och infektionsintensitet av en parasit regleras av de ekologiska faktorer som möjliggör en överföring från värddjur till värddjur. De eventuella förändringar som sker i ett ekosystem som påverkas av t ex en förorening, påverkar naturligtvis även fiskparasiter och deras livscyklar, och en normalt harmlös parasit kan i ett stört system bli patogen och skada sitt värddjur. Sådana skador, liksom de som har mekaniska orsaker, kan då förvärras av sekundärinfektion av andra organismer som t ex virus och bakterier.

Under senare år har sambandet mellan just förorening i havet och parasiter/sjukdomar rönt ett stort intresse internationellt. Man har i många länder, av såväl miljö- som fiskerimässiga hänsyn, avsatt stora

resurser för att förbättra sina kunskaper om förekomsten och utbredningen av sjukdomar och parasiter i marina fiskbestånd. Trots att man inte kunnat påvisa ett entydigt samband mellan en förhöjd frekvens av fisksjukdomar/parasiter och vattenförorening är indicierna för ett sådant både många och starka.

Det har under många år sporadiskt inrapporterats olika sjukdomsutbrott hos fisk längs Sveriges kuster men vår kunskap om förekomst, intensitet och patologiska effekter av marina fiskars sjukdomar och parasiter är idag mycket fragmentarisk. I en tid då just föroreningseffekter i havet diskuteras mycket livligt är detta naturligtvis ett högst otillfredsställande konstaterande.

SVENSKT PROJEKT

Under 1982 startades emellertid i fiskeristyrelsens regi och i samarbete med naturvårdsverket ett projekt med titeln "Undersökningar rörande förekomst av fisksjukdomar och fiskparasiter i svenska havsområden, speciellt i samband med föroreningar". Målsättningen för detta projekt är att utföra en registrering och kartläggning av de sjukdomar och parasiter som förekommer hos ekonomiskt viktiga fiskarter i svenska havsområden. Detta kommer att ge oss en viktig bakgrund i tid och rum för att i mer lokalt förorenade kustområden kunna utföra intensifierade undersökningar i syfte att där kunna belysa ett eventuellt samband mellan dessa områden och avvikelser i en fiskarts parasit- och sjukdomsstatus.

Under detta första år av projektet har sjukdoms- och parasitundersökningar utförts på fisk som främst trålats men även nät- och ryssjefångats i kustnära områden längs syd- och västkusten. En sk yttre okulär besiktning av en fisk, varvid man mäter fiskens längd och registrerar de för ögat synliga sjukdomarna och parasiterna, utföres av en van undersökare på mellan 1 och 10 minuter. En totalundersökning av en fisk inkluderar även inre mikroskopisk undersökning och tar mellan 30 minuter och flera timmar. Sjukdomar och parasiter dokumenteras medelst fotografering, fixering eller nedfrysning. Fiskens kropp har indelats i ett tiotal zoner som bokstavs- och sifferbetecknats vilket möjliggör snabb lägesbeskrivning av sjukdoms- respektive parasithabitat. Olika utvecklingsstadier av kroppssår av typ ulcus-syndromet har klassificerats i en skala från 1-5. Intensitet av encelliga parasiter på gälarna och av sugmasklarver i huden klassificeras i en skala från 0-5 medan övriga parasiter registreras till art och antal.

NÅGRA RESULTAT

Under de hittills sammanlagt 7 expeditionsveckorna på fiskeristyrelsens U/F Thetis har 3400 fiskar undersökts varav drygt hälften var torsk medan övriga arter utgjordes av rödspotta, sandskädde, skrubbskädde, sill och ål. Drygt 100 av dessa fiskar har totalundersökts medan övriga genomgått okulärbesiktning.

Vid denna yttre besiktning har ett flertal olika sjukdomssymtom registrerats varvid de hos torsk mest iögonfallande representeras av ulcus-

syndromet med dess olika stadier av öppna hudsår. Liknande hudsår har påträffats även hos de tre plattfiskarterna hos vilka också lymphocystis-sjukan observerats. Tumörer av olika typer samt skelett- och fendeformationer har dokumenterats.

När det gäller yttre parasiter är ett tiotal arter av parasitiska kräftdjur påträffade längs kusten. Flera av dessa, bl a *Lernaeocera branchialis*, kan vid riklig förekomst allvarligt skada fisken.

Sugmasken *Cryptocotyle* förekommer på vissa lokaler inomskärs så rikligt att fr a små torskars kan uppvisa onormala färgförändringar.

De två första åren av projektperioden har i första hand avsatts för en allmän registrering av de sjukdomar och parasiter som förekommer hos våra marina fiskar. Eftersom projektet ännu bara är ett drygt halvår gammalt är det naturligtvis för tidigt att mer ingående uttala sig om eventuella avvikelser från den normala sjukdoms- och parasitfaunan hos fisk längs västkusten. Det kan dock nämnas att samtliga påträffade fisk-sjukdomar tidigare har registrerats i danska undersökningar. Däremot har några av de påträffade parasiterna inte tidigare rapporterats från Skandinavien.

I ett omfattande projekt är det självklart en fördel och styrka med samarbete. Ett sådant pågår redan med forskare knutna till det danska miljöministeriets "arbetsgrupp vedrørende fiske sygdomme", och en motsvarande sådan arbetsgrupp med specialister inom olika relevanta ämnesområden har nyligen bildats i Sverige. Vidare pågår naturligtvis samarbete med lokala yrkesfiskare längs kusten och nya kontakter knyts kontinuerligt. Projektet beräknas pågå under minst fyra år och dess personella stomme utgöres idag av tre forskare medan flera både inhemska och utländska "gästforskare" har deltagit och kommer att delta i undersökningarna.

När det gäller sjukdomar och parasiter hos fisk längs västkusten är det idag vår förhoppning att vi imorgon inte skall behöva fråga: varför gjorde vi inte detta igår?

Summary

In 1982 a project was started with the primary objectives to gain knowledge of the frequency and variation of diseases and parasites of economically important fish species in coastal areas of Sweden. Two years of survey aims to provide a basis for discussions and studies concerning the potential relationship between the frequency of specific diseases/parasites and pollution.

So far, 3 400 specimens of cod, plaice, dab, flounder, herring and eel have been examined along the south and west coast. The diseases found have been observed earlier during Danish investigations, but some of the fish parasites are new for Scandinavian waters.

The project is planned to be continued for at least three more years.

KUSTPLANERING

AV

KJELL GRIP

Delegationen för samordning av havsresursverksamheten
Box 295, 401 24 Göteborg

INLEDNING

Kustvattnens och i ännu högre grad uthavsområdenas nyttjande har sedan lång tid tillbaka huvudsakligen varit en statlig angelägenhet. Frågor om t ex sjöfart, fiske, kustbevakning och undersökningsverksamhet till sjöss är frågor, som av hävd i huvudsak ankommer på staten att lösa. Vid sidan av dessa intressen har anspråk vuxit fram från naturvård, kulturminnesvård, friluftsliv, anläggningsverksamhet, mineralutvinning samt vattenbruk. Samtidigt har utsläpp och tillförsel av föroreningar, överfiskning, industri- och tätortsutbyggnad skadat havsmiljön. Konflikterna är särskilt uttalade i de kustnära områdena. Särskilt kan nämnas:

Ökade föroreningar och anspråk har medfört att den marina naturvården och kulturminnesvården fått ökad betydelse. Naturvårdens intressen riktar sig mot av biologiska eller geologiska skäl särskilt skyddsvärda miljöer. Kulturminnesvårdens intressen riktas främst mot vissa kustområden.

Genom att det svenska fisket av olika skäl begränsats i Atlanten och Nordsjön har tyngdpunkten förskjutits till östersjöområdet och det rena kustfisket. Samtidigt ökar intresset för odling av fisk och skaldjur. Fiskets anspråk gäller bl a skydd av strandnära grundområden.

Det havsanknutna friluftslivet har utvecklats starkt de senaste åren. Det gäller bl a båtsport och fritidsfiske. Utvecklingen har varit särskilt påtaglig i skärgårdsområdena.

Denna utveckling har visat att land- och kustvattenanknutna verksamheter är kopplade till varandra på ett sätt som gör att ansvarsfördelningen

i flera fall inte verkar vara lika självklar som tidigare. Det gäller t ex den ökade betydelsen av kustfisket och vattenbruket för vilka det kommunala intresset är starkt på flera håll.

Regleringen av förhållandet mellan staten och kommunerna har i stor utsträckning utformats under en tid då den kommunala organisationen var en helt annan än den är i dag. Kommunerna har sedan dess blivit större och förvaltningsorganisationen har byggts ut. Tillgången till kvalificerad sakkunskap på olika områden har ökat. Behovet av statlig tillsyn och kontroll över kommunernas sätt att fullgöra sina uppgifter har därmed allmänt sett minskat. Under en följd av år har statsmakterna som en konsekvens av denna utveckling strävat efter att i olika sammanhang decentralisera beslutsfattandet till kommunerna.

Grundläggande ansvarsfrågor

Det förefaller f n som om kommunernas intresse för att ikläda sig ett ansvar för kustvattnens planering avtar ju längre ut från land man kommer. Det kommunala intresset hänger bl a samman med möjligheterna att kunna påverka vattenområdenas användning. I skärgårdskommunerna torde ansvarsområdet sträcka sig ut till och med de yttre skären och i kommuner utan skärgård någon kilometer ut i vattnet.

Gränsen mellan det statliga och kommunala ansvaret är alltså diffus och bör enligt min mening avgöras från fall till fall beroende på praktiska överväganden om lämplig ansvarsfördelning mellan kommun och stat. I t ex oljeskyddsfrågor finns en klar ansvarsfördelning i kustvattnen mellan stat och kommun. I andra fall kan kommunernas intressen sträcka sig betydligt längre beroende på hur en viss verksamhet påverkar det kustnära nyttjandet.

Enligt min mening behöver kustvattnens nyttjande, i områden med konkurrerande anspråk, komma med i den övriga kommunala fysiska planeringen. Det innebär att flera statliga myndigheter som i dag inte har ett utvecklat samarbetsförfarande med länsstyrelser och kommuner behöver utveckla lämpliga former för dialog och diskussion i sakfrågor.

Samråd mellan staten och kommunerna är ett väsentligt inslag i planprocessen redan i dag. Även fortsättningsvis blir samrådet ett viktigt instrument för att behandla sådana frågor där statliga och kommunala intressen kommer i beröring med varandra och där konflikter kan tänkas uppstå. I vissa fall torde emellertid samrådet inte leda fram till samstämmighet i de statliga och kommunala uppfattningarna. Frågan är då vem som skall ha det slutliga avgörandet i sin hand, staten eller kommunen?

Enligt min mening måste staten ytterst ha en möjlighet att upphäva vissa kommunala plan- och tillståndsbeslut. Denna prövning behöver emellertid inte som i dag ske i form av obligatorisk fastställelse utan genom att det införs en möjlighet att i enskilda fall underkasta de kommunala besluten en statlig prövning.

Det statliga ansvaret

I frågor om naturvård, friluftsliv och miljövård finns och pågår sedan länge en utveckling av praxis för hantering av sakfrågor mellan stat och kommun. Principen är att så långt möjligt låta kommunerna överta ansvaret för detaljhanteringen av dessa frågor, medan staten i större utsträckning skall förse kommunerna med underlagsmaterial för den övergripande planeringen. De statliga sektorsmyndigheterna skall se till att deras sektorsplanering så långt möjligt förankras i den kommunala planeringen och ge rekommendationer till hur detta skall ske.

Fiskefrågornas hantering sköts av fiskeriverket. Sedan länge har verket arbetat för att få in fiskefrågorna främst vad gäller fritidsfisket i den kommunala planeringen. Nu när kustfisket och vattenbruket fått ökad betydelse behövs ökad information om och bevakning av värdefulla kustfiskevatten för yrkesfisket och vattenbruket. Det är fiskeriverket som skall förse den kommunala planeringen med erforderligt kunskapsunderlag och med rekommendationer om fiskefrågornas hantering. Ett i flera stycken bra exempel på en sådan utveckling finns i Göteborgs och Bohus län (kustfiskevatteninventeringar).

Inom sjöfartssektorn råder ett delat kommunalt och statligt ansvar vad gäller hamnverksamheten. I övrigt har staten huvudansvaret. Genom de

ökade anspråken på kustvattnens nyttjande från andra och delvis "nya" verksamheter har sjöfartsfrågorna också fått ökad betydelse i den kommunala fysiska planeringen. Det gör att sjöfartsverket liksom fiskeriverket i ökad utsträckning behöver ge information i sjöfartsfrågor och bevaka att sjöfartsintressena förankras i den kommunala planeringen.

Inom mineralutvinningens område sker tillståndsgivningen till sjöss helt och hållet av statliga myndigheter. I första hand är det Sveriges geologiska undersökning, som svarar för tillståndsgivningen. Liksom för fiskeriverket och sjöfartsverket är det viktigt att SGU ser till att det informeras om mineralråvarufrågorna och att dessa förankras i den kommunala planeringen, där denna berörs. Det gäller inte bara tillståndsfrågor utan även t ex resurskarteringsfrågor.

Ett område, som i framtiden sannolikt kommer att få betydelse för kustvattnens nyttjande och bli av intresse för såväl staten som kustkommunerna är energiutvinning till havs. Det är en statlig angelägenhet att bidra till utvecklingen av alternativa energikällor inom havsenergin områden och att ange i vilka former denna energiutvinning skall ske. Allteftersom de tekniska möjligheterna utvecklas och lokaliseringsanspråken kan konkretiseras bör dessa arbetas in i en översiktlig kommunal planering av kustvattenområdena. Det blir det blivande energiverket som får ansvara för att havsenergifrågora beaktas i den kommunala planeringen.

Fysisk riksplanering

När man talar om kustplanering kommer man även in på den fysiska riksplaneringen. Denna är en process inom vilken centrala riktlinjer för hushållning med mark och vatten formuleras och överförs till olika beslutsnivåer, framför allt till kommunal planering och tillståndsgivning. Fysisk riksplanering är samtidigt ett mer generellt system för överföring av kunskap mellan olika myndigheter och planeringsnivåer.

Inom ramen för den fysiska riksplaneringen har kommunerna utvecklat sin översiktliga planering och har därigenom också fått en fördjupad kunskap och en god överblick över de frågor som rör användningen av mark och

vatten. Från att tidigare i huvudsak ha varit inriktad på de större tätorterna har den översiktliga kommunala planeringen nu även behandlat landsbygden och de små tätorterna. Efter de då nyligen genomförda kommunsammanläggningarna blev denna planering också ett sätt att samlas kring gemensamma bedömningar i de nya kommunerna.

Den hittillsvarande riksplaneringen har genomförts med starkt tidsbundna och i vissa avseenden detaljreglerade redovisningar från kommuner och länsstyrelser. Planeringstakten har varit hög. De avvägningar som har gjorts har i flera fall varit schematiska beroende på intresseredovisningarnas karaktär och bristen på annat relevant kunskapsunderlag att väga dessa intressen emot. Sådana schematiska avvägningar har ibland skapat onödiga lösningar som inte har motsvarat ett mer genomtänkt hänsynstagande till de aktuella intressena.

Efterhand har också nya baskunskaper kommit fram genom inventeringar, utredningar och forskningsinsatser. De i riksplaneringen utnyttjade intresse- och anspråksredovisningarna har dock inte alltid reviderats och preciserats med ledning av nya baskunskaper. Nya kunskaper av betydelse från rikssynpunkt har då inte kunnat få uttryck i de kommunala planerna.

Härutöver har nya hushållningsfrågor t ex om havsresurser och energiresurser tillkommit. Dessa frågor behandling i den fysiska planeringen behöver studeras och utvecklas.

Inom kustvattnen är det t ex viktigt att söka precisera vilka intressen som skall kunna motivera statliga ingripanden i det kommunala bestämmandet. Sådana intressen där staten generellt skall bibehålla ett stort inflytande är de s k riksintressena. Dessa frågor omfattar frågor om t ex användning av kustvattnen, där staten har materiella intressen att bevaka. Man talar om två typer av riksintressen.

Den ena typen är sektoriella intressen av sådan tyngd, att det är rimligt att staten behåller möjligheterna till ett stort inflytande på den kommunala planläggningen och tillståndsgivningen. Den andra typen av riksintressen avser vissa bestämda områden, där det är ett nationellt intresse att särskilda prioriteringar görs vid beslut om vattenområdenas använd-

ning. Det bör betonas att det både i fråga om sektoriella intressen och geografiska riktlinjer skall röra sig om ett nationellt sett betydelsefullt intresse. Områden som närmast är av regionalt eller mellankommunalt intresse bör alltså inte innefattas i begreppet.

Till de sektoriella riksintressena bör hänföras vissa riksintressen av bevarandekaraktär. Det gäller här att slå vakt om mark- och vattenområden som har särskilt värde för naturvården, friluftslivet och kulturminnesvården. Vidare hänförs till de sektoriella riksintressena intresset att skydda vissa områden som har ett särskilt värde för areell produktion. Det gäller områden som är av väsentlig betydelse för yrkesfisket och kan i framtiden även komma att gälla områden av väsentlig betydelse för vattenbruket.

Det finns även andra intressen än de som avser bevarande av vissa områden, som har sådan tyngd eller räckvidd att de bör anges som riksintressen, för att säkerställa ett statligt inflytande över den kommunala avvägningen i plan- och tillståndbeslut. Det är t ex viktigt för staten att kunna hävda intresset att i ett nationellt perspektiv viktiga anläggningar för transporter och energidistribution kan komma till stånd och brukas. Det gäller här ofta övergripande tekniska system, som kräver kontinuitet och sammanhang för att de skall fylla sin funktion. Som exempel på anläggningar som kan ingå i sådana system kan nämnas större kanaler, hamnar, tunnlar, rörledningar samt kraftledningar.

Till de sektoriella riksintressena bör även hänföras intressen av att möjliggöra en från nationell synpunkt viktig exploatering av naturresurser. Det gäller här främst att slå vakt om vattenområden som i ett nationellt perspektiv är särskilt lämpade för råvaruutvinning eller annan exploatering av lägesbundna naturresurser. Det är t ex viktigt för staten att kunna skydda unika mineral- och råvaruförekomster från annan exploatering, som kan försvåra ett eventuellt framtida utnyttjande av förekomsten. Det är också viktigt att staten kan skydda t ex unika djuphamnsresurser.

Frågor för vilka staten har getts ett exklusivt ansvar i hela nationens intresse måste givetvis anges som riksintressen. I konsekvens härmed bör det militära och civila försvarets intressen också vara riksintressen.

Riktlinjer för hushållning med mark och vatten gäller även för vissa geografiskt bestämda områden och omfattar bl a obrutna kuster, andra havskuster och högexploaterade kuster. När det gäller avgränsningen av de områden som skall omfattas av geografiska riktlinjer är det normalt inte regeringen som skall ange avgränsningen i detalj, utan detta är en uppgift för kommunerna i samråd med länsstyrelserna. Det är först när en kommun och en länsstyrelse är oense om avgränsningen eller om en myndighet besvärar sig till regeringen över länsstyrelsens beslut att godkänna ett kommunalt plan- och tillståndsbeslut, som regeringen kommer att pröva frågan om ett geografiskt riktlinjeområdes avgränsning.

Erfarenheter från det hittillsvarande riksplanearbetet pekar på vikten av att olika intressen och anspråk som skall beaktas i kommunal planering eller annat mark-/vattenanvändningsbeslut i ett tidigt skede åskådliggörs och förtydligas, så att den särskilda hänsyn som är motiverad kan tas. Olika intressen är även om de har värderats som sektoriella riksintressen i de flesta fall bara en av flera aspekter som skall beaktas i ett mark-/vattenanvändningsbeslut.

Den fysiska riksplaneringen har på förhållandevis kort tid medfört ett ökat medvetandegörande om väsentliga markanvändnings-, miljö- och resursfrågor och bidragit till introduktionen av kommunomfattande planering. Denna planering står nu inför en utveckling bl a i samband med införandet av en ny plan- och bygglag. Inte minst mot denna bakgrund är det angeläget att den fysiska planeringen av vattenområden ges sådana former och innehåll att planeringsriktlinjer och kunskaper om förhållanden inom olika intresseområden kan arbetas in i en mer samlad kommunal översiktlig planering, där sådan erfordras.

Länsstyrelsen utgör härvid på grund av sin samordnande funktion inom den statliga länsförvaltningen den viktigaste samrådspartnern för kommunen. Länsstyrelsen har bl a som uppgift att företräda de nationella intressena och skall redovisa den samlade statliga bedömningen av vissa ärenden. En kommun bör kunna nöja sig med att samråda med länsstyrelsen vad gäller olika nationella intressens behandling i den kommunala planeringen. Länsstyrelsen bör svara för att erforderliga kontakter tas med berörda centrala myndigheter och andra statliga regionala myndigheter. Läns-

styrelsen har också en servicefunktion. Den bör lämna kommunerna den hjälp som dessa behöver när det gäller olika expertinsatser, inventeringar m m. Det kan även gälla tillämpningar av plan- och byggnadslagstiftningen och andra rättsliga spørsmål. Sådan service bör självfallet främst avse kommuner som själva saknar erforderliga resurser. Särskilt för många av de mindre kommunerna är tillgången till länsstyrelsens breda kompetens av stor betydelse.

Självfallet är de statliga myndigheternas insatser för att ta fram erforderligt underlagsmaterial beroende av de resurser, ekonomiska och personella, som står till buds.

Behov av översyn och aktualisering av intresseredovisningar i den fysiska planeringen av vattenområden

Olika sektorsmyndigheters intresseredovisningar har varit grunden för gällande riksplaneriktlinjer och underlag för avvägningar i bl a kommunal planering. Redovisningarna består ofta av områdesavgränsning på karta och en värdering/klassificering av intresset. Såväl avgränsning som värdering bör kunna bli föremål för justeringar och preciseringar mot bakgrund av nya baskunskaper, förändrade anspråk och värderingar.

Nya baskunskaper av intresse för den fysiska riksplaneringen kommer ständigt fram inom olika sektorer. Anspråken på mark- och vattenresurser förändras genom bl a nya energiförsörjningssystem och metoder för utvinning av råvaror.

Revideringar och preciseringar av intresseredovisningarna bör tjäna till att åskådliggöra och förtydliga de värden som motiverar särskild hänsyn till vattenanvändningsbeslut hos kommuner, statliga myndigheter och markägare. Många sektorsmyndigheter och specialister berörs av arbetet. Det är angeläget att underlagsmaterial bearbetas och redovisas så att det blir användbart vid de avvägningar mellan olika intressen som i första hand ankommer på kommunerna men också på vissa regionala statliga myndigheter. Varje enskilt intresse utgör en av flera aspekter som måste beaktas vid en avvägning om hushållning med mark och vatten. Områdesavgränsningar på karta är då ett sätt att registrera och skapa uppmärk-

samhet på att ett visst intresse föreligger. Bara i speciella fall innebär områdesavgränsningen och den därtill hörande vattenbeskrivningen en entydig anvisning för pågående vattenanvändning eller för förändringar av vattenanvändningen.

Visst arbete med att revidera intresseredovisningarna pågår. Bl a sker en översyn av områden av riksintresse för naturvård. Det torde emellertid vara hög tid för en mer genomgripande översyn av samtliga intressen som berörs av den fysiska riksplaneringens riktlinjer. Mot denna bakgrund är det viktigt

- 1 att ett arbete med översyn och aktualisering av riksintressen och områden av väsentlig betydelse genomförs för naturvården, friluftslivet, kulturminnesvården och yrkesfisket enligt av respektive ansvariga fackmyndigheter upprättat program.
- 2 att fackmyndigheterna bedriver ett utvecklingsarbete som till stöd för arbetet på lokal och regional nivå klarlägger störningskänslighet, behov av hänsynstagande, skydds- och skötselåtgärder etc vad avser områden av riksintresse eller eljest av väsentlig betydelse från rikssynpunkt. Motsvarande arbete bör också göras för områden med geografiska bestämmelser.
- 3 att myndigheter som ansvarar för sådana transport-, vattenförsörjnings- eller energidistributionsanläggningar som är av väsentlig betydelse från nationell synpunkt, mineraltillgångar eller andra lägesbundna naturresurser av riksintresse samt det militära och civila förvaret överväger behovet av att peka ut särskilda områden där särskild hänsyn skall tas till vissa exploateringsanspråk av rikskaraktär.
- 4 att länsstyrelserna i samråd med fackmyndigheterna till ledning för överväganden i bl a kommunernas planering sammanställer aktuell kunskap om de värden som ligger till grund för urval och avgränsning av områden av riksintresse eller eljest är av väsentlig betydelse från rikssynpunkt inom länet. Därvid bör områden med geografiska riktlinjer ägnas särskild uppmärksamhet.

- 5 att länsstyrelserna ges ett uttryckligt ansvar för att bevaka att riksplaneriktlinjerna beaktas i kommunala översiktsplaner och att dessa planer i erforderlig utsträckning görs tillgängliga för statliga myndigheters beslut om mark och vatten. Därvid bör länsstyrelsen klargöra i vilka avseenden planerna berör bestämmelser om riksintressen.

Sammanfattning

Ansvarsfördelning vad avser förhållandet mellan statens och kommunens ansvar för den fysiska planeringen i kustvattenområdena bör alltså utvecklas i princip på motsvarande sätt som gäller för landområdena. Det innebär ett ökat ansvar för kommunerna i detaljfrågor, medan de statliga myndigheterna bör prioritera arbetet med översiktliga frågor samt bevaka de nationella intressena i den fysiska planeringen. Härvid bör ansvariga sektorsmyndigheters material kunna förmedlas till kommuner, länsstyrelser och andra myndigheter för deras plan- och tillståndsbeslut. En successiv kunskapsuppbyggnad genom forskning av/genom ansvariga sektorsmyndigheter utgör vidare basen för en effektiv fysisk planering.

PLANKTONBLOMSTRING OG ILTSVIND

AF

ARNE NIELSEN

Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium
Kavalergården 6, 2920 Charlottenlund, Danmark

1 INLEDNING

Gennem de seneste 15 år har vi set en uheldig udvikling i havet langs kysterne i det Nordatlantiske Ocean. Vi har set massive blomstringer af planteplankton, som er efterfulgt af iltsvind i bundvandet. I enkel tilfælde har vi også set omfattende fiskedød i havet forårsaget af iltsvind eller masseforekomster af giftige alger.

Begivenheder af denne karakter har formodentlig i mindre skala altid fundet sted - og vil fortsat gøre det. Disse mindre og lidet omtalte tilfælde af planktonblomstring giver normalt ikke anledning til bekymring. Det er de store og usaedvanlige blomstringer, som volder problemer. Disse usaedvanligt store planktonblomstringer giver synlige effekter på havoverfladen eller forårsager andre dramatiske fænomener som f.eks. fiskedød.

De usaedvanligt store planktonblomstringer synes at optraede med større hyppighed end tidligere. De giver anledning til bekymring fordi de kan medføre en tydelig negativ effekt på havmiljøet. De kan være til gener for såvel den erhvervsmaessige som den rekreative udnyttelse af kystvandene, og de kan påføre havdambrugerne betydelige økonomiske tab.

Usaedvanlige masseforekomster af planteplankton er også set i danske farvande i de seneste 15 år (Hansen et al., 1969, Edler et al., 1982, Tangen, 1982, Dethlefsen et al., 1983, Lindahl, 1983). Blågrønalgen Nodularia spumigena voldte problemer i Århus Bugt - Kalø vig området i august 1971, juli-august 1975 og august 1976 (Miljøprojekter 18). Mest

massivt optrådte den i vore farvande i august 1975. Fig 1 viser udbredelsen af Nodularia spumigena i Arkona-Bækkenet og den sydlige del af Øresund den 9 august 1975. Billedet er taget af en LANDSAT-satellit, som passerede over området i en højde af 800 km over havoverfladen. Nodularia spumigena har ikke voldt problemer i danske farvande efter 1976. Det har derimod andre planktonarter. Panseralger af slægten Ceratium forårsagede iltsvind og fiskedød i bundvandet i det sydøstlige Kattegat i 1980 og 1981. I 1981 forekom endvidere panseralgerne Gyrodinium aureoleum og Prorocentrum minimum for første gang i Kattegat og Bælthavet, fig 2-5.

Igen i 1982 var det ved at gå galt. Cover picture viser situationen i Arkona-Bækkenet den 30 juli 1982. Det var dog ikke kun fra øst vore farvande var truede - også fra vest kom der alarmsignaler. Vore kolleger (Dethlefsen & Westerhagen, 1983) i Forbundsrepublikken Tyskland meddelte, at de i august 1982 havde observeret usaedvanlige lave iltindhold i bundvandet langs Jyllands vestkyst. Foto af havbunden havde samtidig afsløret, at livet på bunden var stærkt påvirket af det lave iltindhold i vandet. disse alarmmeldinger blev fulgt op af tyske og danske undersøgelser i september 1982. Før forskningsskibene kunne nå frem til de berørte områder, havde det imidlertid blæst stærkt fra nord vest. Vandmasserne ved bunden havde herved fået tilført nyt ilt, og der var ikke længere problemer.

2 MULIGE ÅRSAGER

Det er fremsat forskellige forklaringer på de seneste års masseforekomster af planteplankton i vore farvande. Som mulige forklaringer er nævnt

- et øget antal iakttagere,
- et øget fiskeritryk,
- øget forurening, især med plantenaeringsstoffer og organisk materiale,
- ændringer i de meteorologiske forhold,
- ændringer i de oceanografiske forhold.

2.1 Et øget antal iakttagere

Der er idag bedre muligheder end tidligere for at observere en planktonblomstring. Der sejler flere forskningsskibe. Vi har nye og bedre metoder til overvågning af havet som f.eks. satellitteknikken.

Det er imidlertid på den anden side uomgængeligt, at der i de sidste 100 år altid har været et forholdsvist stort antal observatører til søs - på handelsskibene såvel som på fiskerfartøjerne. For mere end 100 år siden blev det besluttet, at en række meteorologiske og oceanografiske observationer skulle udføres med jævne mellemrum og i henhold til et bestemt skema af ethvert skib til søs. Beslutningen blev taget på en konference afholdt i Brüssel i 1853. Initiativet til den omfattende indsamling af data blev taget af den amerikanske søofficer Matthew Fontaine Maury (Maury, 1855).

Det ville have været mærkeligt om fænomener, som vi her taler om, ikke var blevet rapporteret, hvis de havde forekommet. Regelmæssig eller hyppig optraeden af store mængder planteplankton i bestemte havområder kan jo hjælpe den søfarende til at bestemme sin plads på havet eller fortælle om mulighederne for fiskeri.

Den seneste tids interesse for fænomenerne er afledt af økonomiske tab som disse fænomener påfører erhvervsfiskeriet, såvel som gener for den rekreative udnyttelse af havet. Men der er samtidig klare vidnesbyrd om, at fænomenerne forekommer hyppigere end tidligere og, at de, når de forekommer, forvolder større skader på havmiljøet (Parker, 1982).

2.2 Et øget fiskeritryk

Det er velkendt, at fiskeriet i vore omgivende farvande er steget markant i de seneste 20-30 år. Det er også kendt, at fiskeriet har påvirket de marine økosystemer. Men hvordan påvirkningen har fundet sted kendes ikke i detaljer. Sammensætningen af fisk i Nordsøen er ændret i 1960'erne og også i Skagerrak, Kattegat og Østersøen er sket ændringer. Det anses dog for mindre sandsynligt, at en ændring i fiskesammensæt-

ning og -mængde skulle kunne spille en afgørende rolle for udviklingen i forekomsten af planktonblomstring i de berørte farvande.

2.3 Øget forurening

Tætte forekomster af planteplankton optraeder især i forureningsbelastede kystområder (Niemi, 1982, Kat, 1982, Dahl et al., 1982, Parker et al., 1982). Det er nærliggende at sætte de senere års usædvanlige forekomster af planteplankton i forbindelse med en mulig tiltagende overgødning af kystvandene som følge af udledning af vækststimulerende stoffer via spildevandsudledning, dumpninger etc. En række lokale planktonblomstringer i kystvandene - specielt i lukkede farvandsområder - kan henføres til en overgødning af kystvandene som følge af næringsstoffetillædning fra land (Parker, 1982, Parker et al., 1982, Niemi, 1982, Rydberg, 1982). Men denne sammenhæng gælder ikke generelt (Lindahl & Hernroth, 1983, Dethlefsen, 1983). Masseforekomster af planteplankton optraeder ikke kun i forureningsbelastede kystområder. De har i de senere år været almindeligt forekommende overalt i det nordatlantiske område, herunder Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og Østersøen. Set ud fra et oceanografisk synspunkt synes det ikke rimeligt at antage, at spildevandsudledninger, dumpninger etc i sig selv kan udløse de omfattende og usædvanlige planktonblomstringer, som vi har set i de seneste 10-15 år. Tilledning af plantenaeringsstoffer fra land til kystvandene kan måske øge omfanget af en på anden måde igangsat planktonblomstring i ikke-kystnære områder, men næppe selv forårsage blomstringen. Andre processer, som kan præge forholdene over store geografiske områder, må spille ind.

2.4 Ændringer i de meteorologiske forhold

De marine planters og dyres forekomst og udbredelse er påvirket af fysiske faktorer i havet (vandtemperatur, saltholdighed, strømforhold etc) som på sin side er under indflydelse af de fremherskende meteorologiske forhold i området. Dette samspil bevirker, at ændringer af lokal karakter i havet undertiden skal sættes i relation til klimatiske ændringer dækkende havområder så store som det Nordatlantiske Ocean (Colebrook et al., 1978). Golfstrømmen langs Nordamerikas østkyst er sammen med den atmosfæriske cirkulation omkring Nordpolen samt høj- og lav-

trykkenes placering ved Azorene og Island bestemmende for klimaet over det Nordatlantiske Ocean, herunder Nordsøen og Kattegat/Baelthavet. Samspillet mellem havstrømmene og den atmosfæriske cirkulation er ikke kendt i detaljer. De er dog stærke indikationer på, at strømstyrken i Golfstrømmen spiller vigtig rolle for variationerne i overfladetemperaturen i det Nordatlantiske Ocean (Colebrook, 1976) og, at temperaturændringerne her via ændringer i den atmosfæriske cirkulation kan overføres til Nordsøen samt Skagerrak, Kattegat og Baelthavet (Dickson et al., 1975, Lamb, 1976, Colebrook et al., 1978).

I perioden 1900-1940 og især i perioden 1920-1930 blev klimaet og herigennem overfladetemperaturen i det Nordatlantiske Ocean gradvist varmere. Opvarmningen, som også blev registreret i Nordsøen og Kattegat-området blev afbrudt i 1960'erne. Klimaaendringen blev forårsaget af en ændring af den atmosfæriske cirkulation over det Nordatlantiske Ocean. Nordlige og kolde vinde forekom hyppigere end tidligere. Dette resulterede i faldende havtemperaturer. Ændringen i klimaet var gunstig for nogle af havets dyr som f.eks. torsken i Nordsøen. For andre fiskearter som f.eks. silden var den mindre gunstig. Forholdene for silden blev ikke gjort bedre af at den i samme periode var udsat for et stadigt stigende fiskeritryk. Dette bevirkede, at bestanden brød helt sammen i begyndelsen af 1970'erne (Ursin, 1978). Andre tilsvarende variationer i fiskebestandene er også tilskrevet klimaaendringer. Det er således nævnt, at hummerens tilbagegang i danske farvande - måske med en enkelt undtagelse - også er forårsaget af klimaaendringer.

Klimaet ændrede sig igen omkring 1970. Forekomsten af nordlige vinde aftog markant og blev afløst af vest- til sydvestlige vinde (Colebrook et al., 1978). Denne ændring medførte en opvarmning af Nordeuropa, som også blev registreret i stigende vandtemperaturer.

Efter 1974 har vandtemperaturerne i vore farvande udvist en faldende tendens (Aertebjerg et al., 1981). Dette peger på et skift i klimaet i løbet af 1974. Det er vanskeligt at udrede årsagerne til de konstaterede klimaaendringer, men følgerne af dem er lette at få øje på.

Klimaaendringerne har, som tidligere nævnt, også ændret forekomsten af plante- og dyreplanktonet i det Nordatlantiske Ocean. Dette forhold er

specielt godt belyst i Nordsøen. Siden 1948 har man hver måned foretaget indsamling af planktonprøver langs en række skibsruter i Nordsøen (Reid, 1977, Colebrook, 1979, Colebrook & Tayler, 1979, Steele & Henderson, 1979, Colebrook, 1981, Colebrook, 1982). De observerede ændringer i planktonets forekomst og sammensætning er ikke forårsaget direkte af ændringer i klimaet, men af ændringer i en række fysiske processer i havet, som på sin side styres af vejrmaessige forhold.

2.5 Ændringer i de oceanografiske forhold

Tætte forekomster og stor produktion af planteplankton optraeder normalt i forbindelse med opstigning af næringsrigt vand fra det underliggende bundvand til de belyste overfladevandmasser. Endvidere i frontsystemer hvor to eller flere vandmasser af forskellig oprindelse mødes. Blandingsforhold og lagdeling i vandmasserne vides at spille en vigtig rolle idet det er påvist, at det er mængden af tilgængelige næringsalte - specielt kvælstofnæringsalte - pr. tidsenhed og rumenhed, som er den egentlige bestemmende faktor for planteplanktonproduktionens størrelse i de belyste vandmasser i sommermånederne april-september. Temperaturen har ingen eller kun en ringe direkte betydning for planktonproduktionens størrelse, men den spiller en rolle for planteplanktonets sammensætning (Steemann Nielsen, 1968, Raymont, 1976, Artebjerg et al., 1981). Sammensætningen af planktonet i Kattegat og Bælthavet er endvidere påvirket af strømningssituationen. I situationer med overvejende indstrømning af vand af atlantisk oprindelse til Østersøen vil der i planktonprøver fra Bælthavet overvejende findes planktonformer fra Nordsøen og Skagerrak. Omvendt vil der under udstrømning af vand fra Østersøen være en præference for baltiske planktonarter i prøverne fra Bælthavet (Kändler, 1951).

De hydrografiske forhold i Øresund, Bælthavet og Kattegat er i stor udstrækning påvirket af, at de forbinder to i hydrografisk henseende meget forskellige havområder (Nielsen, 1976). Vandmassen i området er i almindelighed opdelt i mindst to lag, fig 6. Vandet i det øvre lag er karakteriseret ved et lille saltindhold, medens vandet i det nedre lag er karakteriseret ved et stort saltindhold. De to vandlag er adskilt af en overgangszon (springlaget), hvor saltindholdet og temperaturen ændres

springvis, idet det mindre salte vand i overfladelaget føres ned i bundlaget samtidig med, at det salte vand fra dette trækkes op i overfladelaget som følge af vandets strømning. Springlagets dybde er ikke konstant, men stiger fra en dybde på ca 25 m i den sydlige del af Bælthavet op til overfladen ved grænselinien mellem Kattegat og Skagerrak.

Springlagets tilstedevaerelse påvirker de fysiske-, kemiske og biologiske processer, idet det virker hæmmende på blandinger og stofudvekslinger mellem de nedre og øvre vandlag. Dette medfører blandt andet, at vandet i det nedre lag normalt har et relativt lille iltindhold, men et relativt stort indhold af næringssalte i modsætning til de øvre lag, hvor iltindholdet normalt er stort, medens indholdet af næringssalte - specielt i sommerhalvåret - er lavt.

Saltholdighedslagdelingen taget som middelværdi over en længere år-række for månederne januar og maj er gengivet på fig 7.

I maj måned, hvor saltholdigheden i overfladen antager den mindste værdi er Kattegat fra bunden op til en dybde på ca 17 m fyldt med nordsøvand (30 ‰). Østersø vandet trænger med jævnt stigende saltholdighed (9-18 ‰) som en overfladestrøm mod nord ind i Kattegat. De to vandmasser er adskilt af et ca. 10 m tykt saltholdighedsspringlag. Dette bøjer af mod overfladen i den nordlige del af Kattegat ved overgangen til Skagerrak, mod bunden i den sydlige del af Store Bælt og Fehmarn Bælt.

I januar måned, hvor overfladesaltholdigheden antager den største værdi har isohalinerne en mere lodret hældning og afstanden mellem dem er størst i forhold til maj måned.

Lagdelingen i vore farvande er gennemgående stærkere forår og sommer i forhold til situationen efterår og vinter. Østersøen modtager i det tidlige forår store mængder smeltevand, som forstærker den udadrettede saltfattige overfladestrøm. Dette kan på sin side medføre en forstærkning af den indadrettede saltrige kompensationsstrøm langs bunden. Vægtfyldforskellen mellem det øvre- og nedre vandlag bliver stor, og den vertikale blanding mellem lagene mindskes. Lagdelingen bliver om sommeren, hvor

der i almindelighed hersker rolige vindforhold, begunstiget af overfladevandets opvarmning, idet opvarmningen af overfladevandets har samme virkning som en mindskelse af overfladesaltholdigheden - vægtfylden mindskes.

Ferskvandstilførseln til Østersøen er om efteråret relativ ringe. Dette i forbindelse med de dominerende vestlige vinde og afkølingen af overfladevandets på denne årstid, medfører en svækkelse af lagdelingen. De vestlige vinde presser saltrigt vand fra Nordsøen ind i Skagerrak samtidig med, at vandet fra den vestlige Østersø presses længere ind i Østersøen. Vandoverfladen mellem Nordsøen og Østersøen får herved en hældning modsat den "normale", og saltrigt vand strømmer ind mod Østersøen i såvel bund- som overfladelaget. Vægtfylddeforskellen mellem vandlagene mindskes og blanding begunstiges. Afkølingen af overfladevandets om vinteren har samme virkning som en øgning af overfladevandets saltholdighed - vægtfylden øges.

Forøgelsen i overfladevandets saltholdighed og formindskelsen i bundvandets saltholdighed, som man observerer om vinteren, skyldes imidlertid ikke alene forskellen i det baltiske vands udstrømning sommer og vinter, men tillige en anden omstaendighed, nemlig den om efteråret og vinteren forstaerkede vertikalbevaegelse som forårsages dels af overfladevandets afkøling dels vindens virkning på overfladelaget (bølger etc.).

Bundvandets temperatur stiger sjældent over 13^o-14^oC. Konvektionen kan derfor ikke i vaesentlig grad virke blandende på vandlagene, førend overfladetemperaturen er sunket under denne vaerdi. Observationerne viser da også, at vandlagene forår og sommer står adskilt fra hinanden med skarpe graenser, medens overgangen mellem vandlagene i december, januar og februar, hvor overfladeafkølingen er stærkest, er mere jaevn. Skønt fig. 7 er optegnet på baggrund af middelveerdier over en lang arrække, er forskellen mellem isohalinforløbet i de to kurver tydelig og typisk for forskellen sommer- og vintermåned.

Den af vind og afkøling frembragte vertikalbevaegelse bevirker, at de øverste saltfattige vandlag blandes med de underliggende salte, idet saltere og saltere vand efterhånden bringes til at deltage i vertikal-cirkulationen.

Ved konvektionen kan da forklares, at bundvandet om vinteren har en forholdsvis lille saltholdighed. Om vinteren er den baltiske strøm yderligere som oftest svag, hvorfor dens virkning dels til direkte at nedsætte overfladevandets saltholdighed, dels til at fremkalde en reaktionsstrøm, som kan føre saltholdige vandmasser ind mod Østersøen, er svag. Om foråret derimod frembringer den baltiske strøms store saltfattige vandmasser direkte en lav saltholdighed i overfladelaget og igennem den større hastighed en stærkere reaktionsstrøm af saltholdigt vand rettet mod Østersøen i bundlaget. Vertikalblandingen på denne årstid er af mindre betydning.

De meteorologiske betingelser over Nordsøen og Østersøen forårsager i almindelighed store afvigelser fra middelveerdierne. Kun et stort antal observationer af karakteristiske vejr- og strømforhold samt en grundig analyse af disse kan føre frem til en nærmere forståelse af samspillet mellem de meteorologiske- og hydrografiske forhold.

Normalt regner man med, at fisk flygter når iltindholdet i vandet falder til omkring 3 ml ilt pr. liter havvand og, at fiskenes overlevelsesmuligheder bliver kritiske ved iltindhold på mindre end 2 ml ilt pr. liter havvand. Bedømt udfra dette er iltforholdene gode i de åbne danske farvande (Aertebjerg et al., 1981). Kritisk lave iltindhold er i åbne danske farvande kun observeret i bundvandet i enkelte dybe huller i de centrale del af Øresund, Lille Bælt, Fehmarn Bælt og Arkona Bækkenet. De lave iltindhold, som forekommer i disse områder sent på sommeren og det tidlige efterår, skyldes stagnation i bundvandet. Det har ikke været muligt at påvise et faldende iltindhold i danske farvande i dette århundrede. Men man har påvist markante variationer fra år til år som skyldes andre hydrografiske omstændigheder.

I Arkona Bækkenet synes der dog at være sket et fald i iltindholdet på 0,3 ml pr. liter havvand siden århundredeskiftet, således at gennemsnitsindholdet i august-september måned nu er faldet til kun 1,6 ml ilt pr. liter havvand. Målinger til bestemmelse af vandets indhold af kvaelstof næringssalte, total-kvaelstofindhold og total-fosforindhold har kun kunnet gennemføres i de seneste 10-15 år. Det er derfor ikke muligt at vurdere en eventuel udvikling i vandets indhold af disse stoffer. Imidlertid har det

siden 1950'erne været muligt at foretage pålidelige målinger af vandets indhold af uorganiske fosforforbindelser. I områder hvorfra der findes ældre data kan påvises en tydelig stigning i vandets fosfatindhold frem til midt i 1970'erne, hvorefter fosfatindholdet udviser et mere konstant niveau. Dette gælder specielt i Øresund. I slutningen af 1970'erne så det ud til at fosfat i Øresund var faldende - begyndende i 1975. De seneste års målinger ligger imidlertid på samme niveau som i begyndelsen af 1970'erne. I Arkona Bækkenet, som er mere påvirket af forholdene i den centrale del af Østersøen, fortsætter stigningen i havvandets fosfatindhold, men fosfatindholdet her er stadig mindre end i de åbne danske farvande.

3 BELASTNINGEN AF DE DANSKE FARVANDE MED FOSFOR OG KVAELSTOF

Kattegat og Bælthavet tilføres fosfor og kvælstof fra

- de tilstødende havområder, Østersøen og Skagerrak,
- atmosfæren,
- havbunden,
- omgivende landområder.

3.1 Tilførsel fra Østersøen og Skagerrak

Direkte målinger af stoftransporten mellem tilstødende havområder fordrer samtidige observationer af strøm og stofkoncentration. Målinger af denne karakter er meget ressourcekrævende og er derfor kun udført i meget få og korte perioder (dage). Vurderingerne over transporterne af fosfor og kvælstof til Kattegat må derfor foretages på baggrund af vor viden om vandudvekslingens størrelse og retning samt kundskaber om havvandets indhold af fosfor og kvælstof i Østersøen, Bælthavet, Kattegat og Skagerrak.

Transporten af fosfor gennem de danske bæltter er senest vurderet af Nehring (1981), men bygger på en opgørelse af Sen Gupta (1973), fig. 8. Der er knyttet en række usikkerheder til denne opgørelse, men indtil videre må vi konstatere, at det ikke er muligt at afgøre om netto-

transporten af fosfor går til eller fra Østersøen. Lignende forhold gør sig gældende, når vi ser på overgangen mellem Kattegat og Skagerrak. Svansson (1979) har vurderet, at det i snittet Frederikshavn-Gøteborg bør være en netto udadrettet transport fra Kattegat til Skagerrak på ca. 10.000 ton fosfor pr. år. Er dette tal korrekt er nettotransporten af fosfor gennem Kattegat omkring 10.000 ton pr. år.

Transporten af Kvaelstof fra Østersøen til Bælthavet er senest opgjort af Rydberg (1983), der har vurderet, at Bælthavet får tilført ca. 100.000 ton kvaelstof, medens Kattegat fra Bælthavet får tilført ca. 120.000 ton kvaelstof hvert år. Szaron (1979) har opgjort transporten af kvaelstof fra Kattegat til Skagerrak til ca. 140.000 ton pr. år. Nettotransporten af kvaelstof gennem Kattegat kan altså anslås til ca. 20.000 ton pr. år.

3.2 Tilførsel fra atmosfæren

Tilførslen fra atmosfæren er meget vanskelig at opgøre. Der forefindes praktisk taget ikke pålidelige målinger over havet, som kan danne grundlag for vurderingerne. Det er nødvendigt at tage udgangspunkt i målinger over land, og efterfølgende korrigere for den lavere nedbør og tørdeposition over havet. Aertebjerg et al. (1981) vurderer den samlede kvaelstofdeposition til 20 kg N/ha år og den samlede fosfordeposition til 0,65 kg P/ha år. Disse værdier er sandsynligvis overestimerede. F.eks. benytter Fleischer (1982) 15 kg N/ha år over landområder i Sydsverige og 10 kg N/ha år for kvaelstofdeponeringen over den sydøstlige del af Kattegat. Denne værdi er i god overensstemmelse med resultater fra Østersøen (Rodhe et al., 1980). Nedfaldet af nitrat- og ammoniak-kvaelstof over land er fordoblet i perioden 1957-77 og er nu 12 kg N/ha år (Jørgensen, 1979).

Benytter vi for kvaelstofdeponeringen 10 kg N/ha år og for fosfordeponeringen 0,65 kg P/ha år kan tilførslen fra atmosfæren til Kattegat opgøres til 21.000 ton kvaelstof pr. år og til 1.300 ton fosfor pr. år.

3.3 Tilførsel fra havbunden

Der er til dato ikke foretaget vurderinger over transporten af næringsstoffer mellem havbunden og de overliggende vandmasser i Kattegat. Det

er et hul i vor viden, som bør udfyldes.

3.4 Tilførsel fra landområderne

Havet får tilført store mængder af organisk og uorganisk materiale fra de tilstødende landområder. Hovedparten af materialetransporten fra land til havet sker via vandløb og floder, men i nyere tid må vi også især i lukkede bugter og fjordsystemer regne med bidrag fra spildevandsudledninger. Udsivninger, såkaldte diffuse transporter fra grundvandet til kystzonen, kan også optræde som væsentlige bidrag i bugter og fjorde med dårligt vandskifte.

Afhængigt af strømmene i kystzonen spredes det tilførte materiale over større eller mindre farvandsområder. Materialetransporten i kystzonen er af stor betydning for mange praktiske gøremål som f.eks. havnebygning, daemnings- og brobyggeri. Vor viden om transportprocesserne i kystzonen er ganske god, men vi ved endnu meget lidt om de processer, som styrer materialetransporten fra kystzonen ud til de åbne havområder. Opgørelser over et farvandsområdes belastning fra land skal derfor tages med en vis takt. En stor del af belastningen kan "fanges" i kystzonen og kan under uheldige meteorologiske og hydrografiske omstændigheder ikke underkastes den forventede fortynding og spredning i havet.

De senere års hyppigere og længerevarende forekomster af iltsvind i kystzonens farvandsområder kunne tyde på, at vi generelt har overvurderet kystzonens evne til at sprede og omsætte påtrykte forureningsbelastninger.

Miljøstyrelsen (1983) har i et samarbejde med Vandkvalitetsinstituttet, ATV, og med bistand fra Landbrugsministeriets Arealdatakontor, Statens Planteavlsforsøg samt Det danske Hedeselskabs Hydrometriske Undersøgelser vurderet belastningen med organisk materiale, total-kvælstof og total-forsor fra danske landområder på de indre danske farvande. I opgørelsen er de indre danske farvande opdelt i 24 farvandsområder eller bokse, fig. 9. For hvert farvandsområde er belastningen fra land opdelt efter de kilder, som bidrager til belastningen.

PUNKTKILDER: Udledninger fra rensningsanlaeg.
 Saerskilte udledninger fra industrier
 Saerskilte udledninger fra dambrug

DIFFUSE KILDER: Urban afstrømning
 Bidrag fra det åbne land.

- Arealbidrag
 - . bidrag fra dyrkede arealer
 - . bidrag fra skov- og hedearaler mm.
- Spredt bebyggelse
- Afledning af møddingsvand, ajle, gylle, ensilagesaft

Det generelle princip ved beregningerne består af en vurdering af belastningerne fra hver enkelt kildetype. Der er knyttet usikkerheder til disse beregninger. På trods af disse usikkerheder er der dog enighed om at der er opnået et pålideligt skøn over den samlede middelbelastning på de indre danske farvande. Den samlede middelbelastning for perioden 1975-81 fremgår af tabel 1, fordelingen på punktkilder og diffuse kilder af tabel 2, og fordelingen efter kildetype af tabel 3.

Det fremgår umiddelbart af tabellerne, at hovedparten af fosforbelastningen, som for perioden er opgjort til 10.000 ton pr. år, hidrører fra rensningsanlaeg samt direkte industriudledninger til farvandene. Et tilsvarende forhold gør sig gældende for belastningen med organisk material. Hovedparten af kvælstofbelastningen, som for perioden er opgjort til 90.000 ton pr. år, hidrører fra diffuse kilder, herunder især fra de dyrkede landbrugsarealer samt udledninger af ajle, møddingsvand og ensilagesaft.

Tabellernes angivelser er udtryk for "landsgennemsnittet". Der er naturligvis store variationer mellem de enkelte farvandsområder, tabel 4. Ser vi f.eks. på Øresundsområdet, boks 6.02, så fremgår det umiddelbart at belastningsbidragene fra rensningsanlaeggene er helt dominerende, tabel 5. Ser vi på Limfjordsområdet, boks 7.04, så fremgår det, at bidragene fra de diffuse kilder - landbrugsaktiviteterne - med undtagelse af fosfor er dominerende, tabel 6.

Fosfor- og kvælstofbelastningerne fra land repræsenterer alt andet ligeet tilskud af plantenaeringsstoffer til havvandet i kystzonen. Det er derfor ikke overraskende, at man i bugter og fjorde med dårligt vandskifte, en by i bunden af fjorden og intensivt landbrug omkring fjorden kan forvente problemer med iltsvind i bundvandet i de kritiske sommermåneder august/september.

Dette fænomen er et regelmaessigt tilbagevendende problem i flere af vore fjordsystemer, f.eks. Flensborg Fjord (Anon, 1979) og Limfjorden (Anon, 1976) for blot at nævne de mest kendte. Det kan heller ikke undre, at problemerne i år med ekstreme klimatiske forhold kan udbrede til andre farvandsområder med nedsat vandskifte eller til farvandsområderne ud for de større vandløb som f.eks. Gudenå.

I en undersøgelse over kvælstoftransporten i fire danske vandløb (Oden Å, Gudenå, Karup Å, Skjern Å) i perioden 1967-81 konkluderer Hagebro et al. (1983), at transporten af kvælstof i de undersøgte vandløb varierer meget betydeligt afhaengig af de klimatiske betingelser. Elimineres den klimabestemte variation fremtraeder en tendens til stigende kvælstoftransport i Karup Å og Skjern Å, som ifølge Hagebro et al. muligvis er korreleret med et øget forbrug af kunstgødning i perioden. For Odense Å og Gudenå, som i modsætning til Karup Å og Skjern Å afvander moraenelandskaber og ikke hedesletter, kan ikke erkendes en signifikant stigning i kvælstoftransporten i den undersøgte periode.

Perioden 1975-81 har med hensyn til afstrømning fra land vaeret usaedvanlig. Perioden omfatter et af de mindste såvel som et af de største afstrømningstal, som er registreret. Afstrømningen var for perioden 1975 i gennemsnit $8.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pr. år, fig. 13. I det tørre år 1976 blev afstrømning beregnet til blot $4.7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pr. år, medens den i det våde år, 1981, blev beregnet til $12.7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pr. år. Disse forskelle i afstrømning har naturligvis konsekvenser for udvaskningen af naeringsstof i jorden og dermed også for tilførslen af naeringsstoffer til kystzonen (Frimodt Pedersen, 1983). Jo mindre nedbør og afstrømning jo mindre vil transporten af naeringsstofferne fra land til kystzonen vaere. Det betyder, da udledningen af naeringsstoffer via spildevandsudledninger kun varierer lidt fra år til år, at spildevandsudledningernes bidrag til den samlede belastning er relativt større i tørreår end i våde år.

4 BLÅGRØNALGER - 1971, 1975 og 1976

Nodularia spumigena, som er en af Østersøens karakteristiske planteplanktonarter, træffes som en regelmaessig, men fåtallig del af planteplanktonet i Bælthavet og Kattegat. Den opnår sammen med en række andre arter af blågrønalger sin største masse i månederne juli-september, hvor blågrønalgerne normalt dominerer planteplanktonets sammensætning i de åbne dele af Østersøen.

Det har ikke vaeret muligt (Miljøprojektet 18) at påvise simple årsags-sammenhaenge mellem masseforekomst af Nodularia spumigena i danske farvande og forhold som: høje vandtemperaturer, lave saltholdigheder og østlige vinde, som har vaeret naevnt som direkte årsager til forekomst af Nodularia spumigena i vandblomst i områder udenfor Østersøen. Undersøgelserne peger dog på, at taette forekomster af blågrønalger i overvejende grad er betinget af perioder med rolige vindforhold, nordgående strøm gennem Bælthavet og Kattegat, stor solindstråling, høje vandtemperaturer samt lille nedbør. Netop disse forhold var i større eller mindre udstrækning opfyldt i 1971, 1975 og 1976. Forholdene i 1971, 1975 og 1976 kunne således tyde på, at forekomsterne af Nodularia spumigena i disse år skyldes en kombination af masseforekomster af Nodularia spumigena i Østersøens vestlige del samt en naturbetinget og for Nodularia spumigena gunstig kombination af hydrografiske og meteorologiske faktorer. Det var imidlertid kun i 1975, at forekomsterne var udstrakt til store områder i Bælthavet og Kattegat. I 1976 og isaer i 1971 var masseforekomstene i danske farvande begrænset til lokale områder i de østjyske fjorder og Århus Bugt - KaløVig. Det kan ikke udelukkes at spildevandsudledningerne har haft betydning og begunstiget en lokal opformering af Nodularia spumigena. Undersøgelserne viste, at Nodularia spumigena er i stand til at gennemløbe en normal årscyklus i de naevnte områder og dermed, at områderne kan genere lokale masseforekomster av Nodularia spumigena.

5 PANSERALGER - 1980, 1981 og 1982

I 1980, 1981 og 1982 har man observeret Nodularia spumigena i danske farvande, men ikke i et sådant omfang at de har medført problemer.

Problemer med alger i 1980, 1981 og 1982 skyldes panseralger af slægterne Ceratium og Gyrodinium.

Panseralger af slægten Ceratium optraeder regelmaessigt i Baelthavet og Kattegat. Normalt optraeder de i størst maengde i september måned. I november 1980 forekom fire arter af slægten Ceratium i usaedvanlig stor maengde i den sydøstlige del af Kattegat (C. furca, 34 celler pr. ml, C. fusus, 79 celler pr. ml, C. lineatum, 96 celler pr. ml, C. tripos, 35 celler pr. ml). Så store maengder af Ceratium-arter er ikke tidligere observeret i Kattegat (Edler et al., 1982).

Igen i august-september 1981 blev observeret forholdsvis store maengder alger af slægten Ceratium i Kattegat, omend taetheden af alger var mindre end i november 1980. I 1981 optraedte imidlertid to algeslaegter, som man ikke tidligere har observeret i Kattegat og Baelthavet. Begge slægter - Gyrodinium og Prorocentrum - er tidligere observeret i Nordsøen samt i norske kystfarvande. Gyrodinium aureolum udviklede sig til en regulaer masseforekomst i norske kystvande i september-oktober 1981, men forekomster af G. aureolum kunne spores så langt mod syd som Store Baelt og Øresund. I den nordvestlige del af Kattegat forekom G. aureolum i en taethed på 358 celler pr. ml, mens den i Store Baelt havde en taethed på blot 13 celler pr. ml (Fig. 2-3).

Prorocentrum minimum fremviste en lignende fordeling, med størst taethed i det nordvestlige Kattegat og mindst i den sydlige del. P. minimum såvel som G. aureolum udviklede dog lokalt maksima i det sydøstlige hjørne af Kattegat i september/oktober 1981 (Fig. 4-5).

Udviklingen af lokale maksima i det sydøstlige hjørne af Kattegat kunne tyde på, at lokale miljøfaktorer har stimuleret væksten og udviklingen af de to arter panseralger. Edler et al. (1982) nævner, at den usaedvanlige store nedbør og afstrømning fra land i 1980 og 1981 muligvis har haft betydning for algernes udvikling, idet der gennem den store afstrømning er tilført kystzonen flere naeringsstoffer, heriblandt store maengder nitratkvaelstof end normalt. Det kan ikke udelukkes, at andre forhold af lokal karakter også har spillet en rolle. Gyrodinium aureolum såvel som Prorocentrum minimum er sandsynligvis traengt ind i Kattegat fra Nordsøen via Skagerrak (Edler et al., 1982).

Dette synspunkt underbygges af danske, norske og svenske observationer fra sensommeren 1982. Fig. 10 viser de foreløbige resultater fra de danske undersøgelser i august/september 1982. Man mere end aner transporten af Gyrodinium aureolum fra Nordsøen ind i Kattegat. Celleantalet er stort - op mod 1.000 celler pr. ml. Der er tale om en masseforekomst. Lindahl (1983) har undersøgt forholdene langs den svenske vestkyst, specielt Gullmarsfjorden, hvor der også forekom store mængder af Gyrodinium aureolum i august/september 1982. Ifølge Lindahl (1983) er det lidet sandsynligt, at lokale forhold har bidraget til dannelsen af masseforekomsten af G. aureolum i Gullmarsfjorden i 1982. Lindahl (1983) peger på "fjerntransport" via de store strømsystemer som en medvirkende årsag. G. aureolum blev observeret i den Engelske Kanal 2-3 måneder tidligere end i Skagerrak. 2-3 måneder er netop den tid, det tager Jyllandsstrømmen at transportere en vandpartikel fra den Engelske Kanal til Skagerrak.

6 ÅRSAGER TIL MASSEFOREKOMST AF PLANKTONALGER

Vor viden om samspillet mellem næringsstofferne og produktionen af planteplankton er endnu mangelfuld. Det er derfor ikke muligt i detaljer at redegøre for årsagssammenhængen omkring de seneste års masseforekomster af planteplankton og iltsvind i vore farvande. Undersøgelserne har lært os at masseforekomster af planktonalger i vore farvande kun i ringe grad er afhængig af, hvorfra algerne kommer. Det er derimod væsentligt, hvor og under hvilke omstændigheder planktonalgerne møder gunstige vækstbetingelser. Kravene til gunstige vækstbetingelser er ikke identiske for de forskellige typer af planteplankton. Generelt vil stor lysintensitet, lagdeling i vandmasserne og stor tilførsel af næringsstoffer pr. tids- og rumenhed medføre en stor produktion af planteplankton, men graden hvori disse krav skal være opfyldt varierer fra type til type. F.eks. kan en række blågrønalger udnytte luftens kvælstof. Denne evne giver disse alger et fortrin frem for andre, når mængden af kvælstofnærings-salte i havvandet er lille. Dette forhold har givet spillet en afgørende rolle for udbredelsen af blågrønalgen Nodularia spumigena i de tørre og nedbørsfattige år 1975 og 1976.

En betydelig del af de observerede Nodularia spumigena i danske farvande i 1975 og 1976 hidrørte fra bestande i Østersøen. Der er dog ikke tvil om,

at de meget tætte forekomster i Århus Bugt - Kalø Vig området skyldes en opformering af lokale bestande, som i disse år fik særlig gode vækstbetingelser.

De årlige variationer i nedbør og afstrømning fra land bevirker en betydelig variation i den årlige næringsstofudvaskning fra jorden (Frimodt Pedersen, 1983). Afstrømningsmængden er imidlertid ikke alene bestemt af den totale nedbør, men også af nedbørsfordelingen og - intensitet i afstrømningsperioden. Der kan derfor ikke generaliseres, men meget tyder på, at de usædvanlige store afstrømninger i en kombination med uheldige meteorologiske og hydrografiske omstændigheder i sensommeren 1981 har bidraget til de omfattende iltsvinds- og fiskedødsfænomener i efteråret 1981.

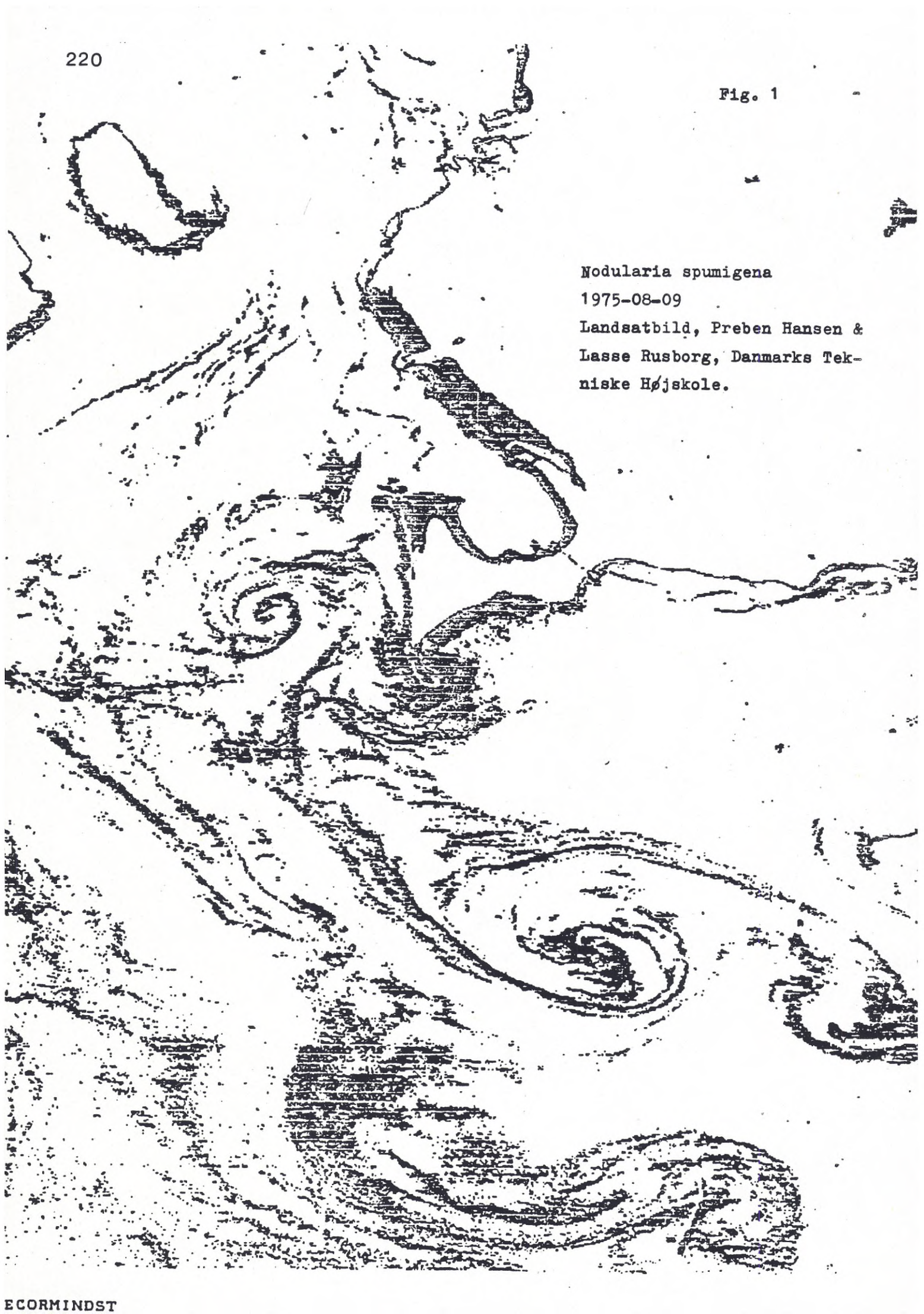
Meteorologiske forhold - vejret - i en kombination med hydrografiske forhold har udløst og spillet en stor rolle for udviklingen af de iltsvindsfænomener, som vi har observeret i vore farvande i de senere år. Men de øvrige betingelser for en stor produktion af planteplankton, herunder stor tilførsel af næringsstoffer, må samtidig have været opfyldt. Med den foreliggende viden om processerne i havet samt om næringsstofftilførslen til havet fra land og atmosfære er det ikke muligt generelt at udtale sig om spildevandsudledningernes og de diffuse udledningers betydning for udviklingen af masseforekomst af planteplankton i danske farvande. Der er dog almindelig enighed om, at næringsstofftilførslen fra land ikke har en hæmmende effekt på planteplanktonets vækst. De senere års stigende tilledning af næringsstoffer, især fosfor og kvælstof har sandsynligvis øget muligheden for dannelsen af gunstige vækstbetingelser for planteplankton i kystzonen. Den hyppigere og mere omfattende optraeden af f.eks. bundvendinger i Limfjorden samt forekomster af planteplankton i Århus Bugt-Kalø Vig kunne tyde på, at vi har fejlvurderet forholdene i kystzonen. Det kunne se ud som om vi har overvurderet kystzonens evne til at sprede og omsætte de tilledte mængder næringsstoffer.

7 LITTERATUR

- Anon. Limfjordsundersøgelser 1973-75. Limfjordskomiteen, 1976.
- Anon. Bundfaunaundersøgelser i Flensborg Fjord 1978. Flensborg Fjord Kommissionen, 1979.
- Anon. Miljøprojekter 18.
Undersøgelser vedrørende forekomsten av blågrønalgen Nodularia spumigena i sommeren 1977. Miljøstyrelsen, 1979.
- Anon. Opgørelse over belastningen fra land af de indre danske farvanden med organisk stof, total-N og total-P. Miljøstyrelsen, 1983.
- Colebrook, J.M. Trends in the climate of the North Atlantic Ocean over the past century. *Nature*, Vol. 263, pp. 576-577, 1976
- Colebrook, J.M. Continuous Plankton Records: Seasonal cycles of Phytoplankton and Copepods in the North Atlantic Ocean and the North Sea. *Marine Biology* 51, pp. 23-32, 1979.
- Colebrook, J.M. Continuous Plankton Records: Persistence in Time-Series and the Population Dynamics of *Pseudocalanus elongatus* and *Acartia clausi*. *Marine Biology* 66, pp. 289-294, 1982.
- Colebrook, J.M., P.C. Reid and S.H. Coombs. Continuous Plankton Records: A change in the Plankton of the Southern North Sea between 1970 and 1972. *Marine Biology* 45, pp. 209-213, 1978.
- Colebrook, J.M. and A.H. Taylor. Year to year changes in sea-surface temperature, North Atlantic and North Sea, 1948 to 1974. *Deep-Sea Research*, Vol. 26 A, pp. 825-850, 1979.
- Dahl, C., D.S Danielsson and B. Böhle. Mass occurrence of Gyrodinium aureolum Hulburt and fish mortality along the southern coast of Norway in September-October 1981. ICES C.M. 1982/L:56.
- Dethlefsen, V. and H. von Westerhagen. Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight 1982. ICES, WG MPNA, 1983.
- Dickson, R.R., H.H. Lamb, S.-A. Malmberg and J.M. Colebrook. Climatic reversal in northern North Atlantic. *Nature*, Vol. 256, pp. 479-481, 1975.
- Edler, L., G. Aertebjerg and C. Granéli. Exceptional Plankton blooms in the Entrance to the Baltic Sea - the Kattegat and the Belt Sea Area. ICES C.M. 1982/L:20.

- Ehlin, U., R. Elmgren och R. Rosenberg. Eutrofiering i marin miljö. Rapport til Statens Naturvårdsverk, 1982.
- Fleischer, S., L. Rydberg. Transport av kväve och fosfor till Laholmsbukten. Vatten 38, pp. 451-460, 1982.
- Frimodt Pedersen, E. Kvaelstofftab gennem draenvand 1971-78. Statens Planteavlfsforsøg, Medd. nr. 1704, Årgang 85, 1983.
- Hansen, V.K. and A.H.V. Sharma. On a Gyrodinium red water in the Eastern North Sea during autumn 1968 and accompanying fish mortality with notes on the oceanographic conditions. ICES C.M. 1969/L:21.
- Kat, M. The Sequence of the Principal Phytoplankton Blooms in the Dutch Coastal Area (1973-1981). ICES C.M. 1982/L:22.
- Kändler, R. Der Einfluss der Wetterlage auf die Salzgehaltsschichtung ins Übergangsgebiet zwischen Nord- und Ostsee. Dtsch. Hydrogr. Z. Band 4, Heft 4, s. 150-160, 1951.
- Lamb, H.H. Climate in the 1970's. Nature, Vol. 259, p. 606, 1976.
- Lindahl, O. On the development of a Gyrodinium aureolum occurrence on the Swedish west coast in 1982. Kristineberg Marin Biological Station, 1983.
- Lindahl, O. and L. Hernroth. Phyto-Zooplankton Community in coastal Waters of western Sweden - An Ecosystem off Balance? Mar.Ecol. Prog.Ser. Vol. 10, pp. 119-126, 1983.
- Maury, M.F. The Physical Geography of the sea. Harper and Bros., New York, 1855.
- Nehring, D. Phosphorus. In: Assessment of the effects of Pollution on the Natural Resources of the Baltic Sea, 1980. Baltic Marine Environment Protection Commission, 1981.
- Nielsen, A. Øresund, Bælthavet og Kattegat - Fysiske Undersøgelser, Bæltprojektet, pp. 15-51. Miljøstyrelsen 1976.
- Niemi, Å. Plankton blooms in the Central and Northern Baltic Sea. ICES C.M. 1982/L:10.
- Parker, M. Exceptional Marine Blooms and their Significance for Fisheries. ICES C.M. 1982/L:43.
- Parker, M., T. Dunne and J. McArdle. Exceptional Marine Blooms in Irish Coastal Waters. ICES C.M. 1982/L:44.
- Raymont, J.E.G. Plankton and Productivity in the Oceans. Pergamon Press, 1976.

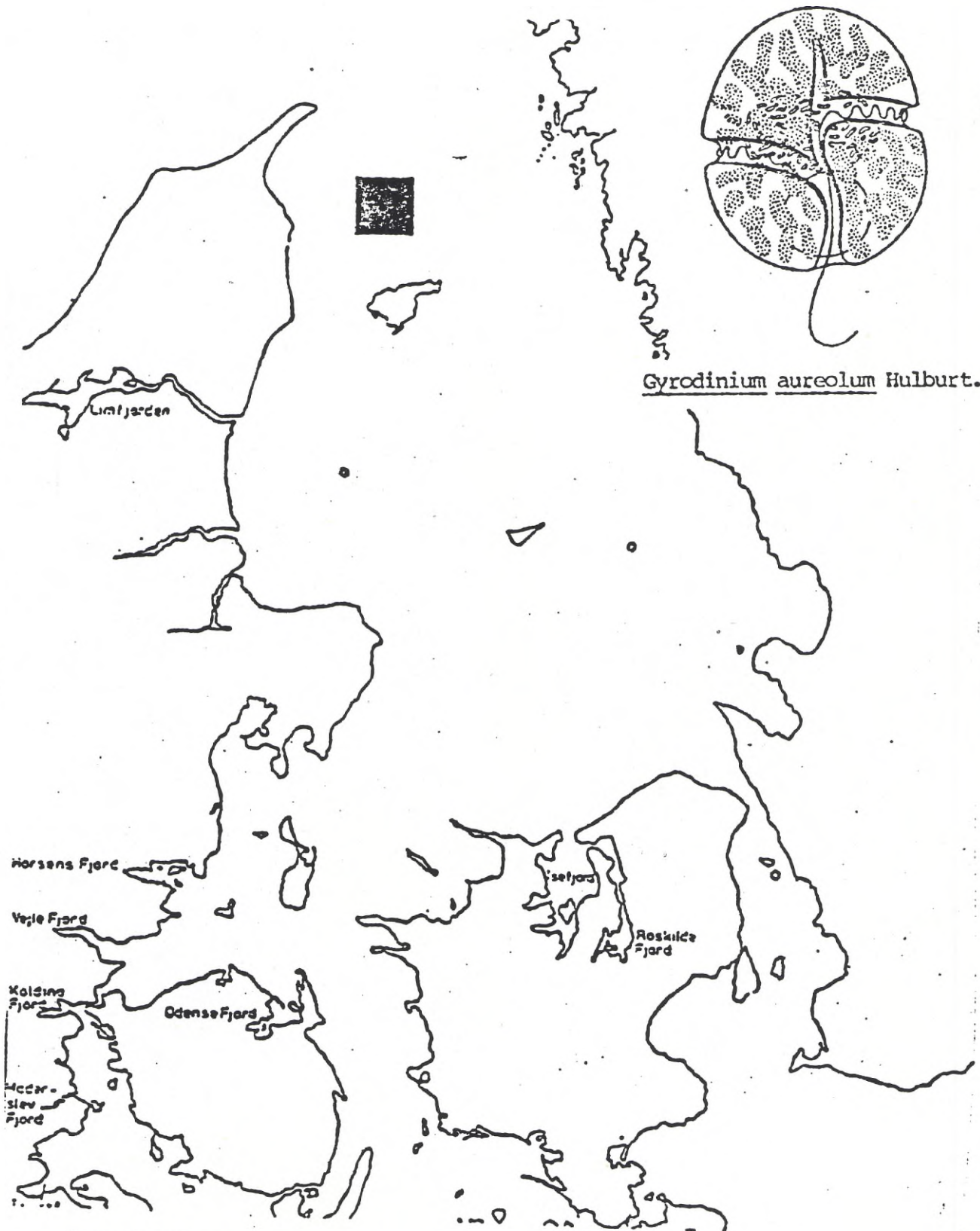
- Reid, P.C. Continuous Plankton Records: Changes in the Composition and Abundance of the Phytoplankton of the North-Eastern Atlantic Ocean and North Sea, 1958-1974. *Marine Biology* 40, pp. 337-339, 1977.
- Rosenberg, R. Havets liv och miljö. Liber, 1982.
- Rydberg, L. Västkustens hydrografi och närsalttransporter. Trender och klimatberoende i Östersjön och Västerhavet. Oceanografiska Institutionen, Göteborgs Universitet, 1983.
- Steele, J.H. and E.W. Henderson. Spatial patterns in North Sea plankton, *Deep-Sea Research*, Vol. 26 A, pp. 955-963, 1979.
- Steemann-Nielsen, C. Planteplankton. *Danmarks Natur*, bd. 3, pp. 312-329, 1968.
- Svansson, A. Undersökning av vatten- och materialbalansen i norra Kattegat. Rapport til Statens Naturvårdsverk, 1979.
- Szaron, J. Preliminary transport computations of water, salt and nutrients through the Göteborg-Frederikshavn section in the northern Kattegat. *Medd. Havsfiskelaboratoriet*, No. 255, Lysekil, 1979.
- Ursin, C. Samspillet mellem fiskearterne. *Fisk og Hav* 1978, pp. 3-7. *Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser*, 1978.
- Aertebjerg, G., T.S. Jacobsen, E. Gargas and E. Buch. Evaluation of the Physical, Chemical and Biological Measurements. The National Agency of Environmental Protection, Denmark, 1981.
- Hagebro, C., S. Bang and E. Somer. Nitrate Load/Discharge Relationships and Nitrate Load Trends in Danish Rivers. In press, 1983.
- Jørgensen, V. Luftens og nedbørens kemiske sammensætning i danske landområder. *Statens Planteavlsvforsøg*, 1434. beretning, 1979.
- Rodhe, H., R. Söderlund and J. Ekstedt. Deposition of airborne pollutants on the Baltic. *AMBIO*, Vol. IX, No. 3-4, 1980.



Nodularia spumigena

1975-08-09

Landsatbild, Preben Hansen &
Lasse Rusborg, Danmarks Tek-
niske Højskole.



Gyrodinium aureolum Hulburt.

Gyrodinium aureolum: Cellekoncentrationer fundet i perioden 21. - 22. september 1981


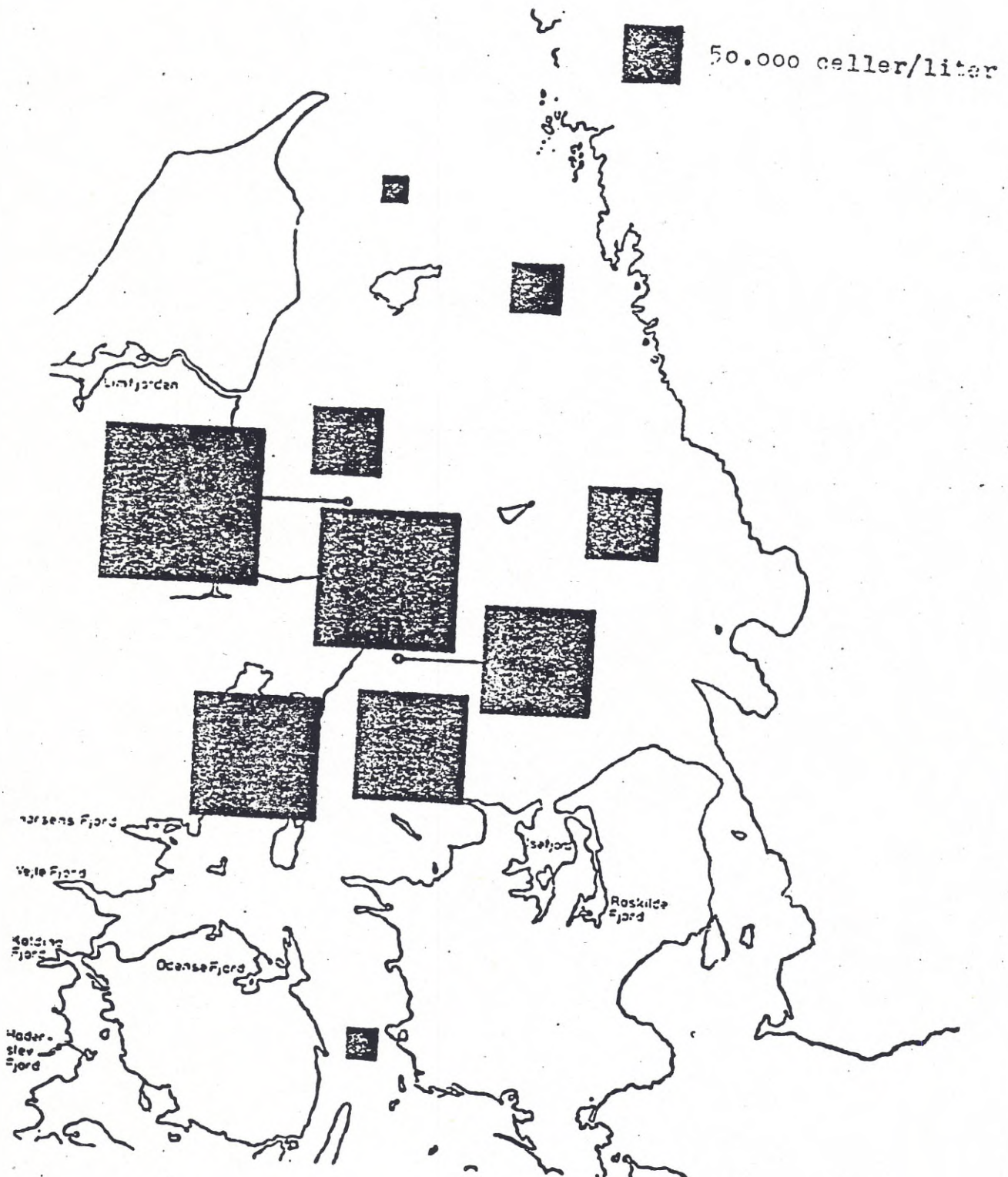
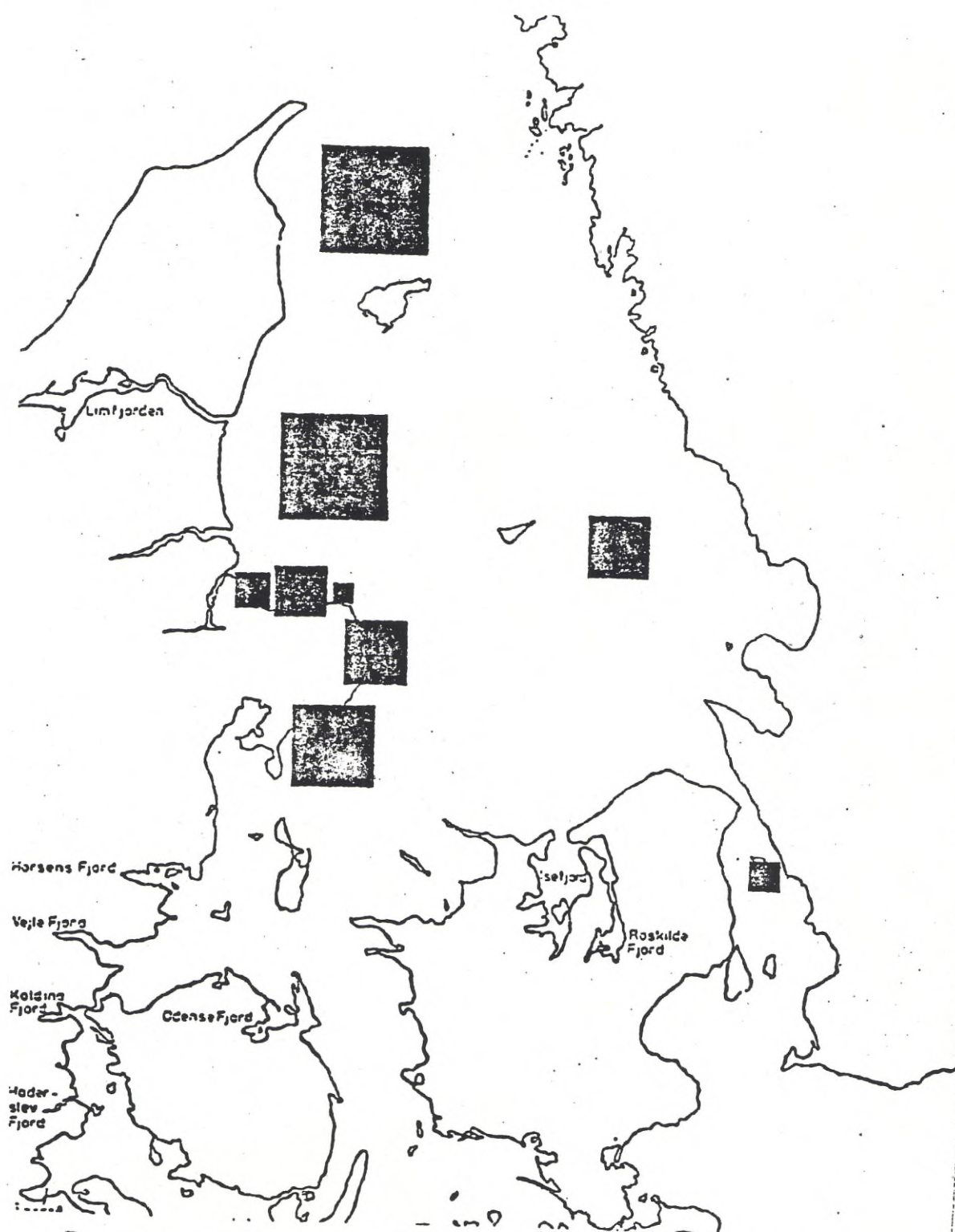
 50.000 celler/liter

FIG. 3



Forekomsten af den planktoniske furealge Gyrodinium aureolum i oktober 1981. Denne alge kan forekomme i meget store mængder og er i sådanne situationer giftig overfor fisk, idet gællerne beskadiges, så fiskene kvæles.

FIG. 4

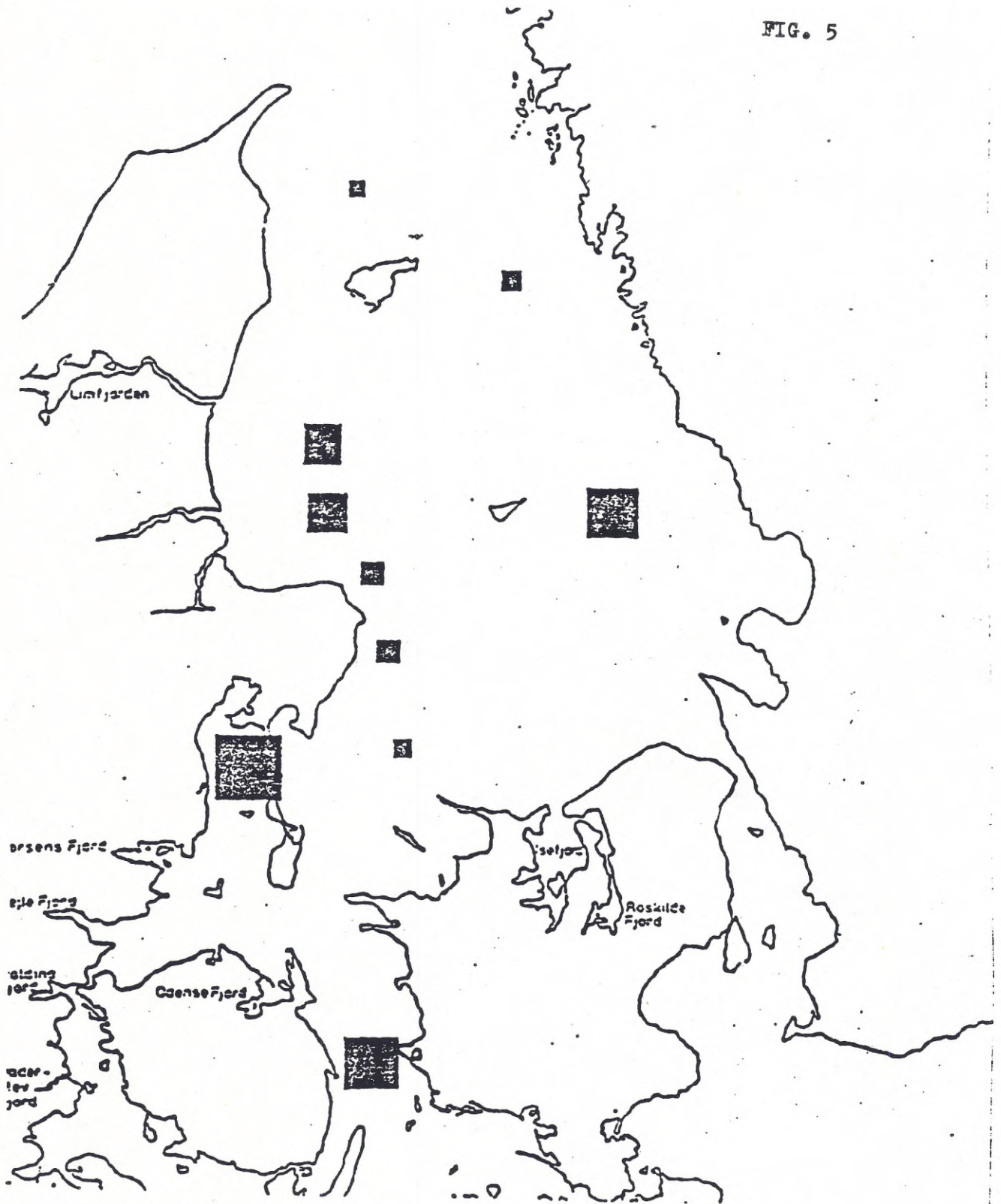


Prorocentrum minimum: Cellekoncentrationer fundet
i perioden 12. - 22. september 1981



50.000 celler/liter

FIG. 5



Prorocentrum minimum: Cellekoncentrationer fundet
i perioden 12. - 14. oktober 1981


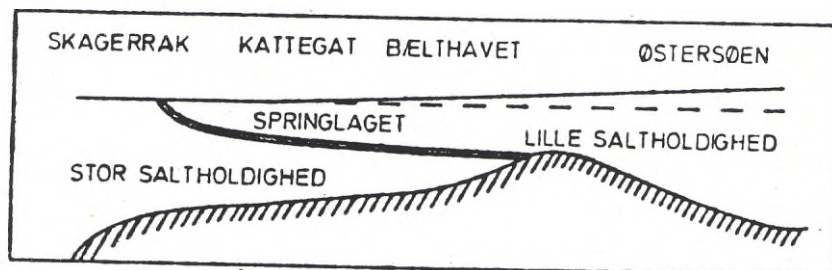
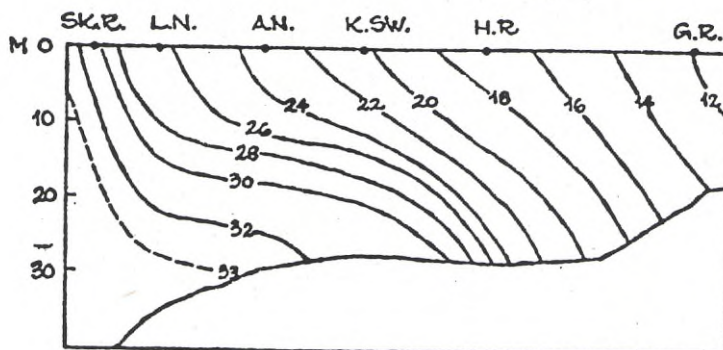
 50.000 celler/liter

FIG. 6

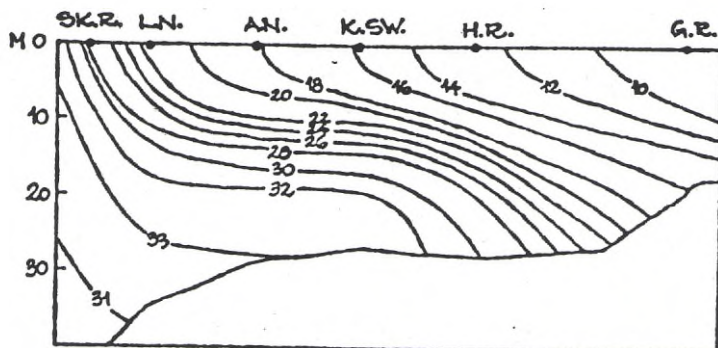


11 2

FIG. 7

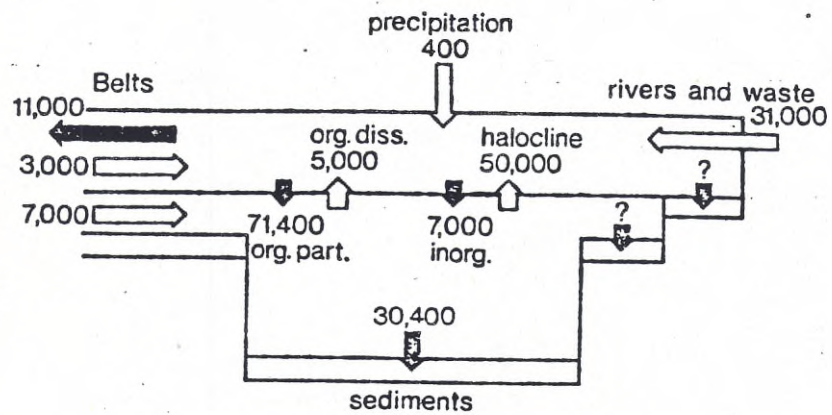


MIDDEL SALTHOLDIGHEDSFORDELINGEN
‰ - JANUAR -



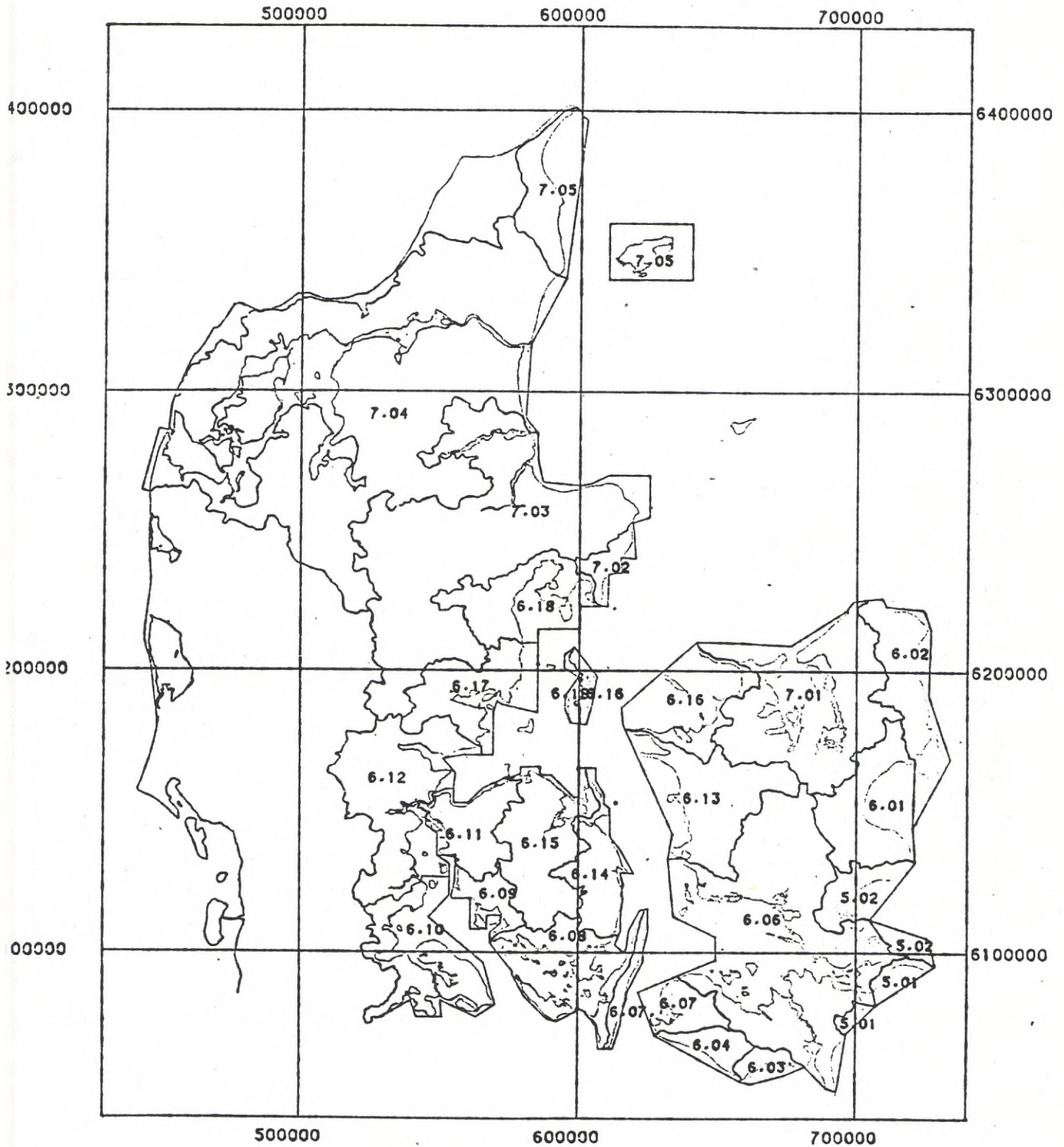
MIDDEL SALTHOLDIGHEDSFORDELINGEN
‰ - MAJ -

FIG. 8



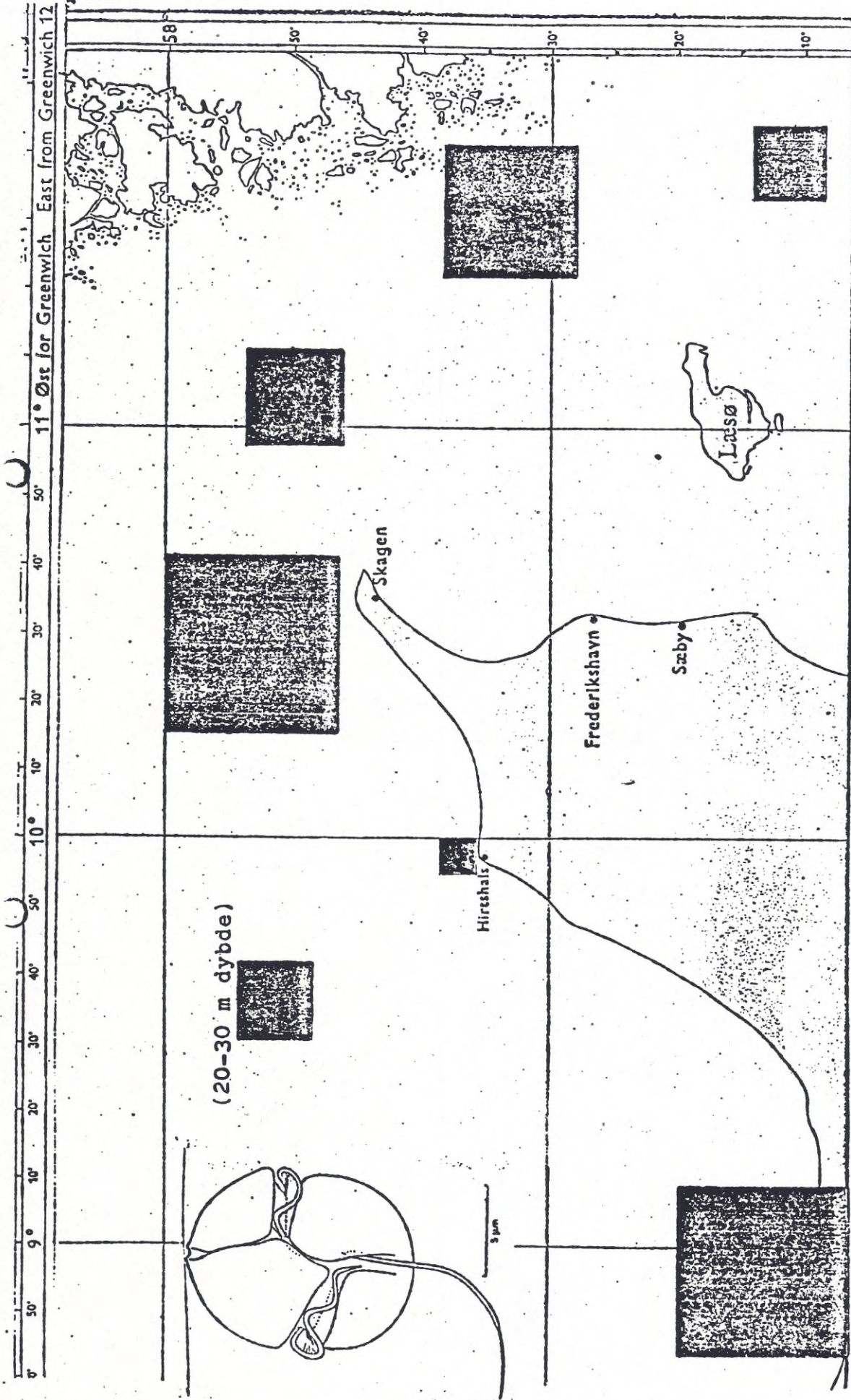
Phosphorus balance of the Baltic proper under aerobic conditions (in tons P yr⁻¹)
(Sen Gupta, 1973).

FIG. 9



HOVEDOPLANDE 1:2000000
 ØSTERSØEN OG KATTEGAT

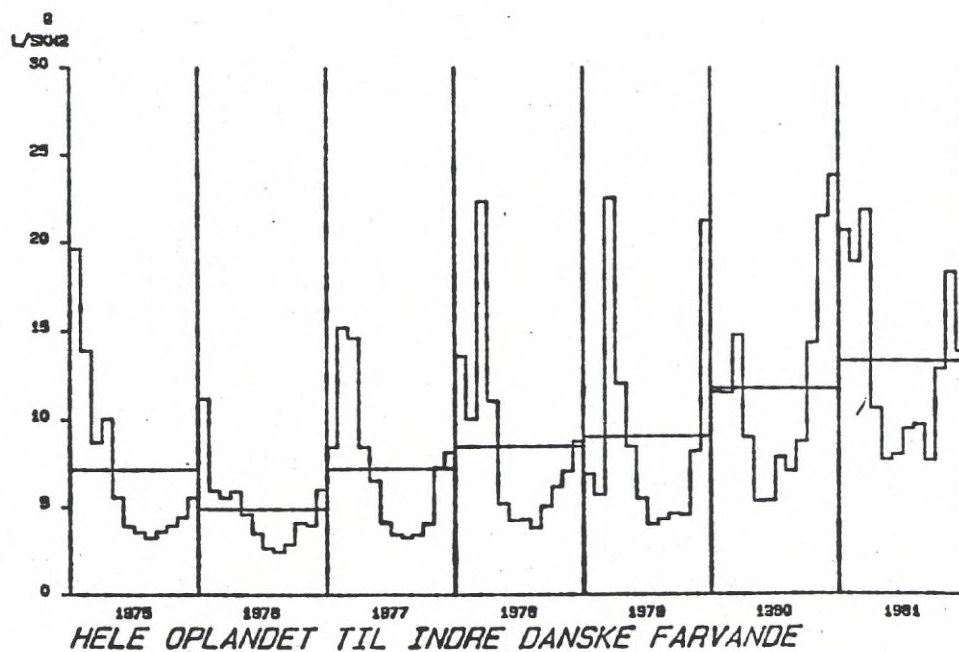
BOX AREAS



■ = 100.000 celler/l

Fig. 10 Gennemsnitlig koncentration af den giftige planktonalge *Gyrodinium aureolum* i overfladelaget (0-15 m) 31/8 - 1/9 1982.

FIG. 11



Afstrømning ($l/s \cdot km^2$) fra det samlede opland ($30.450 km^2$).

Tabel 1

De indre danske farvandes belastning fra land med total-kvælstof, total fosfor og organisk materiale (COD) for perioden 1975-81. Belastningen er opgjort som gennemsnit for perioden, som minimumværdi i det tørre år 1976 samt som maksimumværdi i det våde år 1981.

	Total-N T/år	Total-P T/år	COD T/år
Gennemsnit 1975-81	90.000	10.000	500.000
Minimum 1976	60.000	9.000	450.000
Maksimum 1981	120.000	11.000	550.000

Tabel 2

De indre danske farvandes belastning fra land med total-kvælstof, total fosfor og organisk materiale (COD) for perioden 1975-81. Belastningen er fordelt på punktkilder og diffuse kilder.

	Total-N	Total-P	COD
Punktkilder	35 %	85 %	80 %
Diffuse kilder	65 %	15 %	20 %

Tabel 3

De indre danske farvandes belastning fra land med total-kvælstof, total fosfor og organisk materiale (COD) for perioden 1975-81. Belastningen er fordelt på kildetyper og afrundet til nærmeste hele 5 %.

	Total-N	Total-P	COD
Rensningsanlæg	30 %	70 %	55 %
Industri med direkte udledning til havet	5 %	15 %	20 %
Dambrug	~ 0 %	~ 0 %	~ 0 %
Arealbidrag	40 %	5 %	~ 0 %
Urban afstrømning	~ 0 %	~ 0 %	5 %
Ajle mm. og spredt bebyggelse	25 %	10 %	20 %

Box nr.	Samlet Byzone areal i km ²	Særskilte data		Renningssamling		Særskilte udlædningsr		Diffus belastning				Totalbelastning							
		tot-N	tot-P	Spildevandsplaner	Ialt	Industri direkte	Dumbrug	Areallbidrag	Urban afstrømning	Spredt bebyggelse + udlædningsr. i alle m.	tot-N	tot-P	tot-N	tot-P					
5.01	94,4	1,0	-	-	-	-	-	136	0,9	0,96	0,08	8	75	2,0	327	212	4	335	
5.02	383	9,7	-	342	120	1180	-	548	3,7	9,3	0,8	78	298	11,2	1305	1197	136	2563	
6.01	687	165	-	1378	410	6102	222	1064	7,2	158	13,2	1300	577	21,7	2527	3199	465	63929	
6.02	815	306	-	5620	1448	153540	-	422	5,1	294	24,5	2450	407	15,3	1781	6743	1493	157771	
6.03	120	2,0	-	19	6	119	-	161	1,2	1,9	0,2	16	94	3,5	413	276	11	548	
6.04	252	11,4	-	86	27	541	-	371	2,4	11	0,9	91	192	7,2	843	660	38	1475	
6.06	2812	131	-	1441	446	6995	268	3835	26,8	128	10,6	1060	2163	83,4	9376	8008	658	32551	
6.07	450	12,2	-	66	15	110	74	682	4,4	11,7	1,0	98	350	13,1	1533	1229	51	3617	
6.09	5/4	38,5	-	210	48	2440	4501	751	5,6	37	2,1	300	444	16,7	1946	1777	185	6755	
6.09	267	12,0	-	33	12	291	374	339	2,6	11,5	1,0	96	204	7,6	892	822	60	18453	
6.10	822	59,8	-	230	78	1770	15	1106	7,6	57	4,8	478	610	22,9	2667	2883	378	10028	
6.11	660	29,4	-	421	141	2659	-	876	6,3	28	2,4	240	504	18,9	2205	1829	169	5154	
6.22	1587	121	-	717	245	3787	1440	2028	14,7	116	9,7	970	1173	44,0	5131	6462	1553	29399	
6.23	1176	67,9	-	759	261	3618	196	1625	11,1	65	5,4	540	886	33,2	3878	3531	362	13796	
6.14	619	25,6	-	389	134	1928	-	850	5,9	25	2,0	200	474	17,8	2075	1798	179	4528	
6.15	1193	125	-	452	164	2650	5	1409	10,7	120	10	1000	854	32,0	3738	3245	358	9297	
6.16	350	45,2	-	594	198	3737	92	404	3,1	43	3,6	360	244	9,1	1067	1377	224	5284	
6.17	715	50,3	-	601	155	3892	12	1043	7,3	48	4,0	400	580	21,7	2537	2294	191	7059	
6.18	770	123	-	848	279	6642	-	847	6,5	118	9,8	900	518	19,4	2264	2343	316	10346	
7.01	2068	264	-	1618	305	12869	-	2369	18,0	253	21,1	2110	1443	54,1	6328	5683	398	21307	
7.02	188	2,8	-	19	6	115	-	172	1,8	2,7	0,2	22	140	5,5	647	343	14	792	
7.03	4617	166	-	2398	736	12600	304	4869	44,5	159	13,3	1330	3561	133,5	15578	11621	974	35968	
7.04	8308	276	-	2829	988	12905	-	8157	80,6	265	23,0	2210	6506	241,0	28112	18019	1354	45477	
7.05	646	56	-	1372	403	5846	192	634	5,9	54	4,5	450	472	17,7	2065	2734	456	13481	
I ALT				25031	7450	263151	3092	34690	284	892	77	7464	16800	22757	853	99235	88485	10024	499668
9				29	74	53	3	39	3	1	1	2	26	8	20	100	100	100	100

ALLE VÆRDIER I TONS/ÅR.

Tabel 4. Gennemsnitsbelastning i perioden 1975-81 fordelt på boxe og kilder.

Tabel 5

BOKS 6.02

ØRESUND - DANMARK

	Kvælstof		Fosfor		Organisk stof	
	T/år	%	T/år	%	T/år	%
Rensningsanlæg:	5.620	83	1.448	97	153.540	97
Industri (direkte):	-		-		-	
Dambrug:	-		-		-	
Urban afstrømning:	294	4	25	2	2.450	2
Arealbidrag:	422	6	5		0	
Spredt bebyggelse: + ajle m.m.	407	6	15	1	1.781	1
IALT	6.743	99	1.493	100	157.771	100

Tabel 6

BOKS 7.04

LIMFJORDEN

	Kvælstof		Fosfor		Organisk stof	
	T/år	%	T/år	%	T/år	%
Rensningsanlæg:	2829	16	988	73	12.905	28
Industri (direkte):	-		-		-	
Dambrug:	262	1	22	2	2.250	5
Urban afstrømning:	265	1	22	2	2.210	5
Arealbidrag:	8157	45	41	6	0	0
Spredt bebyggelse: + ajle m.m.	6506	36	241	18	28.112	62
IALT	18.019	99	1.354	101	45.477	100

