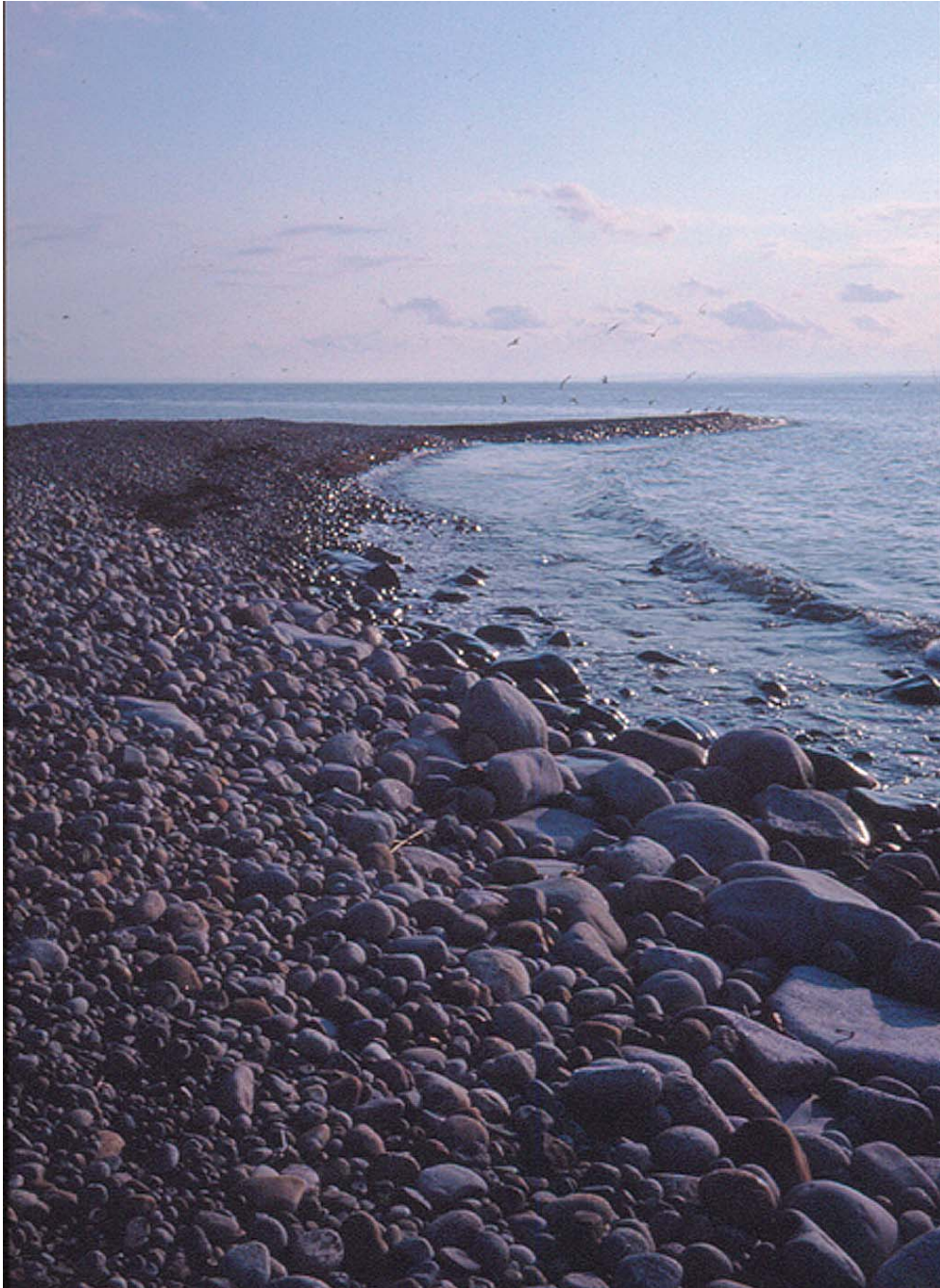


Hanöbukten

Kustvattenmiljö 2002

Med utvärdering av perioden 1990-2002



Blekingekustens Vattenvårdsförbund
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Hanöbukten Kustvattenmiljö 2002

Med utvärdering av perioden 1990-2002

*Blekingekustens Vattenvårdsförbund
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten
Årsrapport 2002*

Stefan Tobiasson, Jonas Nilsson, Roland Engkvist,
Bo Juhlin, Kjell Wickström,
Fredrik Lundgren, Anders Sjölin



HÖGSKOLAN I KALMAR - Institutionen för Biologi och Miljövetenskap

Hanöbukten

Kustvattenmiljö 2002

Med utvärdering av perioden 1990-2002

Blekingekustens Vattenvårdsförbund
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Årsrapport 2002

BESTÄLLNINGSDRESS:

Högskolan i Kalmar
391 82 Kalmar

TELEFON:

0480-44 73 12

TELEFAX:

0480-44 73 40

EPOST:

stefan.tobiasson@hik.se

HEMSIDA:

www.hanobukten.org

www.student.ec.se/mifo99/bkvf/huvudsida.htm

www.hik.se

TEXTER:

Stefan Tobiasson Högskolan i Kalmar,

Roland Engkvist Högskolan i Kalmar,

Kjell Wickström SMHI,

Fredrik Lundgren Toxicon

Anders Sjölin Toxicon.

ILLUSTRATIONER:

Stefan Tobiasson, Bo Juhlin, Anders Sjölin, Fredrik Lundgren

© HÖGSKOLAN I KALMAR,

Institutionen för Biologi och Miljövetenskap

Stefan Tobiasson

Rapport 2003:12

ISSN 1402-6198

GRAFISK FORM:

Karl-Erik Persson Media, Färjestaden

TRYCK:

Högskolans Tryckeri

UPPLAGA:

150 ex

Innehåll

Sammanfattning	I-IV
Inledning	9
1. Tillståndet i olika vattenområden 2002	10
1.1 Västra Hanöbukten	10
1.2 Åhus och upp till Sölvesborgsområdet	12
1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn	14
1.4 Ronnebyområdet och västerut	16
1.5 Karlskrona- och Torhamnsområdet	18
1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund	20
2. Tillförsel av föroreningar	22
3. Hydrografi i utsjön	24
4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten	26
4.1 Salthalt	27
4.2 Siktdjup	27
4.3 Syreförhållanden	28
4.4 Närsalter	28
4.5 Organiskt kol (TOC) och Klorofyll-a	30
5. Sediment och mjukbottenfauna	32
5.1 Sediment	32
5.2 Bottenfauna	34
6. Makroalger på hårbottenar	39
6.1 Utbredning och förekomst av alger	39
6.2 Förekommande arter	40
6.3 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll	43
7. Metaller och miljögifter i musslor	44
7.1 Metaller i musslor	44
7.2 EOCl och klorfenoler i musslor	45
8. Fiskfysiologiska undersökningar	46
8.1 Gallanalyser	46
8.2 CYP1A-halt och EROD-aktivitet	47
8.3 Aminotransferasanalyser	48
8.4 Leverhispatologi	48
8.5 Morfometri	49
8.6 Reproduktionsstudier	51
8.7 Makroskopisk bedömning	53
Referenser	54
Bilagor	56

Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

- sammanfattning av resultat från undersökningarna 2002 samt utvärdering av perioden 1990-2002

Under åren 1998-2002 har Högskolan i Kalmar, SMHI och TOXICON i Landskrona genomfört den samordnade kustkontrollen i Hanöbukten. I provtagningarna ingår såväl vatten- och sedimentundersökningar som undersökningar av biologiska variabler. Syftet med undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbuktens kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar. Programmet ska ge underlag för fortsatt planering, åtgärder och fortsatt övervakning i Hanöbukten och dess tillrinningsområde.

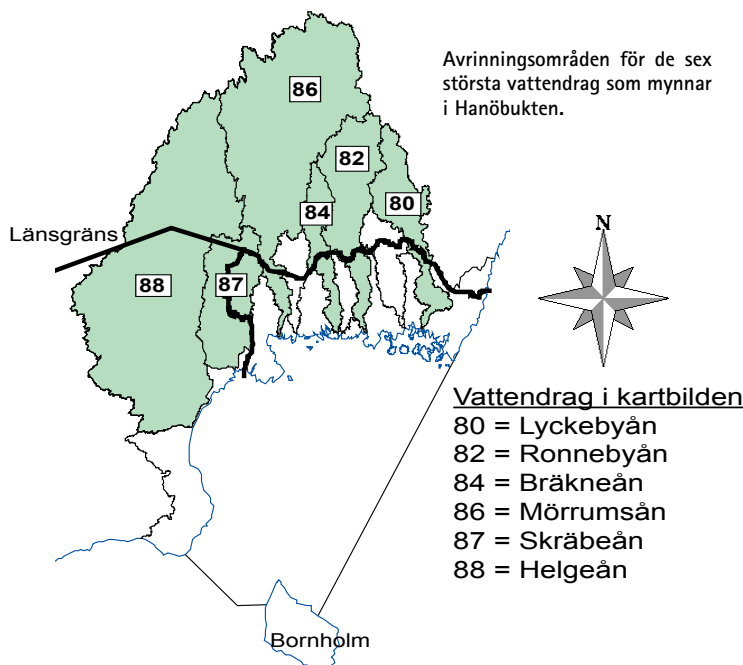
Ökad näringsmängd via åarna

En stor del av kväve- och fosfortransporten till kusten sker med vattendragen och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Näringstransporten i åarna bestäms till stor del av flödet vilket i sin tur speglar nederbördsmängden. Under 2002 var å-transporten störst under senvintern, utanför växtperioden, vilket innebar ovanligt höga halter av näringsämnen till Hanöbukten. För fosfor var det den hittills högsta och för kväve den näst högsta mängden för perioden 1989 till 2002. Trendanalys av näringsstillförseln visar att det finns en liten tendens till ökning både för kväve

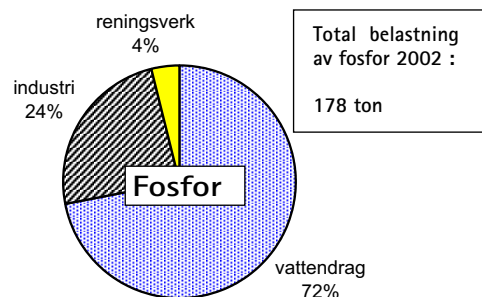
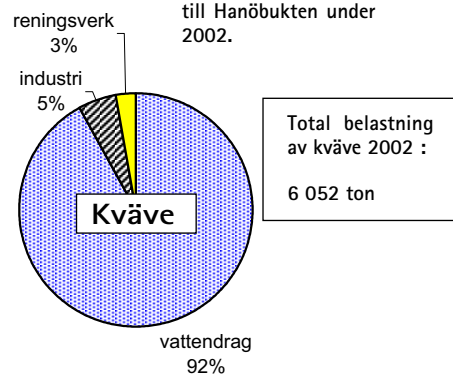
och fosfor för alla år utom Helgeå. Samtidigt har utsläppen från industrier och kommunala reningsverk minskat.

Under 2002 kom mer än 90% av kvävet via vattendragen medan motsvarande siffra för fosfor var 72%. Här kom så mycket som 23% från massaindustrin.

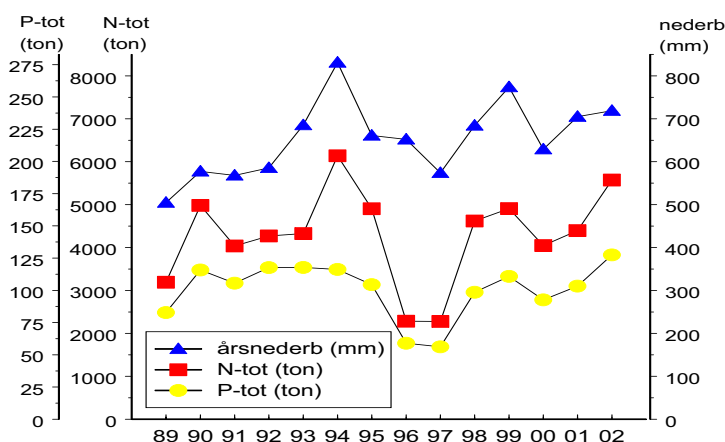
Trendanalys av några års transport av tungmetaller visar att mängden av såväl krom och bly som kadmium ökat de senaste tio åren.



Fördelning mellan olika källor av kväve- resp fosfortillförseln till Hanöbukten under 2002.



Nederbörd i Hanöbuktens avrinningsområde samt beräknad vattendragstransport av kväve och fosfor till kusten från de sex största vattendragen 1989-2002.

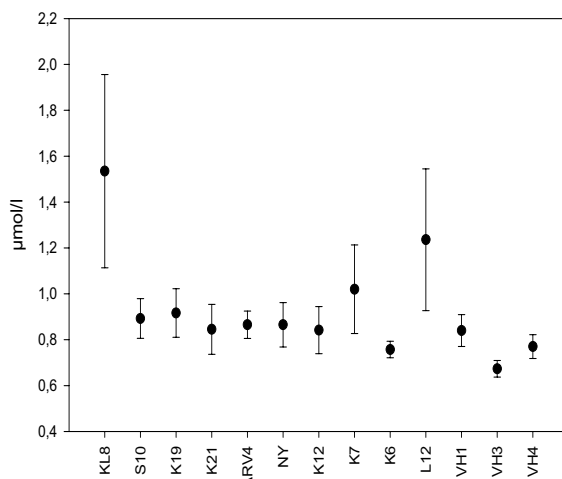
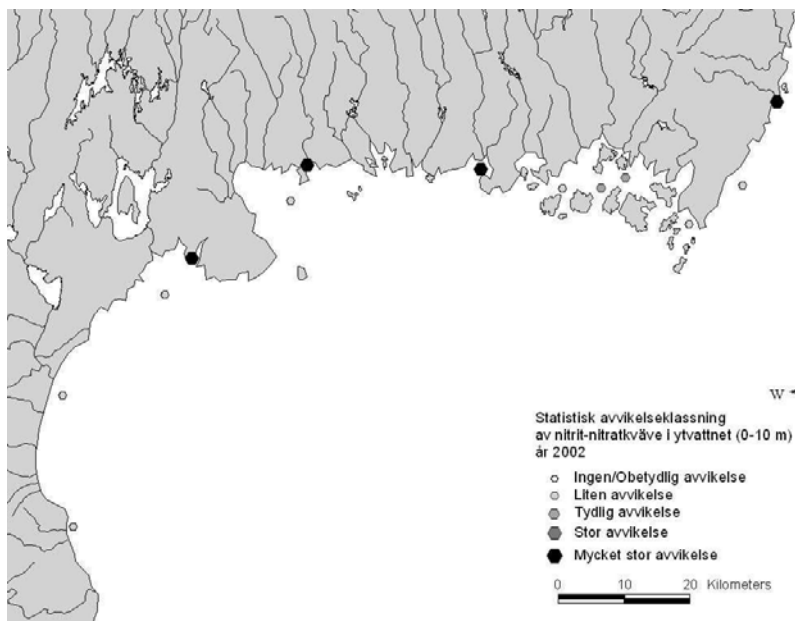


Sjunkande kvävehalter i Hanöbukten

Någon egentlig salthaltsskiktning under 2002 förekom inte i kustvattnet utom vid Kristianopel, Karlshamn och i Ronnebyområdet som är starkt påverkade av å-vatten. Salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i skärgårdsområden vilket medför att syreförhållandena oftast är goda vid botten. I Karlskronabassängen förekommer dock ibland låga syrgashalter i bottenvattnet. Syreförhållandena var under 2002 stabila med en normal årscykel och med de lägsta halterna under sensommaren. Det lägsta värdet uppmättes på station NY vid Karlskrona, där halten var låg enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Enligt samma bedömningsgrunder var siktdjupet generellt bra i hela området under 2002. Bedömningen grundar sig på provtagningen i augusti månad.

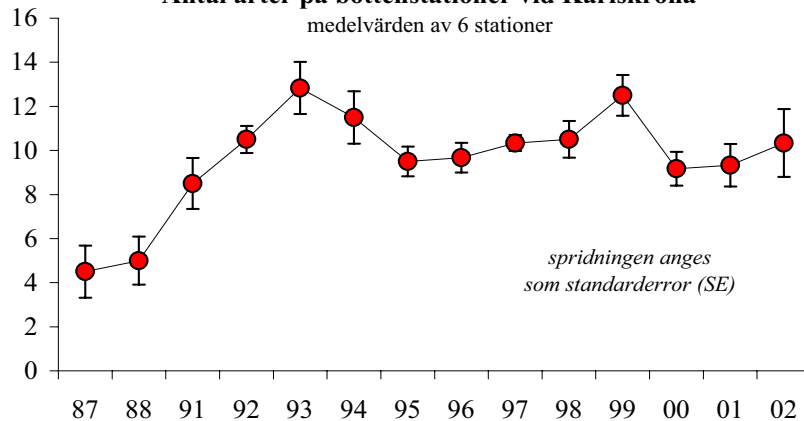
Under 2002 inträffade en generell minskning av närsaltaltern i Blekinge och västra Hanöbukten kustvatten. Halterna var som tidigare något högre än halterna i utsjön, vilket tillsammans med en något lägre salthalt är typiskt för kustvattnet.

Flertalet av de undersökta områdena hade enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder låga till medelhöga halter av av närsalter. Det fanns någon station inom samtliga delområden, som för den senaste tioårsperioden uppvisade en sjunkande trend för oorganiska närsalter. Enligt trendanalyserna som gjorts i flerårsanalysen finns en svagt sjunkande trend framför allt i västra Hanöbukten. Det gick inte att påvisa någon signifikant koppling mellan utsläppen från de olika punktkällorna och de redovisade resultaten från mätstationerna.



Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för totalfosfor under 2002 för olika stationer. S10 och KLB ligger i södra Kalmarsund, K19 vid Torhamn, K21-NY i Karlskronaområdet, K12 vid Ronneby, K7 vid Karlshamn K6 ute i Pukaviksbukten, L12 i Sölväsviksbukten och VH1-VH4 i västra Hanöbukten.

Antal arter på bottenstationer vid Karlskrona



Medelartantal på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1987-2002. Spridningen anges som medelfel (SE).

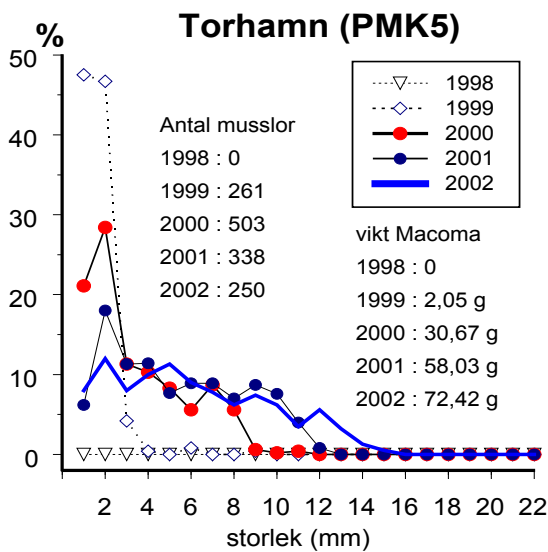
Sediment och bottenfauna

På och i sedimentet finns normalt ett relativt stort antal djur som på olika sätt påverkas av föroreningar och annan störning. Vid ökad föroreningsgrad försvinner några känsliga arter, medan andra mer tåliga arter kan breda ut sig.

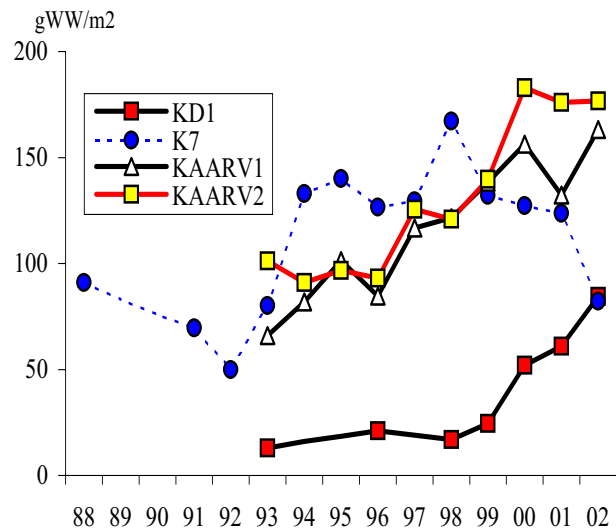
I Hanöbukten påträffades djur på samtliga 28 undersökta stationer vid undersökningarna 2002, det totala antalet arter var 34. Några stationer var förhållandevis artfattiga vilket kan tyda på en viss påverkan, men artantalet på flertalet stationer låg runt 10. Artantalet ökade i allmänhet fram till 1993 men har därefter sjunkit signifikant. Samma sak gäller abundansen vilket till stor del beror på att mängden småmaskar och vitmärlor har minskat under de senaste 10 åren.

Individtätheten på stationerna är högst på sandiga bottenar med mycket

Längdfördelning för Östersjömusslor på station PMK5 vid Torhamn 1998–2002. Dessutom anges totala vikten för musslorna de olika åren.



Totalbiomassa (gWW/m²) på några mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1988–2001. Stationerna K7, KAARV 1 och 2 ligger vid Karlskrona, och KD1 utanför Tosteberga.



småmaskar samt på stationer med mycket vitmärlor. Förändringar i individantal mellan olika år har nästan alltid berott på variationer hos dessa arter. Eftersom de är kortlivade är denna typ av förändringar svåra att utvärdera, såvida det inte rör sig om mycket tydliga trender.

Den nyligen invandrade havsborstmasken *Marenzelleria viridis* fanns på 16 av de provtagna stationerna 2002 och verkar ha etablerat sig ordentligt längs kusten.

Mängden musslor i bottenarna har ökat på flera platser vilket inneburit ökade biomassor, speciellt i skyddade områden med gyttigt sediment. Sedan 1993 har den t ex ökat successivt i Karlskronaområdet vilket kan vara ett tecken på ökad eutrofiering, speciellt om man även beaktar att antalet förekommande arter har minskat under perioden. Enligt en utvärdering av bottenfaunalokaler i Yttre redden finns det tecken på en lindrig störning av nya reningsverkets utsläpp. I ett lite längre perspektiv har dock situationen blivit bättre i området. En annan tydlig trend är att sedimentens organiska halt har minskat, eventuellt beroende på ökat djurinnehåll. Samtidigt som dessa förändringar har inträffat kustnära har stationerna ute i Hanöbukten utvecklats mot fler arter och uppvisar inga tecken på miljöstörning.

Stationerna i Valjeviken och vid Sölvborg uppvisar tecken på övergödning men på stationen vid Kristianopel, som tidigare visat tydliga tecken på återkommande utslagning av bottenjuren till följd av

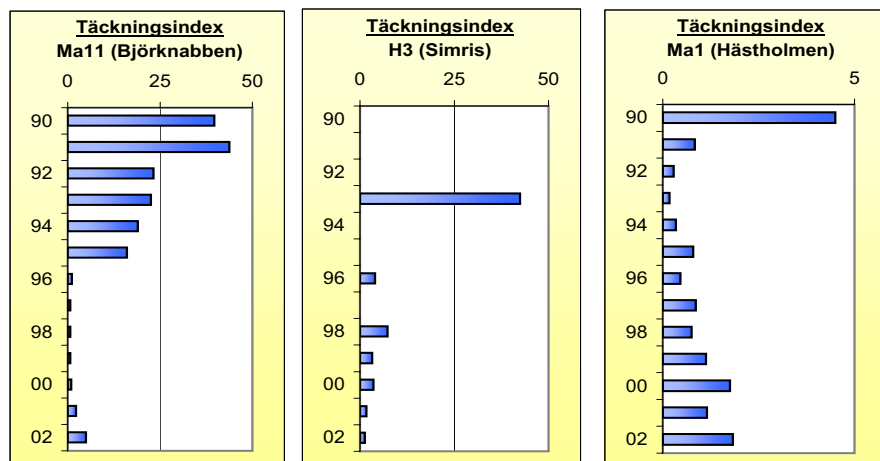
syrebrist hade situationen märkbart förbättrats under senare år. Samma sak gäller en station vid Torhamn som under senaste femårsperioden har utvecklats från nästan helt livlös till normal.

Generellt har det annars skett små förändringar av mjukbottenarnas djursamhällen de senaste fem åren vad gäller artsammansättningen, vilket bekräftas av en statistisk analys av hela artsammansättningen med s k multivariatanalys. En tillståndsklassning av resultaten av bottenfaunaundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar att stationerna är opåverkade till obetydligt påverkade.

Makroalger på hårbotten

Under perioden 1990–2002 har det skett stora negativa förändringar på algstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten, åtminstone då det gäller tångens situation. I dagsläget finns bara sammanhängande tångbälten på 9 av de 15 undersökta stationerna. Det är främst på de vågexponerade stationerna som tången har försvunnit. Under de senaste två åren har dock en liten förbättring skett på några platser. Det går inte med självklarhet att koppla försämringarna till de punktkällor som finns i området. Däremot kan man se en allmän förändring av Östersjöns strand-

Utveckling av mängden tång (uttryckt som täckningsindex) på 3 stationer som uppvisar tydliga förändringar under perioden 1990–2001. Observera att det är olika skalor.



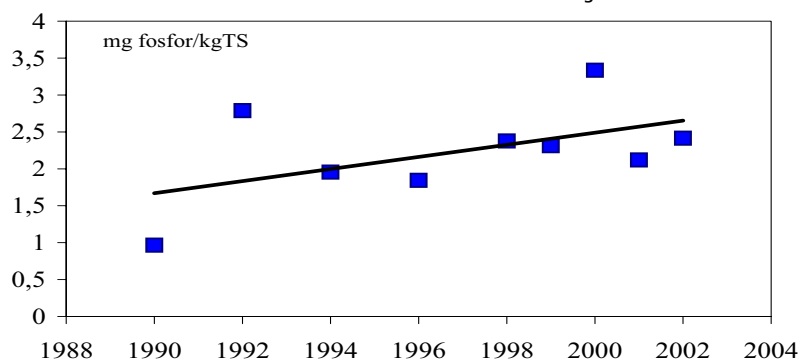
nära ekosystem som kan ha en koppling till utsläpp av olika slag.

Mängden påväxtalger på tången var i allmänhet något högre än 2001 och dominerades av fintrådiga brunalger. Det finns ingen trend i mängden fintrådiga påväxtalger under den provtagna femårsperioden. Inte heller i rödalgsbältet finns det någon trend under perioden utan de dominerande arterna uppvisar små skillnader mellan åren. Det var främst gaffeltång och rödris som dominerade men det finns ytterligare ett 20-tal arter av framför allt rödalger men även en del brun- och grönalger. Statistisk analys antyder att artsammansättningen främst styrs av vågexponeringen på respektive lokal, eventuell med inverkan av näringstillgång.

Statistisk analys av djursamhället i tången visar att det finns en tendens till att såväl abundans som biomassa har minskat under perioden. Annars är djursammansättningen med några undantag förvånansvärt stabil mellan åren. De skyddade, och sannolikt mer näringsrika, lokalerna vid Hasslö och Ronnebyhamn har en avvikande artsammansättning.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2002, liksom flertalet tidigare år, var kvävebegränsad på de flesta provtagna stationerna. Statistisk trendanalys visar att det finns en tendens till sjunkande kvävehalter och ökande fosforhalter

Halter av Fosfor i toppskott av Blåstång under åren 1990 till 2002. Medelvärden av 9 stationer i Blekinge.



Metaller och klorföreningar i blåmusslor

Mätningarna av metaller och miljögifter i Blåmusslor visar att halterna är relativt måttliga för flertalet ämnen. De metaller som hittills visat sig ha de starkaste biologiska effekterna är kvicksilver, kadmium, bly och koppar. Av dessa var kadmiumhalten tydligt förhöjd utanför Skånes ostkust och i Pukaviksbukten. Blyhalten var liksom tidigare år tydligt förhöjd på lokalen i Sölvesborgsviken. Halterna av tungmetaller i musslor var överlag något högre än 2001. Trendanalys för de fem årens mätningar visar att kromhalterna i området har ökat medan bly uppvisar tendens till att ha minskat. Vid Rakö utanför Nymölla har halterna av flertalet metaller minskat

under perioden.

Halterna av EOCI i musslor var relativt låga vid mätningarna 2002. I motsats till tidigare finns ingen gradient från Mörnars Bruk utan halterna var i stort sett samma på alla de sju provtagna stationerna. Halterna uppvisar en tendens till att sjunka, åtminstone de senaste åren. Endast referensstationen vid Torhamn uppvisar en signifikant ökande trend för klorföreningar.

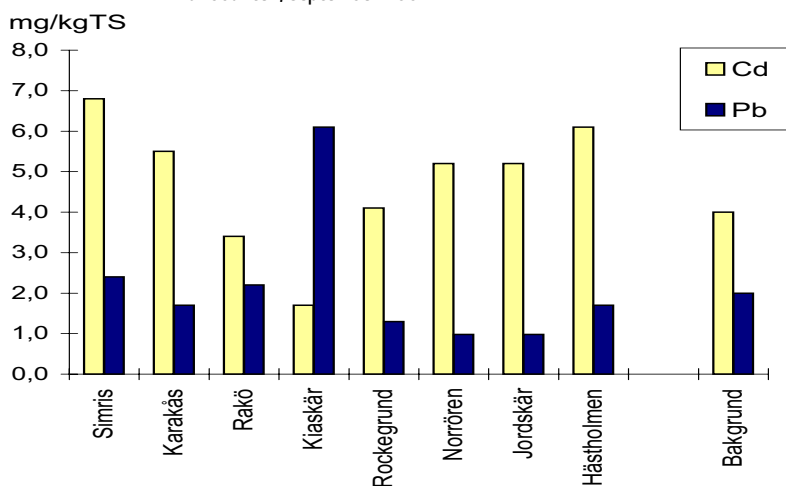
Fiskfysiologiska undersökningar

Vid studier av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i Blekinge och västra Hanöbukten kunde inga negativa effekter påvisas. Noterbart är dock att en förhöjd halt av avgiftningensenzymet CYP1A uppmättes i Nymölla bruks recipient vilket kan tolkas som att en relativt större exponering för ämnen som inducerar avgiftningssystemet föreligger. Denna högre påverkan kan, med utgångspunkt från företagna mätningar, dock inte kopplas till skadliga effekter på cell- eller individnivå.

I recipienten till Nymöllas bruk erhöles en lägre medellängd, medelvikt och en större andel döda yngel än på referenslokalerna men fortplantningen bedöms ej vara negativt påverkad då en bra yngelproduktion erhöles på samtliga lokaler. Inga skillnader erhöles mellan lokalerna med avseende på halterna av harts- och fettsyror samt steroler i fiskgalla.

Inga tecken på histopatologiska förändringar i lever, leverförstoring eller försämrad kondition noterades.

Halter av metallerna kadmium och bly i blåmusslor på 8 stationer i Blekinge och västra Hanöbukten, september 2002.



Kustvatten i Blekinge

ges ut av Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Sammanfattningen, sidorna I-IV, av Rapport 2003:12 är från undersökningarna 2002. De är utförda av Högskolan i Kalmar, SMHI och Toxicom.

TEXTER Stefan Tobiasson, Roland Engkvist, Kjell Wickström, Anders Sjölin, Fredrik Lundgren
 FOTO, GRAFIK OCH KARTOR Stefan Tobiasson, Bo Juhlin, Anders Sjölin, Fredrik Lundgren
 REDIGERING Stefan Tobiasson, Tina Kindström
 TRYCK Högskolans Tryckeri 2003

Inledning

Syftet med undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbukten kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar. Programmet ska ge underlag för fortsatt planering, åtgärder och fortsatt övervakning i Hanöbukten och dess tillrinningsområde. Undersökningarna utgör ett basprogram som kan kompletteras med specialundersökningar.

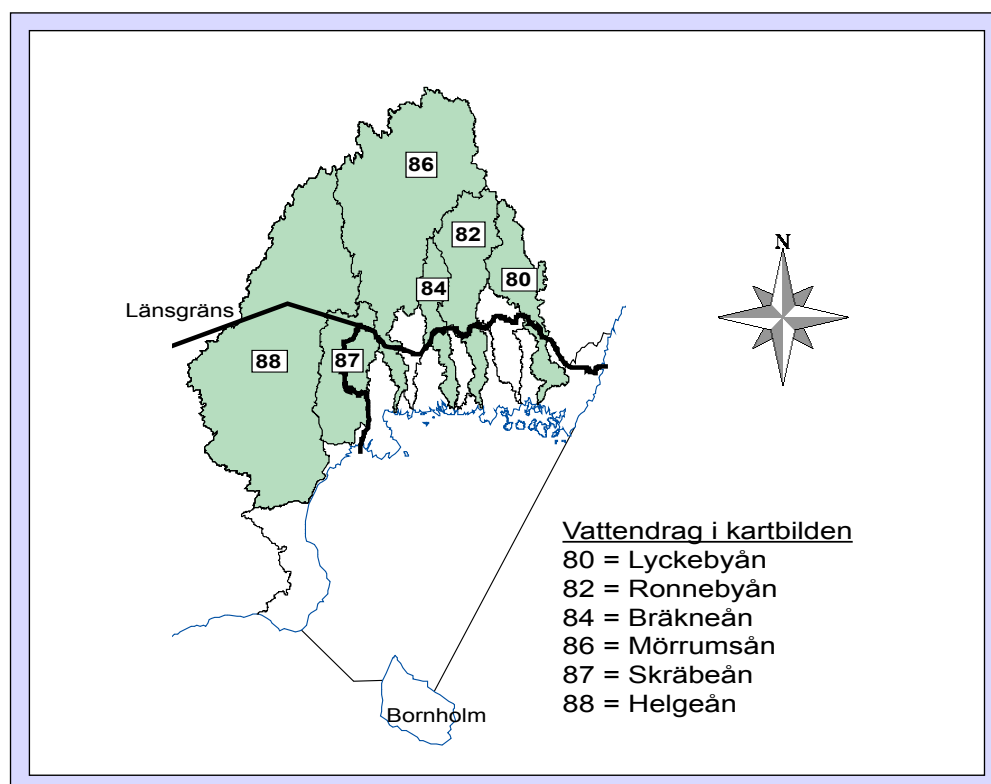
Under 2002 genomfördes samordnad recipientkontroll i Blekinge och västra Hanöbukten enligt de program som fastställdes i februari 1998. Kontrollen har omfattat fysikaliska/kemiska parametrar i vatten, biologiska undersökningar av bottenfauna och makroalger, fiskfysiologi för tånglake samt mätning av metaller och andra gifter i blåmusslor. Metoder och stationsnät för de olika provtagningsmomenten redovisas i bilaga 1. Provpunkterna i respektive provtagningsområde samt för varje undersökningstyp framgår också i ett antal kartor i rapporten.

I denna rapport redovisas resultaten för hela vattenområdet från Blekinge och västra Hanöbukten gemensamt. Vid utvärderingen av erhållna under-

sökningsresultat har om möjligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och Hav använts. Äldre recipientdata för de biologiska parametrarna finns för Blekingekusten och i viss mån även i västra Hanöbukten vilket möjliggör en bedömning av utvecklingen över tiden.

I denna rapport redovisas och kommenteras endast de viktigaste resultaten. Rådata redovisas i bilagor. Samtliga data kan dessutom erhållas i excel-format från konsulterna. Rapporter, data och mer information finns på de båda vattenvårdsförbundens hemsidor : www.hanobukten.org respektive www.student.ec.se/mifo99/bkvf/huvudsida.htm.

I årets rapport har statistisk trendanalys gjorts på biologiska data. Genomgående har den längsta tillgängliga provtagningsserien för respektive variabel använts vid dessa analyser. Tångens utveckling har även utvärderats inom ett eget projekt och har redovisats separat under 2002 (Engkvist m fl 2002). Hydrografiska data för perioden 1990-2001 utvärderades och redovisades i årsrapporten 2001. Resultatet finns som en bilaga i denna rapport.



Karta 1 Avrinningsområden för de sex största vattendrag som mynnar i Hanöbukten.

FAKTA *Undersökarna*

Undersökningar av mjukbottnar och makroalger samt metaller och andra gifter i blåmusslor har utförts av Institutionen för Biologi och miljövetenskap, Kalmar Högskola. Analyserna av kväve, fosfor och kol i alger samt tungmetaller i musslor har ombesörjts av ALcontrol i Växjö, medan klorerade substanser i musslor har analyserats av SINTEF kjemi i Oslo, Norge. SMHI i Norrköping ansvarar för provtagning och analys av hydrografiska mätningar. Undersökningar av fiskfysiologiska undersökningar av tånglake har gjorts av TOXICON AB i Landskrona. Varje undersökare svarar för utvärdering och sammanställning av sin del. Högskolan i Kalmar svarar för slutlig rapportframställning. Grafisk mall har gjorts av Karl-Eric Persson Media, Färjestaden.

1. Tillståndet i olika vattenområden 2002

1.1 Västra Hanöbukten

Kusten söder om Åhus ner till Simrishamn är öppen med företrädesvis sandstränder i norra delen och klipp-/moränkust från Stenshuvud och söderut. Vattenomsättningen är mycket god ända in till stranden och bottenarna består fr a av välsorterad sand, åtminstone ner till 25 meters djup där lite mer blandade substrat vidtar. Det finns ett stort vattendrag (Helgeå) och några mindre som mynnar i västra Hanöbukten och därmed tillför näringsämnen och föroreningar. Vattenföring och närsalttransport från Helgeån 2002 framgår av figur 1. Helgeån är det i särklass största vattendraget som belastar Hanöbukten och påverkar därmed i hög grad resultaten av speciellt de hydrologiska mätningarna utanför kusten. Uppvällning av näringsrikt bottenvatten

är vanligt längs hela kuststräckan och bidrar sannolikt med mycket närsalter. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 2.

Under perioden 1990-2002 har det skett en liten minskning vad avser Helgeåns utflöde av fosfor medan däremot kväveutflödet inte har förändrats under perioden (bilaga 3). För tungmetallutflödet syns inte heller någon tydlig trend.

Under vintern 2002 observerades förhållandevis låga halter av nitrat och nitrit samt silikat, däremot var halterna av fosfat mera normala. I station VH3 som påverkas av Helgeå har vid två tillfällen mycket höga halter i ytvattnet (24,94 μmol) av nitrit noterats. Vid utvärderingen enligt bedömningsgrunderna har dessa värden utelämnats. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för tillståndsklassning av halter av fosfat (organiskt fosfor) har

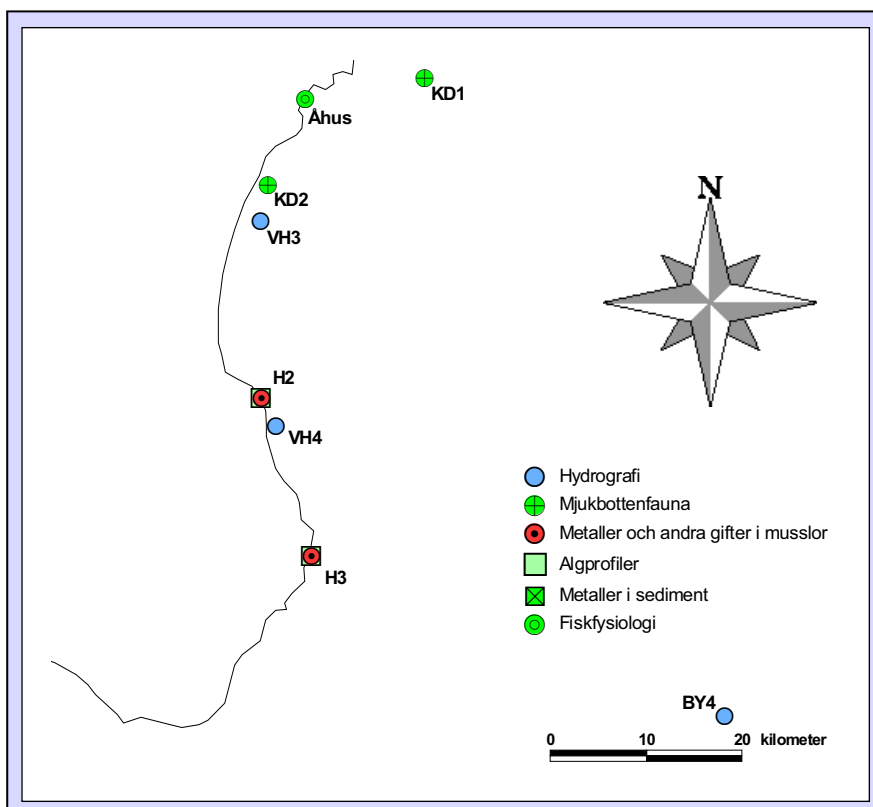
området en medelhög halt. För halterna av nitrit-nitrat (organiskt kväve) uppvisar området en mycket låg halt under vintern.

Den minskning av närsalter som skett i Östersjön de senaste åren kan enligt flerårsanalysen även i viss utsträckning påvisas för västra Hanöbukten. Detta trots de senaste årens milda vintrar med riklig nederbörd och höga vattenflöden. Det är troligtvis så att även vattenutbytet i Hanöbukten har förbättrats tack vare de ostadiga väderförhållandena.

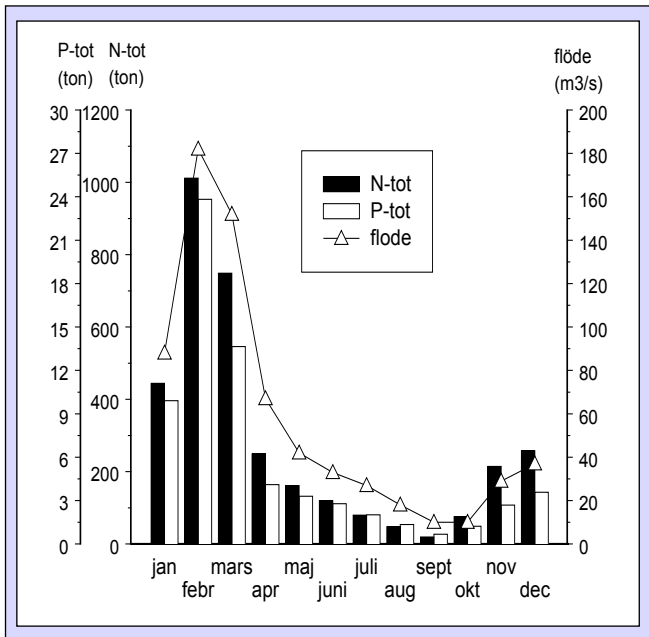
Årets undersökningar visar att siktdjupet, som visserligen enbart representeras av augusti månads värde, har förbättrats. Siktdjupet för 2002 ligger enligt bedömningsgrunderna på mycket stort djup.

En bottenfaunastation provtas sedan 1993 i området (KD2). Biomassan har alltid varit väldigt låg men artsammansättningen antyder inte att området är förorenat. Artsammansättningen 2002 var, liksom tidigare år, nästan identisk med den på KD1 en bit norrut (se nästa vattenområde). Den lilla sandmärkan har åter etablerat sig på stationen och den nyligen invandrade havsborstmasken *Marenzelleria viridis* finns numera i ett glest bestånd. Under åren som provtagning skett har såväl artantal, abundans och diversitet minskat signifikant. Även biomassan uppvisar en tydlig tendens till att minska. Studerar man resultaten lite närmare ser man att det är mätningen 1993 som avviker och därefter har djurlivet på platsen vara väldigt stabilt trots en miljö som sannolikt är tämligen variabel.

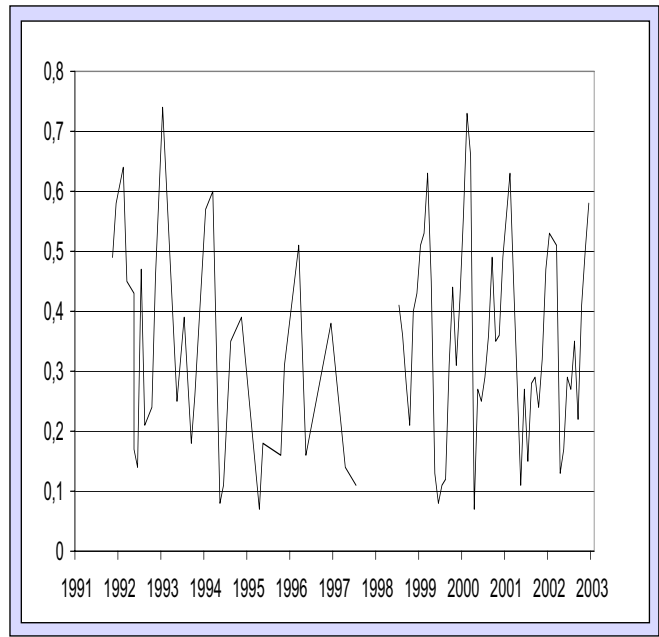
De båda algprofilerna i området har undersökts sedan 1993 och vi kunde konstatera stora försämringar vad gäller tångbältet fram till 1996. Förändringen förklarades då med den stränga vintern 1994/95 som kan ha inneburit att isen skrapade av tång ner till ett par meters djup (Tobiasson 1997). Sedan dess har tången ökat sin täckning igen vid Karakås. Vid Simris har däremot inte någon varaktig förbättring skett (figur 3). Den troliga orsaken är betning av tånggräsuggan *Idotea baltica*. Mängden påväxtalger har



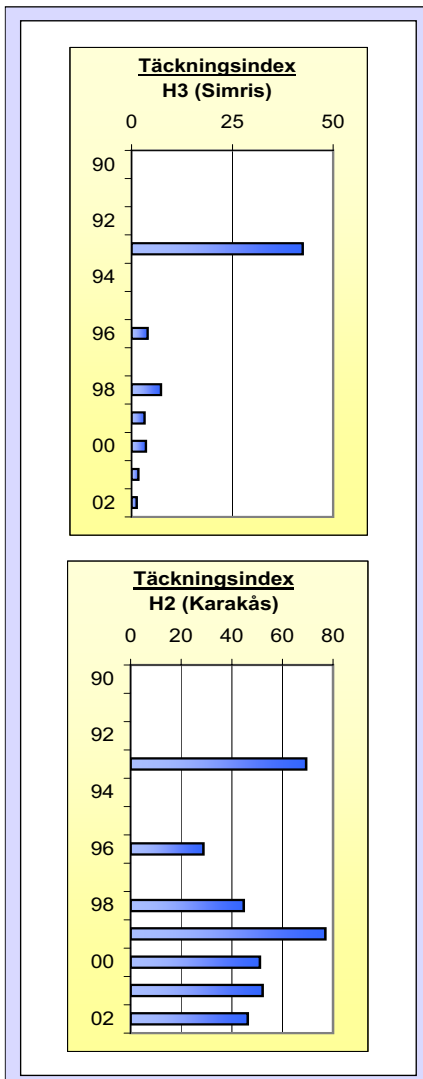
Karta 2 Provtagningsstationer i vattenområdet Västra Hanöbukten.



Figur 1 Flöde och näringsämnestransport i Helgeå 2002.



Figur 2 Halten av fosfatfosfor i ytvatten på station VH3 under åren 1991-2003



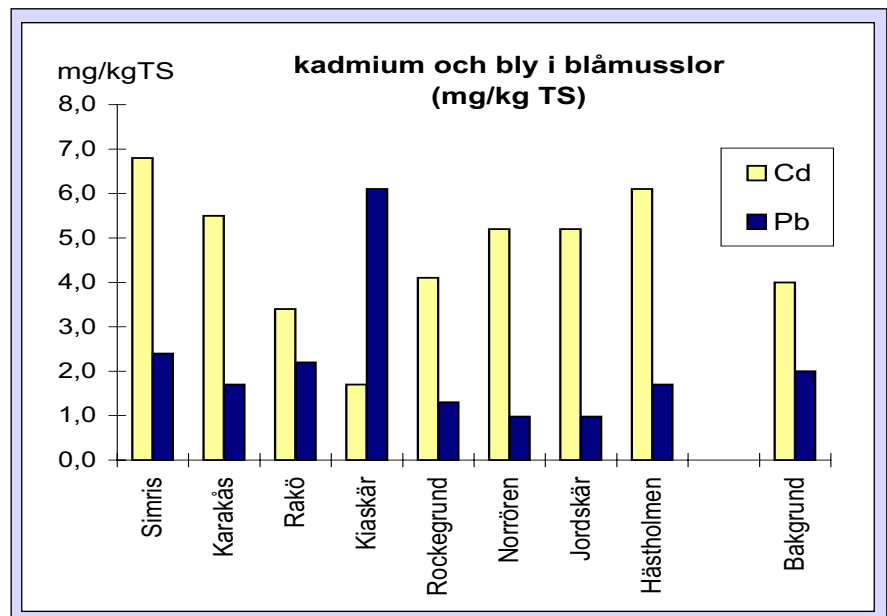
Figur 3 Mängden tång under åren 1993 till 2002 uttryckt som täckningsindex på stationerna vid Simris (H3) och Karakås (H2).

ökat signifikant under de senaste fem åren men i övrigt har ingen förändring skett vad avser växt- och djurlivet i tångbälte eller rödalger.

Mätningen av metaller i blåmusslor visar att halterna av kadmium var förhöjda både vid Karakås och Simris (figur 4). Vid Simris har kadmiumhalten dessutom ökat signifikant under de senaste fem åren. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas de uppmätta

kadmiumhalterna som tydligt avvikande. Det är svårt att knyta de uppmätta halterna till en speciell föroreningskälla, men mycket talar för att det kommer från berggrunden.

Halterna av EOCI (extraherbart organiskt klor) i musslor var ungefär lika höga på alla de undersökta stationerna. Det finns ingen trend för de fem årens mätningar men de senaste tre åren finns en tendens till minskade halter.



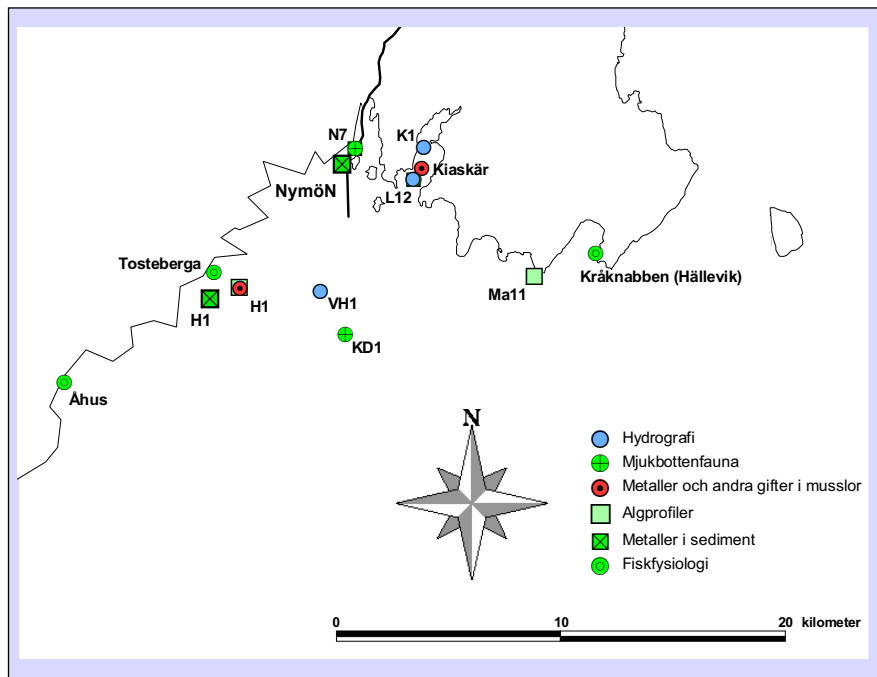
Figur 4 Halter av metallerna kadmium och bly i blåmussla på 8 stationer i Blekinge och Västra Hanöbukten, september 2002.

1.2 Åhus och upp till Sölvesborgs-området

Kuststräckan från Åhus och norrut är flack med ett antal små moränöar som på en del ställen bildar en smal "skärgård". I detta område har Stora Nymölla sitt utsläpp, det belastas dessutom av vatten från Skräbeån för vilken flöde och närsalttransport under 2002 framgår av figur 5. Utanför "skärgården" består bottenarna uteslutande av sand och grus. Följer man kusten en bit mot öster kommer Sölvesborgs- och Valjeviken som ligger mer skyddade för vågor och vind. Här består bottenarna av gytta med stort inslag av organiskt material. Sölvesborgsviken belastas av ett mindre vattendrag och av det kommunala reningsverket samt dräneringsvatten från dikad åkermark. Dessutom sker utsläpp i viken från tre ytbehandlingsindustrier. Listerlandet har öppen moränkust med enstaka skär och öar omväxlande med sandstränder och enstaka partier med klippkust som vid Listershuvud och på Hanö. På södra delen av Listerlandet vid Hällevik och Torsö återfinns vikar där inslaget av sand är stort. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 3.

Skräbeån uppvisar ingen förändring av närsalttransporten under den senaste tioårsperioden. Däremot har de kommunala reningsverken i Sölvesborg och Nordersund minskat sina kväveutsläpp signifikant. Nymölla massabruk har minskat såväl kväve- som fosforutsläppen.

Station L12 i Sölvesborgsområdet visar för vinterperioden 2002 låga halter av



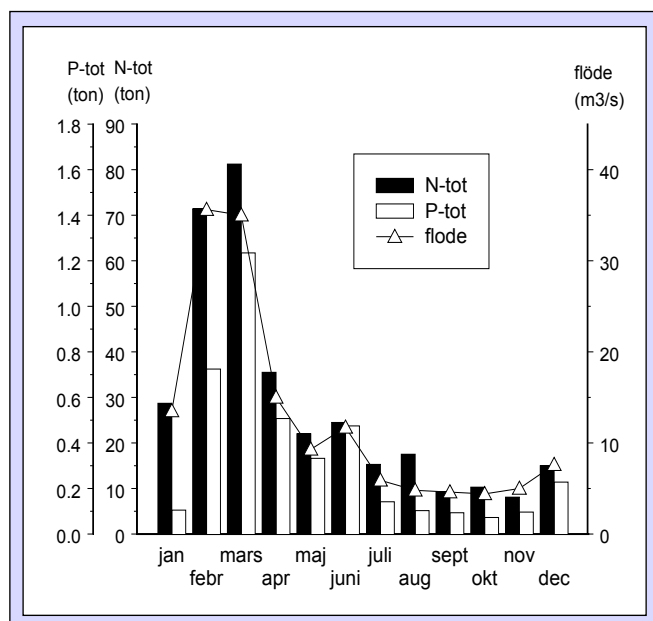
Karta 3 Provtagningsstationer i vattenområdet från Åhus upp till Sölvesborgsområdet

fosfat och höga halter av nitrit-nitrat. Vinterhalterna av kvävet närsalter har under den senaste treårsperioden ökat något. Ökningen är inte särskilt stor och ingen tydlig trend kan utläsas. Station L12 ligger inne i Sölvesborgs hamnområde med sämre vattenomsättning (å-påverkan) än övriga stationer, vilket med säkerhet ger större variationer i mätdata. Station VH1 som ligger mer öppet med en större vattenomsättning uppvisar en låg halt av oorganiskt kväve.

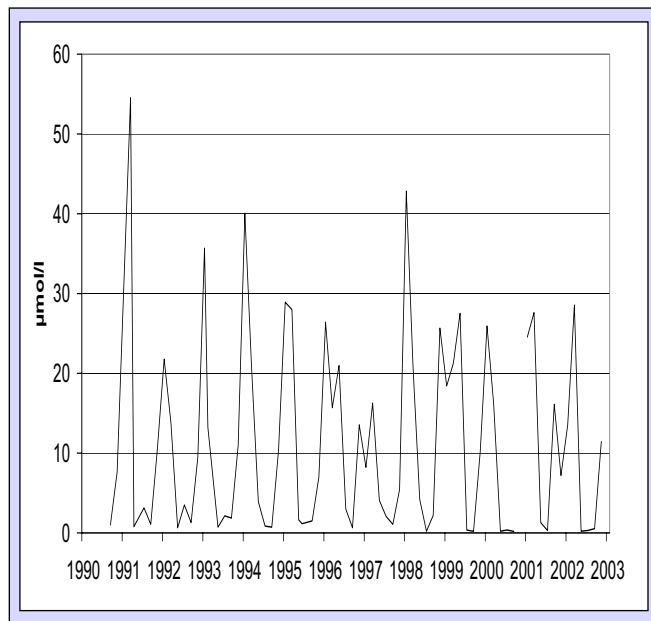
Sikt djupet vid stationen var som

bäst i mars då sikt djupet var 11,0 meter. I september var sikt djupet 6,5 meter. Det innebär för 2002, enligt bedömningsgrunderna, mycket stort sikt djup. Trenden under de senaste åren är dock oförändrad och sikt djupet pendlar mellan litet till medelstort sikt djup.

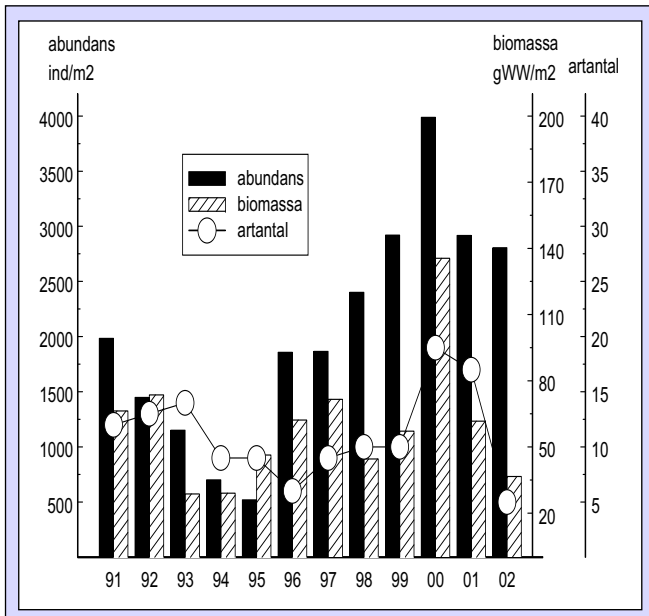
Bottenfaunastationerna L12 och N7 ligger båda i skyddade vikar (Sölvesborgs- resp Valjeviken) med en viss organisk belastning. Följaktligen har de en djursammansättning som antyder förorenade förhållanden. På provpunkten i



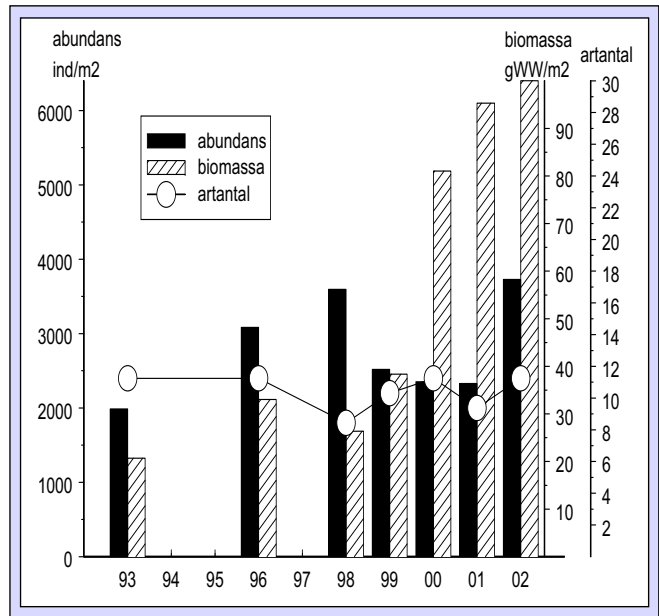
Figur 5 Flöde och näringsämnestransport i Skräbeån 2002.



Figur 6 Ytvärden av oorganiskt kväve ($\mu\text{mol/l}$) på station L12 under åren 1990-2002.



Figur 7 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation N7 under åren 1991–2002.



Figur 8 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation KD1 under åren 1993–2002.

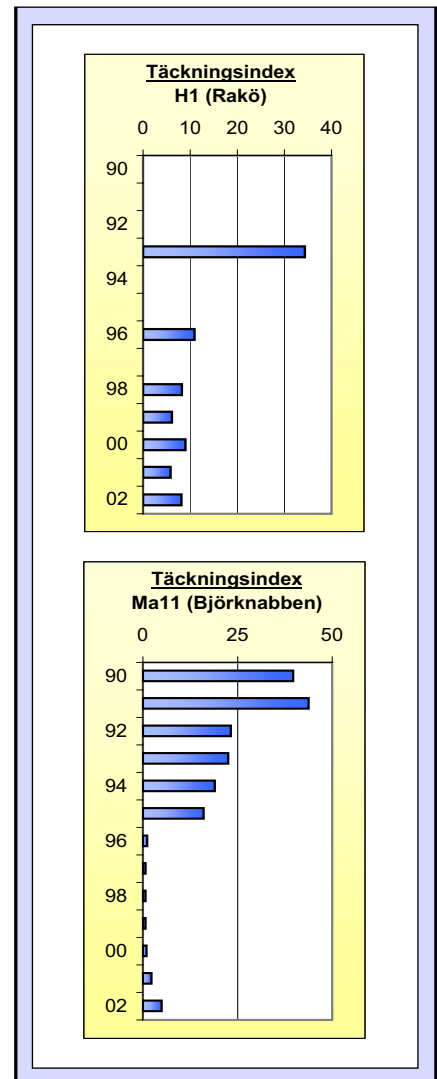
Valjeviken (N7) blev förhållandena tydligt sämre under ett antal år. Fram till 1996 sjönk artantalet tydligt (figur 7) men även den totala djursammansättningen vittnade om en försämring (Tobiasson m fl, 1996). Vid provtagningen 1997 var dock situationen något bättre och stationen blev efterhand både art- och individrik. 2000 fanns så mycket som 19 arter och biomassan var över 100 g/m². Sedan dess har artantalet sjunkit till 5 och biomassan till 35 vilket är ett ganska vanligt mönster på stationer som är kraftigt förorenade. På stationen vid Sölvesborg (L12) har glödförlusten successivt minskat under de provtagna åren. Även mängden av rovbormaskar (*Nereis diversicolor*) har minskat. Arten är dokumenterat tålig mot föroreningar och borde rimligen trivas bra i sedimentet varför minskningen är svår att förklara.

I vattenområdet finns även en station som ligger betydligt mer vågexponerat. Det är KD1 som ingår i programmet för västra Hanöbukten. Stationen har provtagits sedan 1993 och uppvisar ingen nämnvärd förändring sedan dess (figur 8) bortsett från då det gäller biomassan. Denna har nästan tredubblats sedan de första provtagningarna. Hela viktökningen beror på en ökning av musslor. Sannolikt har sandmusslorna (*Mya arenaria*) haft en stark rekrytering och god överlevnad av yngel som successivt vuxit till sig. Sedimentet på platsen är väldigt fast och trots extra tyngder på skopan är det svårt att få upp bottensediment djupare än 5–6 cm. En del stora sandmusslor sitter ungefär på det djupet och kommer

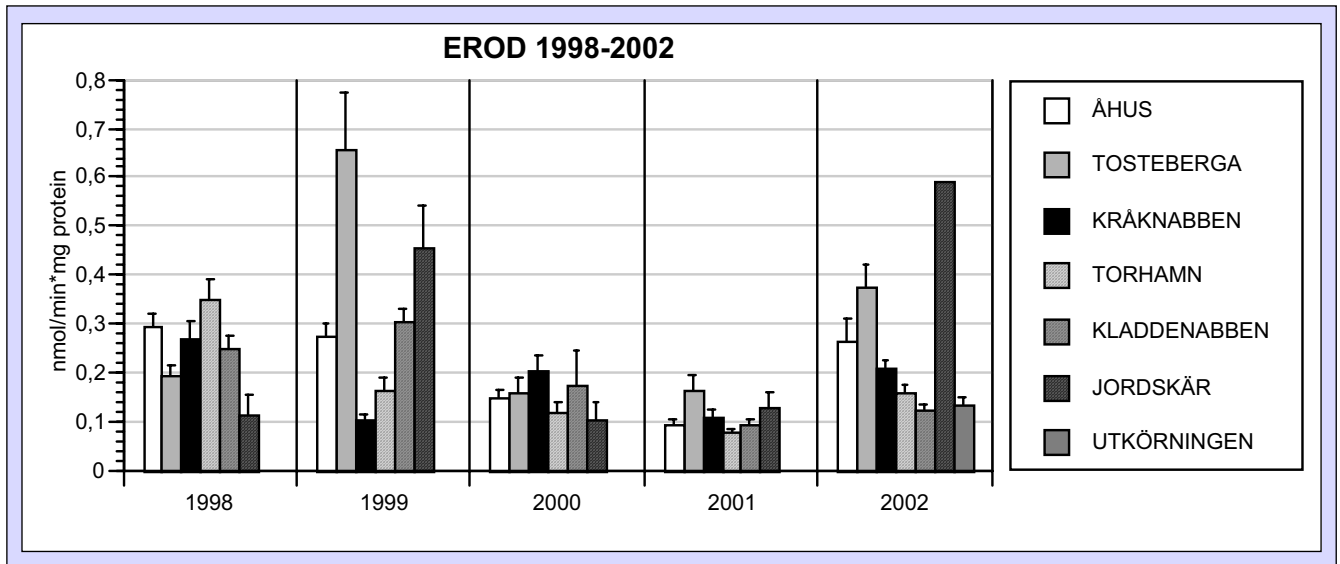
inte alltid med vilket kan innebära att biomassan kommer att sjunka igen allteftersom musslorna blir större och gräver sig djupare ner i sanden. En annan tydlig förändring på stationen sedan tidigare är att den lilla sandmärlan (*Bathyporeia pilosa*) har ökat markant till den högsta tätheten hittills (1170 ind/m²). Arten är dock känd för att kunna variera i förekomst mellan åren.

Vid Rakö undersöks en algprofil ingående i västra Hanöbuktens program. Den har undersökts vid flera tidigare tillfällen och vi kunde då konstatera stora försämringar för tångbältet fram till 1996. Sedan dess har tången ökat sin utbredning något men med fortsatt minskad täckning och det är fortfarande långt kvar till det fina tångbälte som fanns på stationen 1993 (figur 9). Även rödalgeras biomassa har minskat signifikant under provtagningsperioden.

Algprofilen vid Björknabben (MA11) förlorade sitt strandnära blåstångbälte 1992. Sedan dess har försämringen stadigt fortsatt och idag finns nästan ingen tång kvar på stationen. En viss nyrekrytering noterades vid dykningarna 2000 vilken blivit kvar och tätat till ett smalt bälte. Ungefär 50 m västerut fanns fortfarande ett bestånd med mindre betad/skadad tång (mest blåstång) kvar. Rödalgera, speciellt gaffeltång (*Furcellaria*), hade oförändrad hög täckning och biomassa på stationen men det finns en tendens till sjunkande artantal. Däremot har antalet arter av påväxtalger ökat, vilket det för övrigt har gjort på många stationer i provtagningsprogrammet.



Figur 9 Mängden tång uttryckt som täckningsindex, på de båda lokalerna H1 och Ma11 under åren 1990–2002



Figur 10 Medelvärde±standardfel för EROD-aktivitet (nmol/min* mg protein) på de olika lokalerna 1998-2002. Endast ett prov analyserades på Jordskär 2002.

Halterna av tungmetaller i blåmussla analyserades dels i yttre delen av Sölvesborgsviken (Kiaskär) och dels vid Tosteberga (Rakö). I Sölvesborgsviken uppmättes liksom tidigare år tydligt förhöjda halter av bly (figur 4, sidan 11). De förhöjda halterna av bly i blåmusslor från Sölvesborgsviken är inte särskilt förvånande eftersom halten av bly i sedimentet är förhöjd. Det finns ingen ökande trend för bly på stationen, men däremot för krom. Lokalen vid Rakö uppvisar sjunkande trend för flera metaller (bilaga 20).

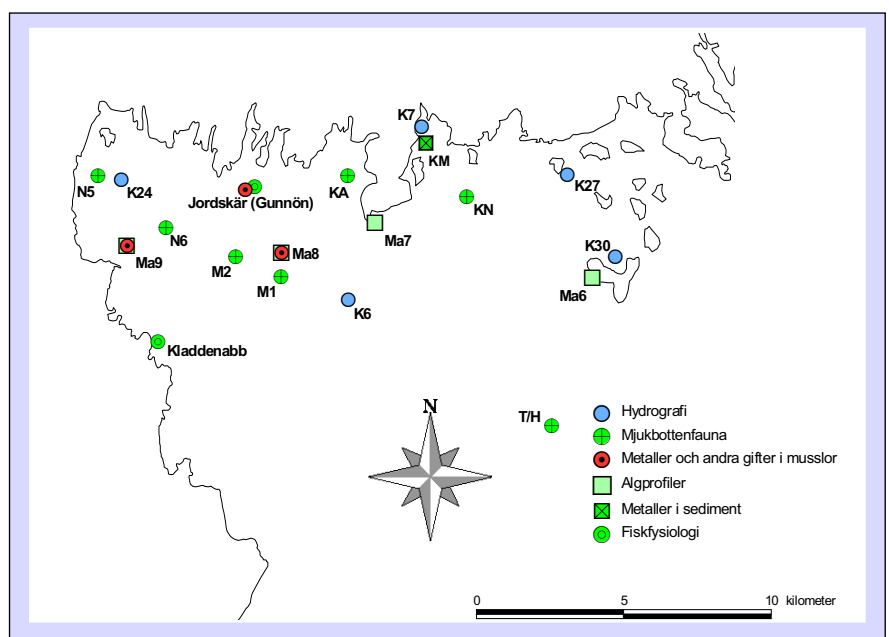
Under 2002 gjordes, liksom tidigare år, fiskfysiologiska undersökningar inom ramen för de samordnade kontrollprogrammen inom Blekinge och västra Hanöbukten. Undersökningar gjordes utanför de båda massabruken i Mörrum och Nymölla. Undersökningarna 2002 visar att det var signifikant högre EROD-aktivitet, ett mått på avgiftning av främmande ämnen, vid Tosteberga än på referenslokalen vid Torhamn. Lokalen vid Tosteberga hade också högre halt av CYP1A, det enzym vars aktivitet mäts i EROD-analysen, än referenslokalerna. Även förekomsten av missbildade och retarderade yngel var större. Tånglakar i recipienterna uppvisade inte heller några tecken på försämrad kondition och fortplantningen var god. Tånglakarna hade stor parasitförekomst i bukhålan på samtliga lokaler. Sammantaget för de fem provtagningsåren bedöms dock ej en högre påverkan föreligga vid Tosteberga då lokalen ej avvek signifikant från de båda referenslokalerna.

1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn

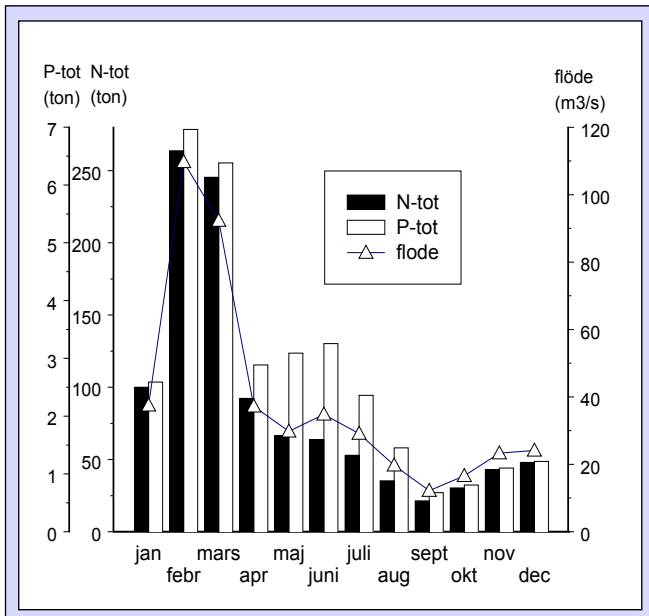
Pukaviksbukten är tämligen öppen ut mot havet och vattenomsättningen måste därmed betraktas som god. Det är endast i den inre delen in mot Pukavik som vattenutbytet är något begränsat. Bottnarna i Pukaviksbukten består därför med något undantag uteslutande av finsand eller sand. I Pukaviksbukten mynnar Mörrumsån, Blekinges största vattendrag. Här finns också länets största fosforutsläpp (Mörrums bruk). I figur 11 visas flöde och transport av näringsämnen via Mörrumsån 2002. Kusten från Pukaviksbukten förbi Karlshamn bort till skärgården stax öster

därom är även den exponerad för vågor och vind. På den exponerade södra delen av Starnö finns en låg klippkust. I Karlshamns hamn där vattenstationen K7 ligger är dock vattenutbytet inte lika stort och området belastas av utsläpp från såväl industri som kommunalt reningsverk och dagvatten. Dessutom mynnar ett vattendrag i hamnen (Mieån). De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 4.

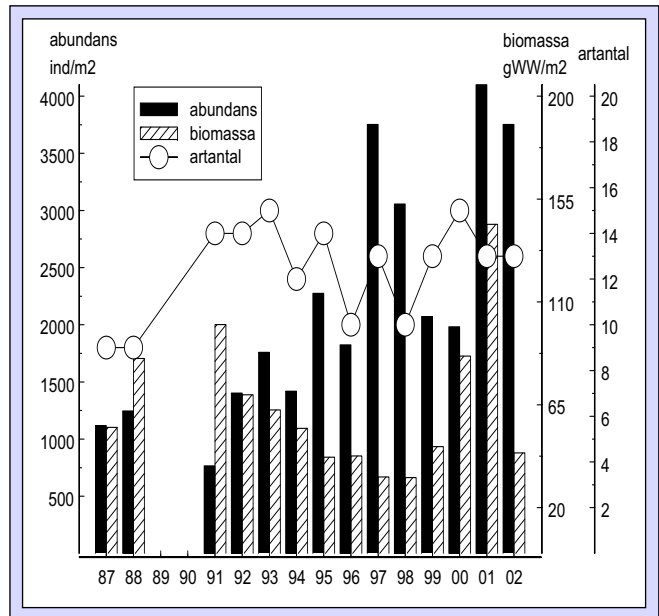
Trendanalys visar att såväl kväve- som fosforutflödet via Mörrumsån har ökat något under perioden 1990-2002, dock inte signifikant (bilaga 3). Även utflödet av flera tungmetaller har ökat under pe-



Karta 4 Provtagningsstationer i vattenområdet Pukaviksbukten och Karlshamn.



Figur 11 Flöde och näringsämnestransport i Mörrumsån 2002. Från nationella (tidigare PMK) mätningar.



Figur 13 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation M1 i Pukaviksbukten under åren 1987-2002.

rioden, främst bly, krom och koppar men även i viss mån kadmium (bilaga 4).

Mellanårsvariationerna är stora och halterna av närsalter i området visar ingen tydlig trend sett över en 10-årsperiod varken för nitrit-nitrat eller fosfat. Mätningar vid station K6 visar att halterna är låga till mycket låga för nitrit-nitrat respektive fosfat. Station K7 som ligger i Karlshamns hamn visar medelhöga halter av fosfat och mycket höga halter av kvävet oorganiska närsalter. Vattenutbytet är där markant sämre och området belastas av utsläpp från industrier, dagvatten och det kommunala reningsverket. Sikt djupsförhå-

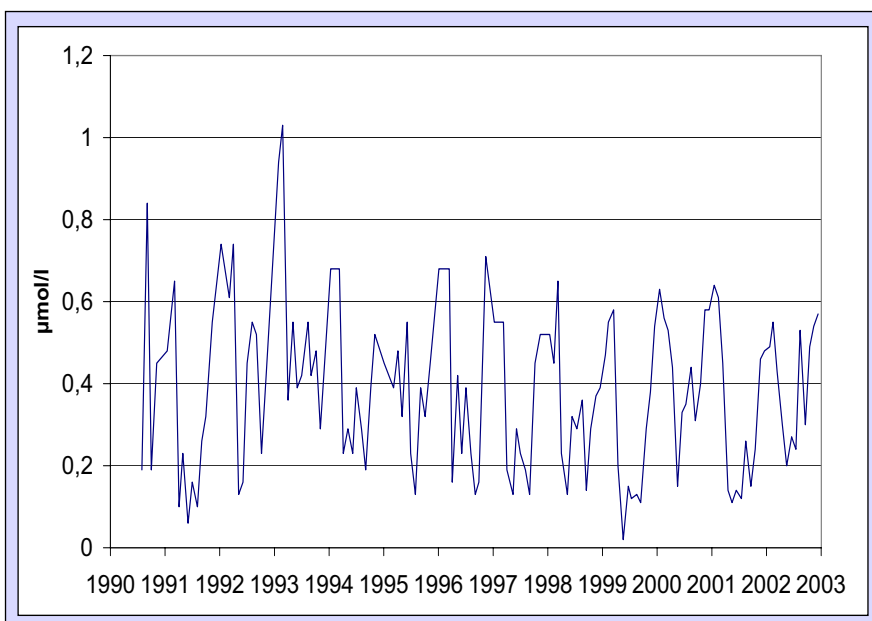
landena är oförändrade de senaste åren med ett stort till mycket stort sikt djup, vilket motsvarar 7-10 meter.

Bottnarna i Pukaviksbukten består, som tidigare konstaterats, nästan utslutande av sand. Detta avspeglar sig även i djursamhällena som domineras av sandrörbyggande havsborstmaskar (*Pygospio elegans*), småfåborstmaskar (*Oligochaeter*) och musslor. Djursamhällets struktur styrs för övrigt i väldigt hög grad av djupet och i Pukaviksbukten antyder djursamhällets artsammansättning, med undantag för stationen längst in i viken (N5), låg grad av eutrofiering (Tobias-

son m fl, 1996). Då det gäller artantalet på stationerna i Pukaviksbukten har det varierat mellan 10 och 15 vilket är tämligen normalt.

Stationen i yttre delen av Pukaviksbukten (M1) har provtagits sedan 1987 (figur 13). Individantalet har varierat mellan åren, men har för hela provtagningsperioden ökat signifikant. Det är framförallt mängden av småmaskar som har fluktuerat mellan åren. Rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) har däremot minskat signifikant. För totala biomassan kunde man under hela 90-talet se en tydlig trend med sjunkande värden. Det var främst östersjömusslorna som minskade. Man kan dock se att biomassan på stationen var låg även vid 1987 års provtagning. Mängden musslor och därmed även den totala biomassan ökade under några år men har åter sjunkit. På mjukbottenstationen vid Nypgrund (M2) har biomassan sjunkit signifikant under provtagningsperioden men den är dock inte speciellt låg.

Det finns bara en bottenfaunastation i området söder om Karlshamn (KN). Bottensubstratet på stationen, liksom i hela kustområdet utanför Karlshamn, är sand. Stationen håller ett djursamhälle som är typiskt för denna typ av botten. Artsammansättningen har varit relativt stabil under alla de provtagna åren. Däremot har biomassan sjunkit signifikant medan artantal och abundans ökade några år för att sedan sjunka till relativt låga nivåer igen. Det finns inget som antyder att stationen är påverkad av föroreningar.



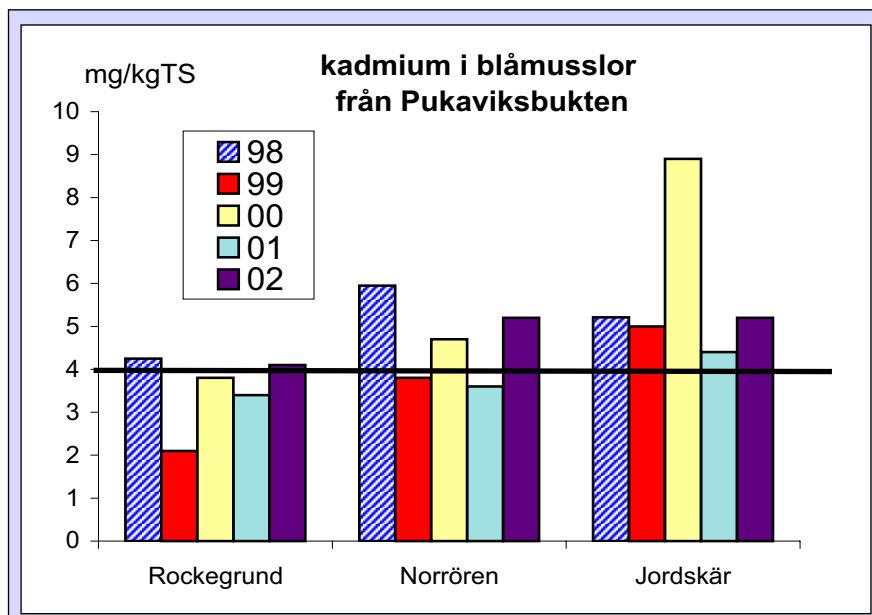
Figur 12 Ytvärden av oorganiskt fosfor (µmol/l) på station K6 under åren 1990-2002.

Algprofilen vid Rockegrund (MA8) hade fortfarande ingen tång. Biomassa och täckningsgrad av rödalger var oförändrat relativt hög och stationen hade mycket blåmusslor.

Algprofilen vid Norrören (MA9) förlorade yttre delen av sitt tångbälte under 93/94. Vid besöket 1996 hade ytterligare tång försvunnit i den djupare delen av bältet. Sammanlagt hade ungefär 20 av 40 meter bälte försvunnit mellan 1995 och 1996. Sedan dess har tången utvecklats positivt på stationen även om det inte finns riktigt lika mycket tång som före 1994 ännu. Rödalgsbältets artsammansättning har inte förändrats märkbart medan däremot biomassan har ökat signifikant under perioden 1998-2002.

Algprofilen vid Stjärnö S udde (MA7) hade förlorat de sista resterna av sitt tångbestånd till provtagningen 2002. 20-30 meter från profilen finns dock ett tämligen tätt tångbestånd utan synbara skador och förhoppningsvis kan detta på sikt breda ut sig och kolonisera även den undersökta profilen. Rödalgen liten havsmossa (*Ceramium tenuicorne*) dominerade de grundare delarna av profilen och rödalgsbältet hade en oförändrat hög täckning och biomassa även om den minskat något de senaste 5 åren.

Då det gäller halterna av tungmetaller i blåmusslor var de ungefär i samma storleksordning som bakgrundshalterna för flertalet metaller. Kadmiumhalterna var måttligt förhöjda med en liten tendens till högre halter längre in i Pukaviksbukten (figur 14). Liksom på övriga stationer i provtagningsprogrammet finns en tendens till ökade kromhalter under senaste



Figur 14 Halten av kadmium i blåmusslor från Pukaviksbukten under åren 1998-2002. Linjen anger bakgrundshalten.

femårsperioden. I övrigt finns ingen genomgående förändring av halterna.

Halterna av EOC i musslor uppvisar inte som tidigare en gradient från Mörrums Bruks utsläppsområde. De uppmätta halterna var lägre än vid tidigare mätillfällen och om de senaste tre årens mätningar betraktas har halterna successivt sjunkit.

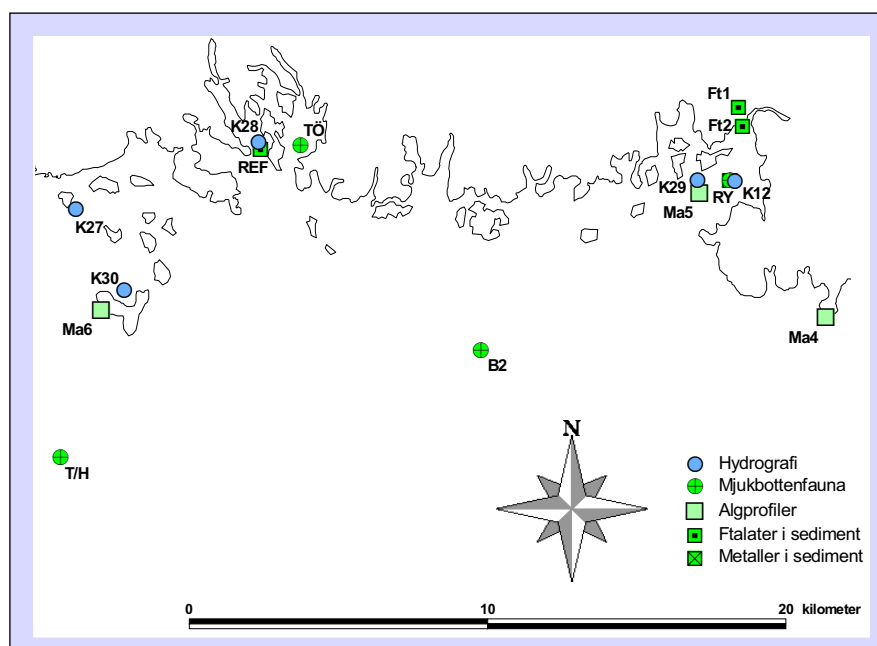
Under 2002 gjordes liksom de två tidigare åren fiskfysiologiska undersökningar inom ramen för de samordnade kontrollprogrammen inom Blekinge och västra Hanöbukten. Undersökningar gjordes utanför de båda massabruken i Mörrum och Nymölla. Det finns ingenting i de gjorda

undersökningarna under perioden 1998-2002 som tyder på att hälsotillståndet för fiskar i området utanför Mörrums Bruk har påverkats negativt. Däremot kunde man i undersökningen konstatera hög förekomst av inälvsparasiter på flera undersökta lokaler.

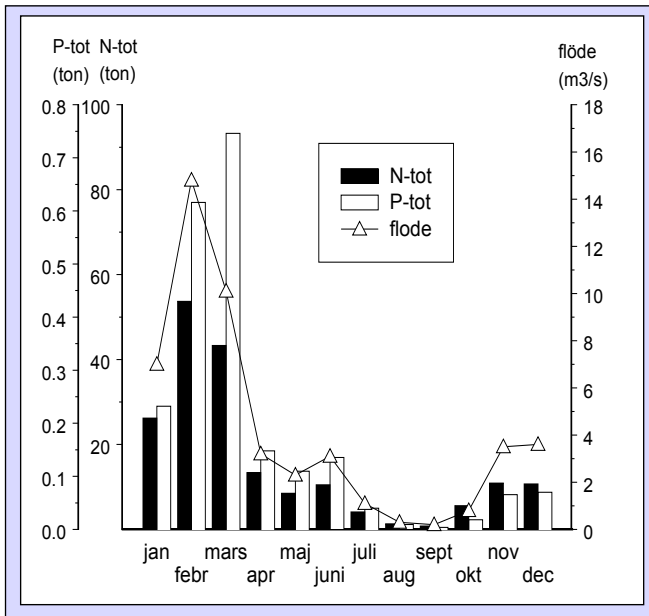
1.4 Ronnebyområdet och västerut

Från Karlshamn och österut består kusten av en smal skärgård som på några ställen flikas upp av fjärdar som sträcker sig ett par kilometer in i landskapet. I några områden tätar öarna till en bredare skärgård, exempelvis vid Tärnö. Ett större vattendrag (Bräkneån) mynnar i detta område och dessutom fanns där under 2002 tre fiskodlingar med en total tillståndsgiven produktion på 110 ton. Flöde och transport av näringsämnen via Bräkneån för 2002 framgår av figur 15. Området utanför Ronneby karaktäriseras av en smal moränkskärgård med låga öar. Ronnebyfjärden är en halvöppen fjärd med relativt god kontakt med utsjövattnet. Fjärden belastas fr a av Ronnebyån, men i dess yttre del finns även en stor fiskodling (tillståndsgiven produktion: 260 ton). Flöde och transport av näringsämnen via Ronnebyån för 2002 framgår av figur 16. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 5.

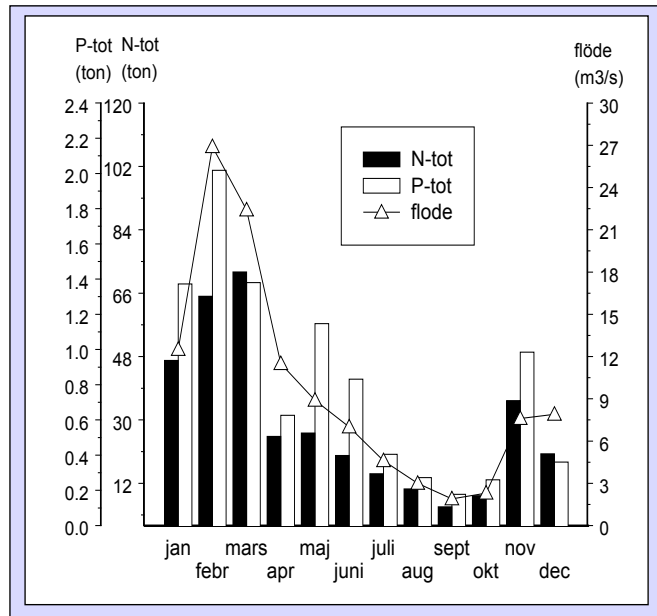
Det finns ingen trend för näringstransporten via Ronnebyån medan däremot Bräkneåns fosfortransport har ökat signifikant under perioden 1990-2002 (bilaga 3).



Karta 5 Provtagningsstationer i vattenområdet Ronneby och västerut.



Figur 15 Flöde och näringsämnestransport i Bräkneån 2002. Från Bräkneåns vattenvårdsförbunds mätningar.



Figur 16 Flöde och näringsämnestransport i Ronnebyån 2002. Från Ronnebyåns vattenförbunds mätningar.

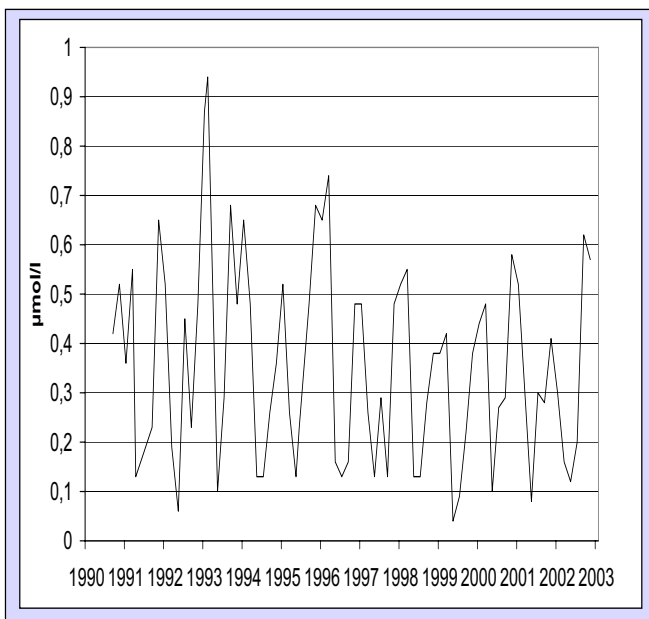
För Ronnebyområdet är vintervärdena av fosfat enligt tillståndsklassningen vid station K12 mycket låga att jämföra med 2001 då halterna var medelhöga. Det är en sänkning av värdena med två klasser jämfört med 2001. För den senaste 10-årsperioden är trenden sjunkande. Värdena för nitrit-nitrat har ökat under den senaste fyraårsperioden. För vinterperioden 2002 var halterna mycket höga jämfört med 2001 då tillståndsklassningen visade på medelhöga halter. Siktdjupsförhållandena i området pendlar mellan medelstort till mycket stort siktdjup. Någon tydlig trend

för siktdjupet kan inte ses för de senaste åren. Noteras bör att bedömning av siktdjupet grundar sig på resultatet från ett tillfälle under augusti månad.

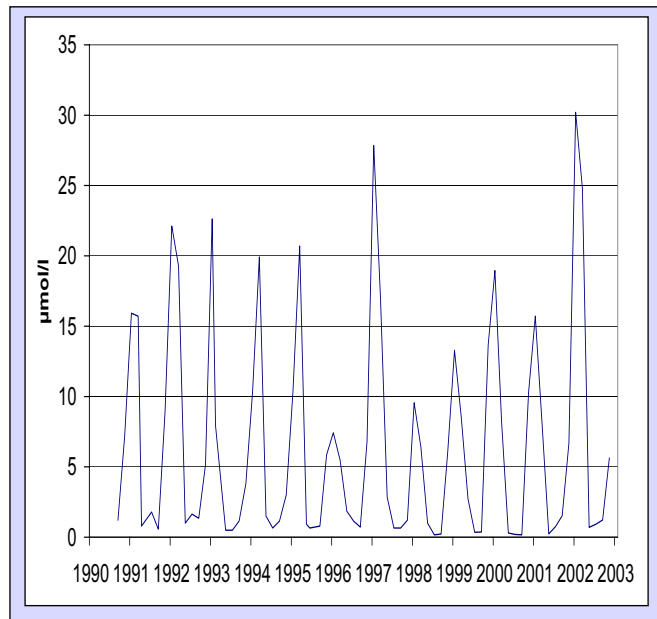
Det finns endast en mjukbottenstation i området väster om Ronneby (TÖ). Den har varierat mellan åren vad gäller biomassa och individantal men har genomgående hållit djurarter som kräver botten med låg föroreningsbelastning (Leppäkoski 1975). En förklaring till fluktuationerna mellan olika år finns i det faktum att botten till viss del täcks av lösdrivande rödalger vissa år. Dessa kommer med i

några av bottenproven varvid en del djur som inte lever nere i sedimentet utan i vegetationen kommer med. 2002 var artantal och biomassa kring medelvärdet för stationen. Artsammansättning och utveckling på stationen antyder att den är opåverkad av miljöstörande ämnen.

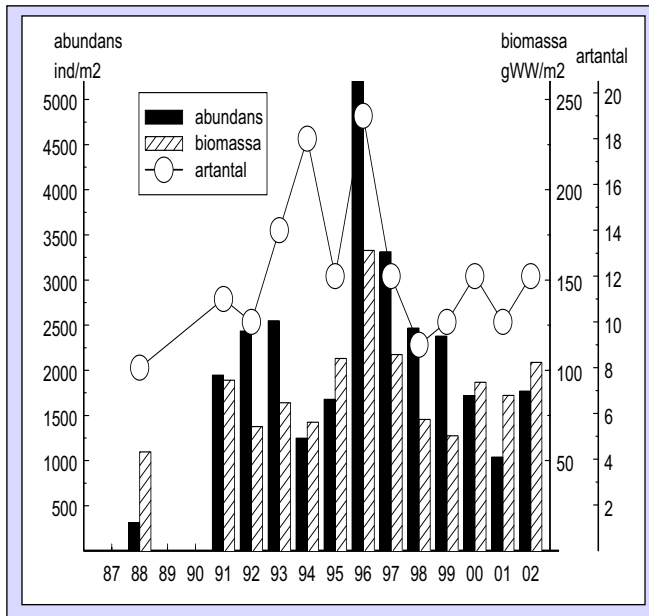
Sedimentet på bottenfaunastationen RY i Ronnebyfjärden uppvisar en sjunkande trend vad avser organiskt innehåll. Däremot har inte djurlivet förändrats signifikant även om abundansen minskat stadigt sedan toppnoteringen 1996. Antalet arter eller högre taxa har legat



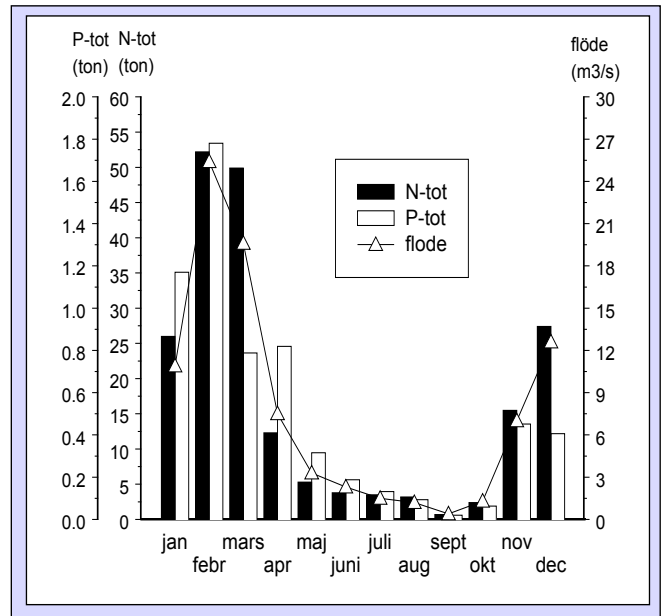
Figur 17 Ytvärden av oorganiskt fosfor ($\mu\text{mol/l}$) på station K12 i Ronnebyfjärden under åren 1990–2002.



Figur 18 Ytvärden av oorganiskt kväve ($\mu\text{mol/l}$) på station K12 i Ronnebyfjärden under åren 1990–2002.



Figur 19 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfaunastation RY i Ronnebyfjärden under åren 1988–2002.



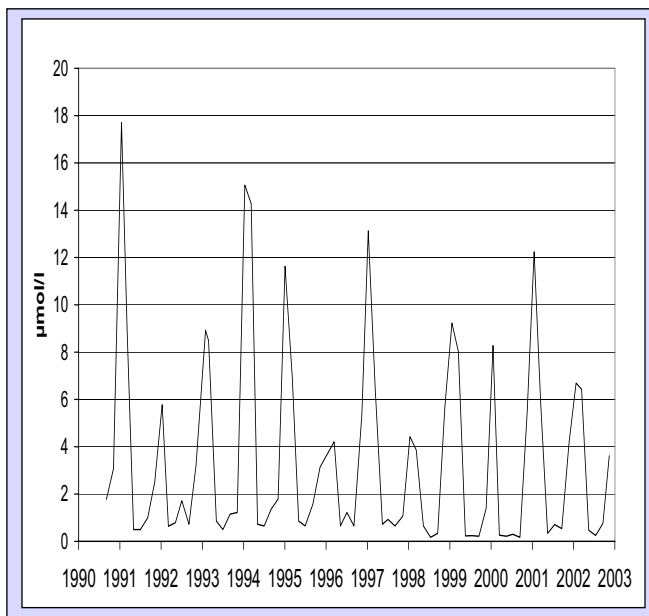
Figur 20 Flöde och näringsämnestransport i Lyckebyån 2002. Från nationella (tidigare PMK) mätningar.

mellan 9 och 12 de senaste åren (figur 19). Den provtagna botten visar tecken på en viss övergödning men det verkar inte som om syrebrist uppträder. Bottenfaunastationen söder om Ronnebyfjärden (B2) visade inga tecken på förorening och har inte nämnvärt förändrats under provtagningsperioden trots en viss förändring av sedimentet.

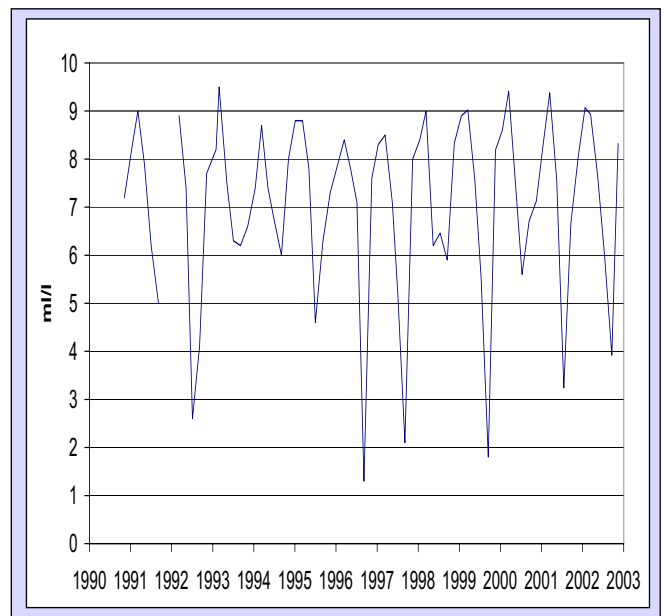
På algstationen i Ronnebyfjärden (Ma5) var situationen lika dålig som tidigare. Vi besökte även andra kustavsnitt på öarna i närheten och fann på

några platser fina tångsamhällen. På de båda vågexponerade stationerna i området (Ma6 på Tärnö och Ma4 på Lindö) hade tången minskat ytterligare och det fanns väldigt lite tång kvar. Vid Tärnö hade dock en liten förtätning skett och ett smalt bälte hade utvecklats. Däremot hade biomissan i rödalgsbältet minskat, dock utan att någon förändring av artammansättningen inträffat. På stationen vid Lindö (Ma4) hade som enda station i provtagningsprogrammet kvävehalten i tång minskat signifikant.

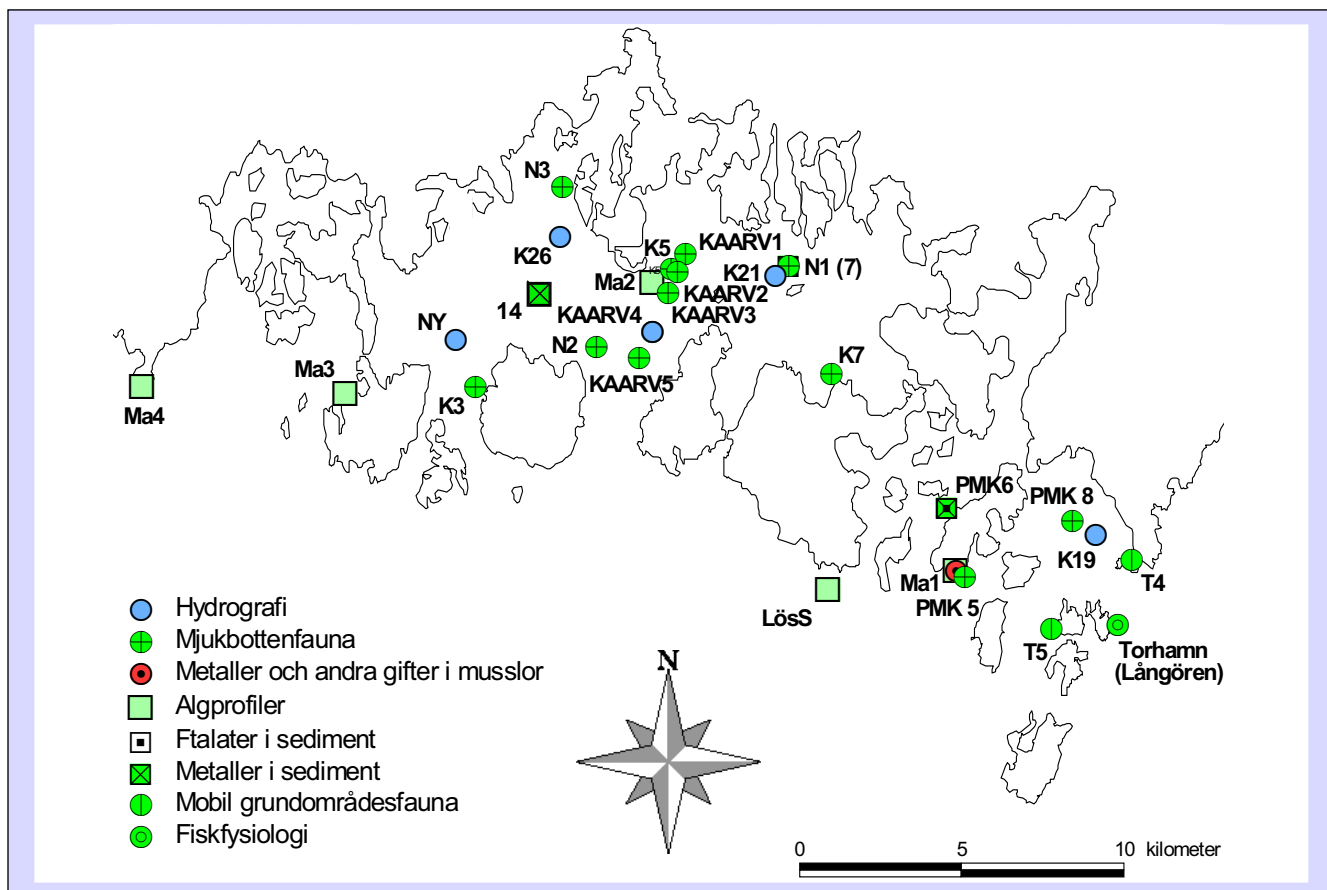
1.5 Karlskrona- / Torhamnsområdet
 Karlskrona skärgård ligger innanför ett antal stora öar med smala sund emellan. Öarna i Karlskrona skärgård är genomgående låga. I fjärdarna ligger djupområden på 10–20 meter. Hela basängen kännetecknas av att sedimentet består av findritusgyttja med relativt hög organisk halt. Ett större vattendrag (Lyckebyån) belastar området liksom utsläpp från reningsverk motsvarande ungefär 46 600 personekvivalenter, fr a från Karlskrona stad. Flöde och trans-



Figur 21 Ytvärden av oorganiskt kväve (µmol/l) på station NY i Karlskronafjärden under åren 1990–2002.



Figur 22 Syrgashalten (mg/l) vid botten på station NY i Karlskronafjärden under åren 1990–2002.



Karta 6 Provtagningsstationer i vattenområdet Karlskrona / Torhamn.

port av kväve och fosfor i Lyckebyån 2002 framgår av figur 20.

Under perioden 1990-2002 finns ingen trend vad avser Lyckebyåns transport av kväve och fosfor (bilaga 3). Däremot kan man se en signifikant minskning av kommunala reningsverkets kväveutsläpp. Då det gäller Lyckebyåns transport av tungmetaller kan man konstatera ökande mängder av såväl krom och kadmium som bly (bilaga 4). Kusten i Torhamnsområdet består mestadels av förhållandevis grund skärgård med låga moränöar. Stora delar av grundområdena, både i Torhamns och Sturkö skärgård, täcks av undervattensvegetation ut till ungefär sex meters djup (Nilsson 1995). Området saknar såväl punktutsläpp som större vattendrag och är föreslaget som referensområde. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 6.

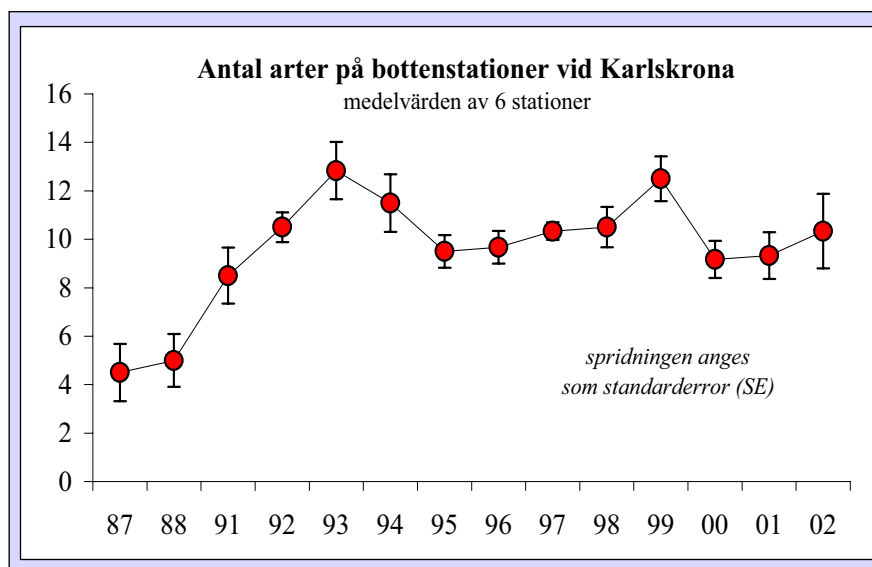
I likhet med flertalet andra områden har Karlskrona/Torhamnsområdet uppvisat en trend med minskade halter av oorganiska kvävesalter och fosfat sett under en längre tidsperiod. Halten av fosfat var år 2002 låg vid station NY. Det kan jämföras med föregående år då halterna var medelhöga under vintern. Nitrit-nitrat värdena för 2002 visar en

markant minskning jämfört med föregående år. Halterna av nitrat var höga under 2001 men har däremot minskat till låga under 2002. Detta enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning. Trenden på sikt har varit en något minskande halt av nitrit-nitrat.

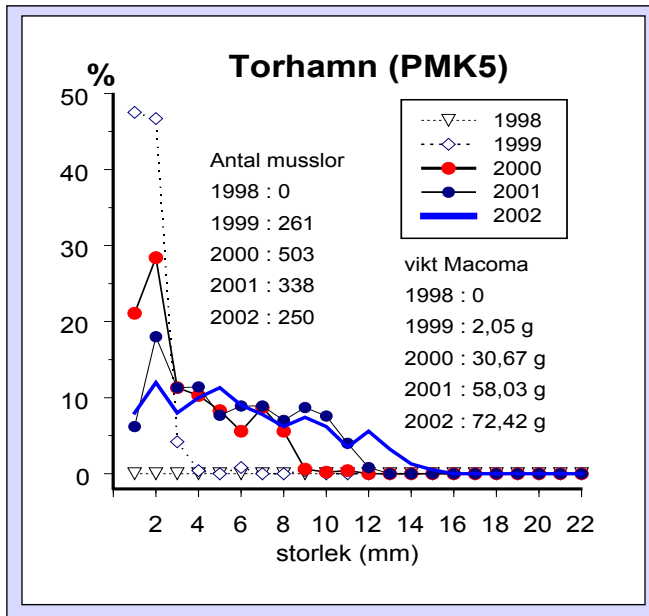
Station NY har under de senaste åren

visat upp de lägsta syrehalterna i Blekinges kustvatten. Även under 2002 har stationen uppvisat låga halter. Syrehalterna under 2002 var som lägsta i september då halten var 3,92 ml/l. Det näst lägsta värdet uppmättes i juli till 5,98 ml/l.

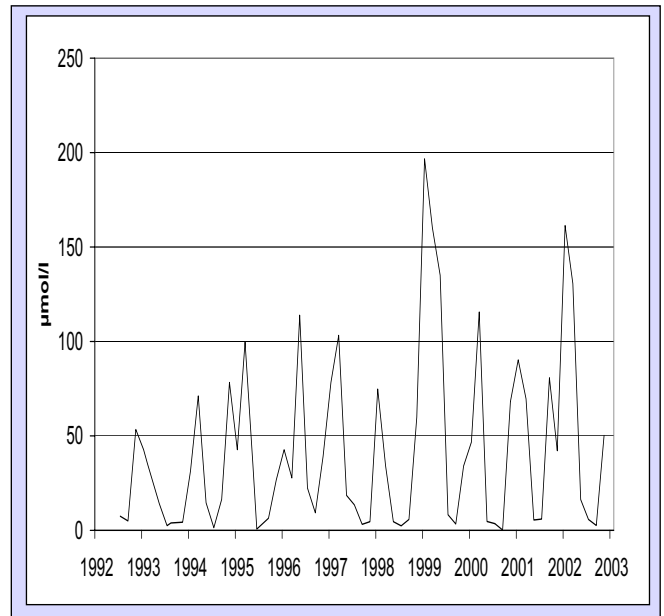
Siktdjupsförhållandena för 2002 vid station NY visar inga större förändringar



Figur 23 Medelartantal på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1987-2002. Spridningsmättet är standard error (SE).



Figur 24 Längdfördelning hos Östersjömussla på stationen PMK 5 i Torhamnområdet 1998-2002.



Figur 25 Silikatisel (mg/l) vid botten på station KL8 vid Kristianopel under åren 1992-2002.

mot föregående år. För 2002 liksom för 2001 är siktdjupet mycket bra. För de senaste tre åren finns en svag trend mot minskande siktdjup men under hela perioden 1990 till 2002 kan ingen tydlig trend ses.

Vid en analys av alla bottenfaunastationer i fjärdarna runt Karlskrona kan man se en minskning av sedimentets glödförlust (organiska halt) på flera stationer. Flera av stationerna har också haft en förbättrad syresituation i sedimentet under perioden 1988-2002. Den generella minskning av glödförlusten som inträffat fr a i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering vilket dock inte direkt understöds av utvecklingen för näringstillförsel till kusten (sidan 22). En alternativ förklaring till den minskande organiska halten i sedimentet är att förbättrad syresituation i bottnarna inneburit fler djur och snabbare nedbrytning.

I Yttre redan har stationerna en artsammansättning som skiljer sig från de övriga delarna av området, med ett betydligt större inslag av arter som kräver förhållandevis rena och bättre ventilerade bottnar. I de övriga fjärdarna tyder artsammansättningen snarare på något förorenade förhållanden. Under den provtagna perioden har östersjömusslor (*Macoma baltica*) ökat medan rovbörstmaskarna (*Nereis diversicolor*) minskat i området. Under 90-talet hade flera av stationerna en ökning av artantalet (figur 23) vilket antyder att situationen har blivit betydligt bättre. Vid de senaste provtagningarna var dock artantalet lägre än på många år och medelartantalet för

de sex undersökta stationerna har sjunkit till samma nivå som vid provtagningen 1991. Trendanalys för Karlskronaområdet visar att biomassan har ökat beroende på fler och större musslor. Jämfört med 1980-talet har även artantalet ökat signifikant men sedan 1993 har utvecklingen snarare varit den omvända speciellt beroende på utvecklingen i Yttre redan där såväl artantal som abundans minskat signifikant på flera stationer. Under samma period har biomassan ökat markant på lokalerna närmast nya reningsverksutsläppet. Statistisk utvärdering av bottenfaunalokalerna i Yttre redan 2001 visade också att det finns tecken på en liten förändring i anslutning till att utsläppen från det nya avloppsreningsverket började.

I nuvarande provtagningsprogram finns två stationer med bottenfaunaundersökningar i Torhamnområdet. Den ena (PMK 8) ligger tämligen grunt (4 m) och hade mycket djur och hög biomassa, medan den andra (PMK 5) ligger betydligt djupare (13 m). Den senare har haft problem med syresättningen och hade 1999 ett djursamhälle nästan helt dominerat av de föroreningsståligena fjädermygglarverna. Glädjande nog kunde vi konstatera att sedimentet 1999 även höll en stor mängd små östersjömusslor som till 2002 hade vuxit till sig ordentligt (figur 24). Ett mer normalt bottendjursamhälle har därmed utvecklats på stationen.

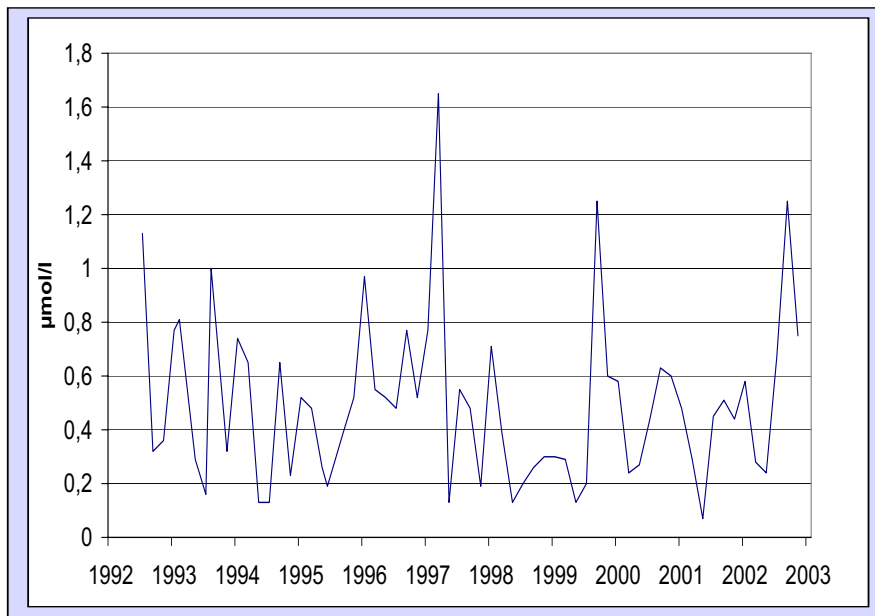
På algprofilen vid Hästholmen (Ma1) hade det glesa och smala tångbältet tätat ytterligare och dessutom ökat sin utbredning mot djupet. Fortfarande finns det dock bara en bråkdel så mycket tång som

vid undersökningen 1990. Artantalet i rödalgsproverna har ökat signifikant men i övrigt finns inga signifikanta trender i de kvantitativa undersökningarna. Stationen har också haft en signifikant ökad fosforhalt i blåstångens toppskott. Algprofilen vid Getskär utanför Karlskrona Örlogshamn (Ma2) hade fortfarande ett tätt tångbälte som för övrigt domineras av sågtång nästan ända upp till vattenbrynet. Rödalgsbältet hade fortsatt låg täckning på stationen vilket sannolikt kan förklaras med dåligt sikt och mycket slam.

Analysen av tungmetaller i musslor visar att halterna vid Hästholmen var något högre än bakgrundsvärdena för kadmium och koppar. Förhöjningen för koppar var dock förhållandevis måttlig. Halten av EOCl (extraherbart organiskt klor) har ökat signifikant de senaste 5 åren och halten är nu på samma nivå som i recipientområdet för Mörrums Bruk

1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund

Östra Blekingekusten, från Torhamnssudde till Kristianopel, består mest av låga moränstränder med enstaka skär och mindre öar som möter fritt vatten. I skyddade lägen, som till exempel innanför Kristianopel, finner man ofta stränder med marskvegetation och med finsedimentbotten. I exponerade lägen består bottarna ofta av en blandning av grovt minerogent material som sand, grus och sten med ett lågt innehåll av organiskt material. Kuststräckan har, bortsett från lokalt vid Kristianopel,



Figur 26 Ytvärden av oorganiskt fosfor ($\mu\text{mol/l}$) på station KL8 vid Kristianopel under åren 1992–2002.

liten föroreningsbelastning. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 7.

Vinterhalterna av fosfat för 2002 var $0,53 \mu\text{mol/l}$ vilket enligt tillståndsklassningen innebär låg halt. Året innan var halten $0,59 \mu\text{mol/l}$ vilket enligt tillståndsklassningen innebär medelhög halt. Det är som synes små skillnader i halterna som ger skillnader i bedömningen. Vid station S10 har halterna varit medelhöga de senaste tre åren. Vid station KL8, som är en instängd skärgårdsstation med litet vattendjup, är halten av fosfat medelhög.

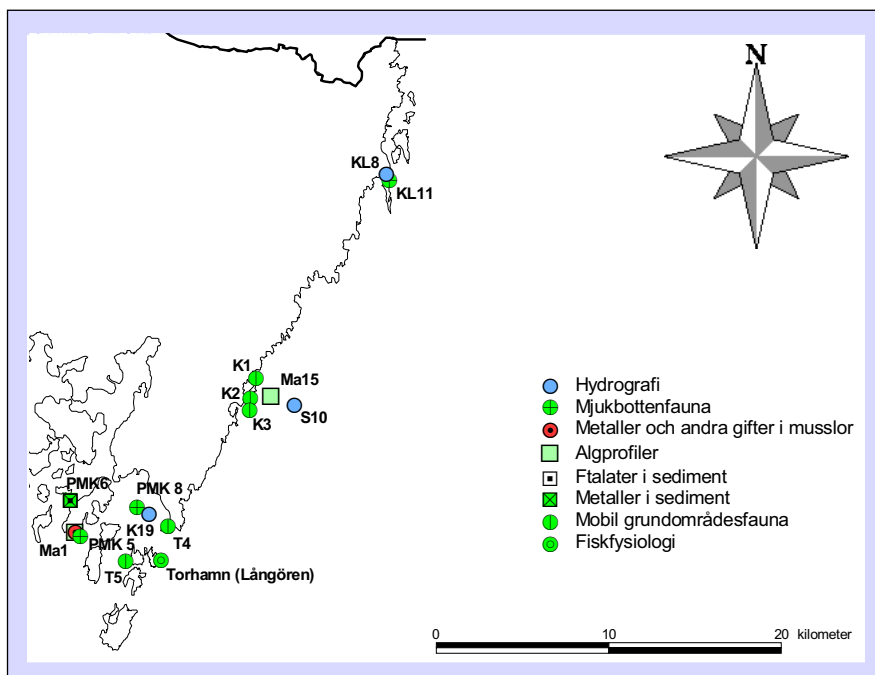
För denna station finns en svag trend mot lägre halter, sett ur ett längre tidsperspektiv. Halterna av nitrit-nitrat vid station S10 är 2002 åter nere på mycket låg halt $3,51 \mu\text{mol/l}$, vilket innebär samma nivå som 2001. Vid den mer instängda stationen KL8 är halterna av nitrit-nitrat betydligt högre $83,75 \mu\text{mol/l}$. Enligt bedömningsgrunderna är halterna mycket höga. Halterna i station K19 är åter nere på nivån mycket låga halter, samma nivå som 1999. Under den senaste tioårsperioden är halterna av nitrat i stort sett oförändrade och ingen tydlig trend kan

ses för området.

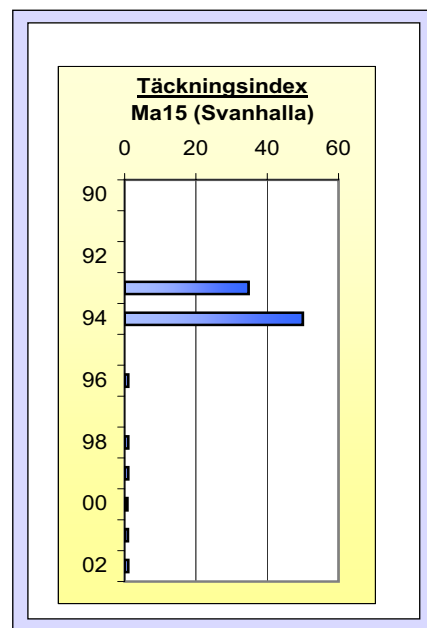
För siktdjupet finns endast mätningar från station S10. I augusti 2002 uppmättes ett siktdjup på 5,2 meter vilket motsvarar stort siktdjup i bedömningsgrunderna.

En bottenfaunastation i området undersöks. Det är den grunt belägna KL11 som ligger i anslutning till vattenstationen KL8. Liksom för vattenstationen tyder provtagningen av bottenjuren på uttalat eutrofa förhållanden. Artsammansättningen varierar starkt mellan åren beroende på hur syresituationen i sedimentet har varit. Därmed finns det inte heller någon uttalad trend för perioden som helhet även om de senaste tre åren tyder på förbättrade förhållanden.

Algprofilen MA15 utanför Östra Stärkelsefabriken vid Konungshamn hade 1994 ett ganska välutvecklat blåstångbestånd mellan 1,5 och 3 m djup. 1996 var det mesta av detta bälte borta och kvarvarande plantor var mycket slitna (figur 27). Den troligaste förklaringen till minskningen var den stränga vintern med mycket packis längs kusten det året. Under 1998 och 1999 försämrades situationen för tång ytterligare och i den undersökta profilen fanns bara ett litet antal plantor kvar. Dessa uppvisade tecken på att ha blivit hårt betade. En utvidgad undersökning 1999 visade dock att ett glesst men ändå livskraftigt bestånd med sågtång fanns så djupt som 9 meter. Den djupast belägna plantan fanns på ca 11,5 m. 2002 återfann vi inga av dessa djupa plantor. Rödalgsbältet har inte förändrats signifikant under provtagningsperioden.



Karta 7 Provtagningsstationer vid Blekinges ostkust.



Figur 27 Mängden tång på station Ma 15 utanför Blekinges ostkust angivet som täckningsindex för åren 1993–2002.

2. Tillförsel av föroreningar

För att kunna tolka mellanårsförändringar i kustzonen är det viktigt att känna till belastningen av närsalter, organiskt material och gifter. En stor del av kväve- och fosfortransporten till kustvattnet sker med vattendragen och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Största transporten av näringsämnen till Hanöbukten kommer fr a via Helgeå men även Mörrumsån. Stora punktutsläpp från reningsverk och industrier längs kusten förekommer också, liksom från några fiskodlingar. Viktiga "mänskliga" källor som vi saknar data från är dagvatten och luftnedfall av kväve. Luftnedfallet av kväve i egentliga Östersjön beräknas vara mellan 27 och 40% av totalbelastningen enligt olika beräkningar (Naturvårdsverket 1987, Larsson m fl 1985). För fosfor är motsvarande siffra 7-11%.

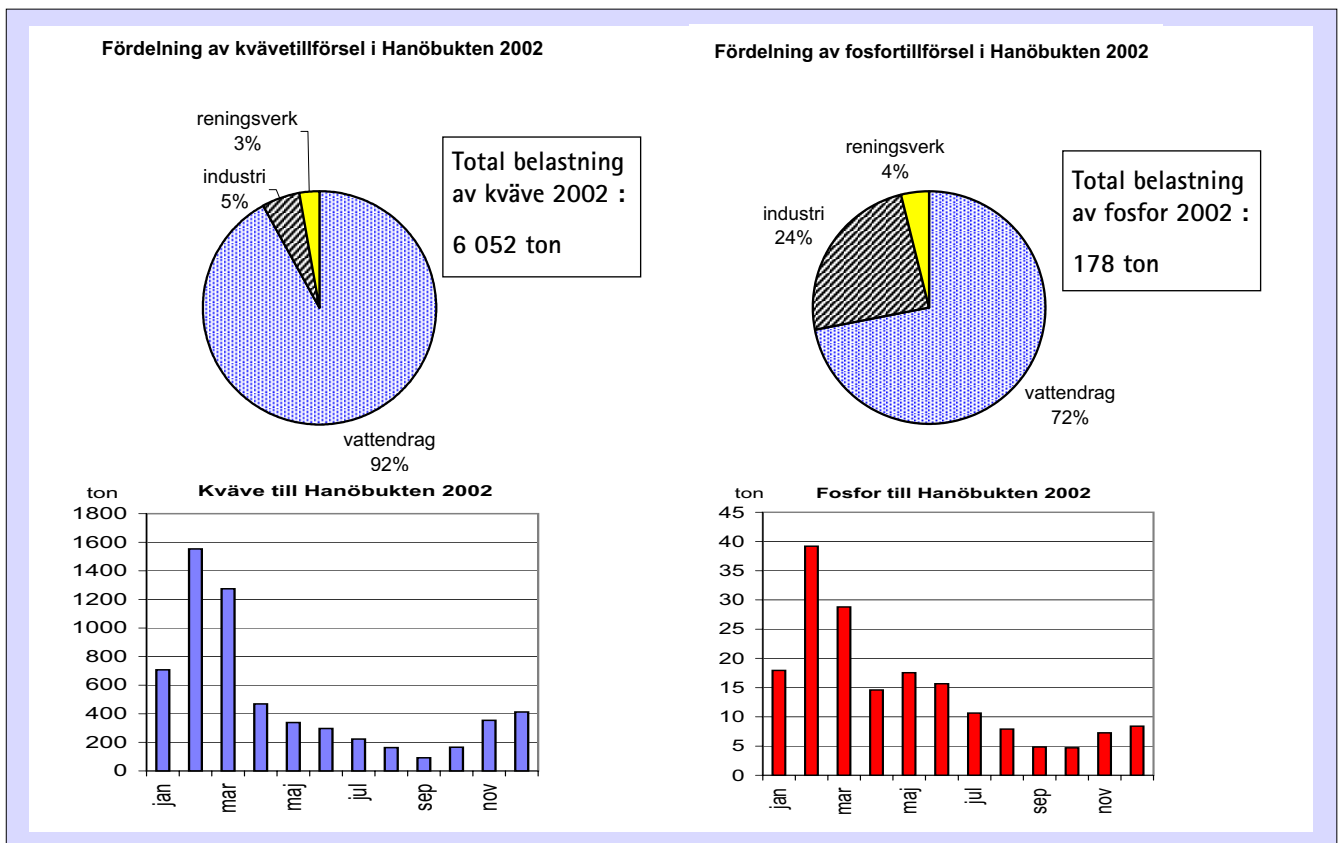
Näringstransporten från större punktutsläpp samt vattendrag under 2002 redovisas i bilaga 2 och i figur 28. Där framgår att kvävetillförseln till 92% kom via vattendragen. För fosfor är motsvarande siffra 72% och här bidrog massaindustrin med 23%. I figur 28 framgår också att merparten av tillförseln kom under senvintern vilket är naturligt eftersom flödet i vattendragen var högst då efter en mild och blöt vinter.

Förutom tillförsel till kusten som direkt kommer från mänsklig aktivitet förekommer också en "naturlig" del. Den utgörs av t ex uppvällning av näringsrikt bottenvatten och tillförsel via kustströmmar från andra områden. I Hanöbukten är speciellt tillförseln från uppvällning stort. När det gäller kväve tillkommer också kvävefixeringen av de blågröna algerna. Beräkningar visar att

för hela Östersjön kan denna del stå för upp emot 12-15% av totalbelastningen (Naturvårdsverket 1987, Larsson m fl 1985). Ungefär 40% av det kväve som tillförs Östersjön uppskattas återgå till atmosfären genom denitrifikation (Larsson m fl 1985).

Analys av kväve- och fosfortransporter till Hanöbukten under perioden 1990-2002 visar att det inte finns någon signifikant trend då det gäller vattendragen. Det finns dock en liten tendens att utflödet av båda ämnena ökar i flertalet år utom i Helgeå där det tvärtom har minskat något. Från industrierna saknas data från flertalet år men sett över hela tidsperioden har massabruken minskat sina utsläpp betydligt. De kommunala reningsverken har infört kväverening under senare år vilket tydligt avspeglar sig i signifikant minskade kväveutsläpp under perioden. Samtidigt har införandet av kväverening inneburit en något försämrad fosforreduktion med en tendens till ökande fosforutsläpp som följd. Speciellt de senaste tre åren har ökningen varit markant (figur 29).

En viktig faktor att ta hänsyn till när det gäller tillförseln av framför allt näringsämnen är temperatur och nederbördsförhållanden under året. Hög vattentemperatur, speciellt under sensommaren, kan öka kvävefixeringen

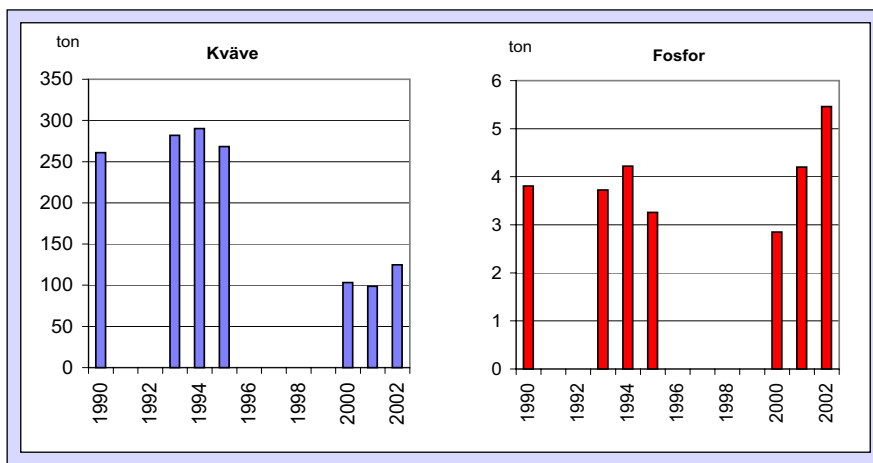


Figur 28 Fördelning av kväve- och fosforbelastningen till Hanöbukten 2002, dels med avseende på källa, dels med avseende på tidpunkt på året.

märkbart medan riklig nederbörd, speciellt utanför växtperioden, ökar tillförseln via vattendrag.

Året inleddes kallt men snart blev det betydligt mildare och blåsigare. Längs blekingekusten blåste det frisk eller hård vind 70% av tiden fram till mars vilket bör ha gynnat vattenomsättningen. Mild vinter i kombination med relativt mycket nederbörd innebar höga flöden i åarna. Även våren var mild med sommartemperaturer runt påsk. Däremot föll det inte mycket nederbörd och flödet i åarna minskade betydligt. I maj förekom på vissa håll åskväder med väldiga regnmängder. I de inre delarna av Götaland uppgick nederbörden till 1,5-3 gånger det normala under maj månad. Detta resulterade bl a i översvämningar runt Helgeå.

Sommaren inleddes soligt och varmt och trots att det en bit in i juni var svalt och ostadigt var månadens medeltemperatur rekordhög på sina håll. I juli utvecklades ett flertal värmeåskväder med ordentliga skyfall. Hanö fick 82 mm regn på ett par timmar den 18 juli. Hela augusti präglades av torrt och varmt väder, på en del platser kom ingen nederbörd alls. Som helhet var sommaren varm och torr och flödet i åarna var extremt lågt. Sensommarvärmen höll i sig till i mitten på september då det slog om till betydligt kallare väder. Under årets tre sista månader dominerade kylan och det var torrt i större delen av landet. Lokalt i Småland och Blekinge var oktober dock den nederbördsrikaste



Figur 29 Kväve- och fosforutsläpp från kommunala reningsverk i Hanöbukten 1990-2002. Värdena är beräknade på utsläpp från reningsverken i Karlskrona, Ronneby, Sölvesborg och Nogersund.

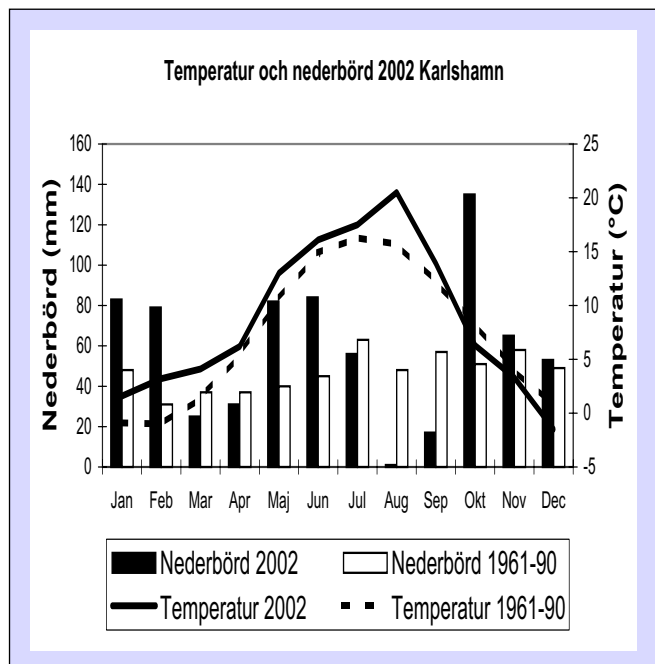
månaden under året vilket resulterade i höga flöden i en del år. Totalt sett var dock åarnas flöden betydligt lägre hösten 2002 än året innan.

Tack vare den varma sommaren och milda vintern var 2002 sammantaget betydligt varmare än normalt med ett temperaturöverskott på ca 1,3°C. Nederbörden var väldigt ojämnt fördelad, både rumsligt och tidsmässigt. Merparten av nederbörden kom i september och för sydöstra Sverige blev årsnederbörden i allmänhet omkring 21% över den normala.

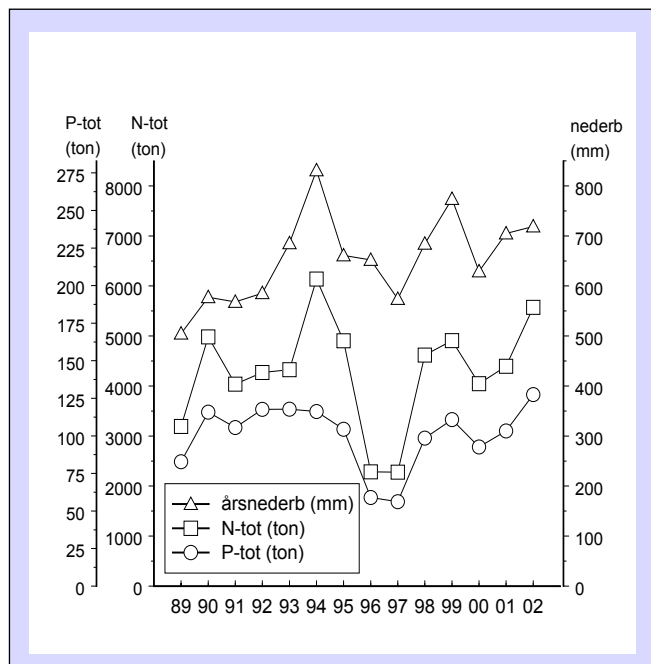
Transporten av näringsämnen via åarna följer i stort sett kurvan för årsnederbörden och var därmed något större

än 2001 (figur 31). Eftersom mycket av nederbörd och å-flöde inträffade under vintertid, utanför växtperioden, var transporten av näringsämnen proportionellt sett hög. Totalt transporterades därför ovanligt mycket näring till Hanöbukten under 2002. För fosfor var det den hittills högsta och för kväve den näst högsta mängden för perioden 1989-2002.

I bilaga 4 redovisas transporten av tungmetaller till Hanöbukten via Mörrumsån, Lyckebyån och Helgeå under perioden 1991-2001. Generellt har det skett ett ökat utflöde av krom och bly men även kadmium och koppar. Zink verkar ha minskat något liksom kvicksilver.



Figur 30 Temperatur och nederbörd under 2002 samt långtidsmedelvärde för 1961-1990 vid väderstationen vid Karlshamn



Figur 31 Nederbörd i Hanöbuktens avrinningsområde samt beräknad vattendragstransport av kväve och fosfor till kusten från de sex största vattendragen (Helgeå, Skråbeån, Mörrumsån, Bråkeån, Ronnebyån och Lyckebyån) 1989-2002.

3. Hydrografi i utsjön

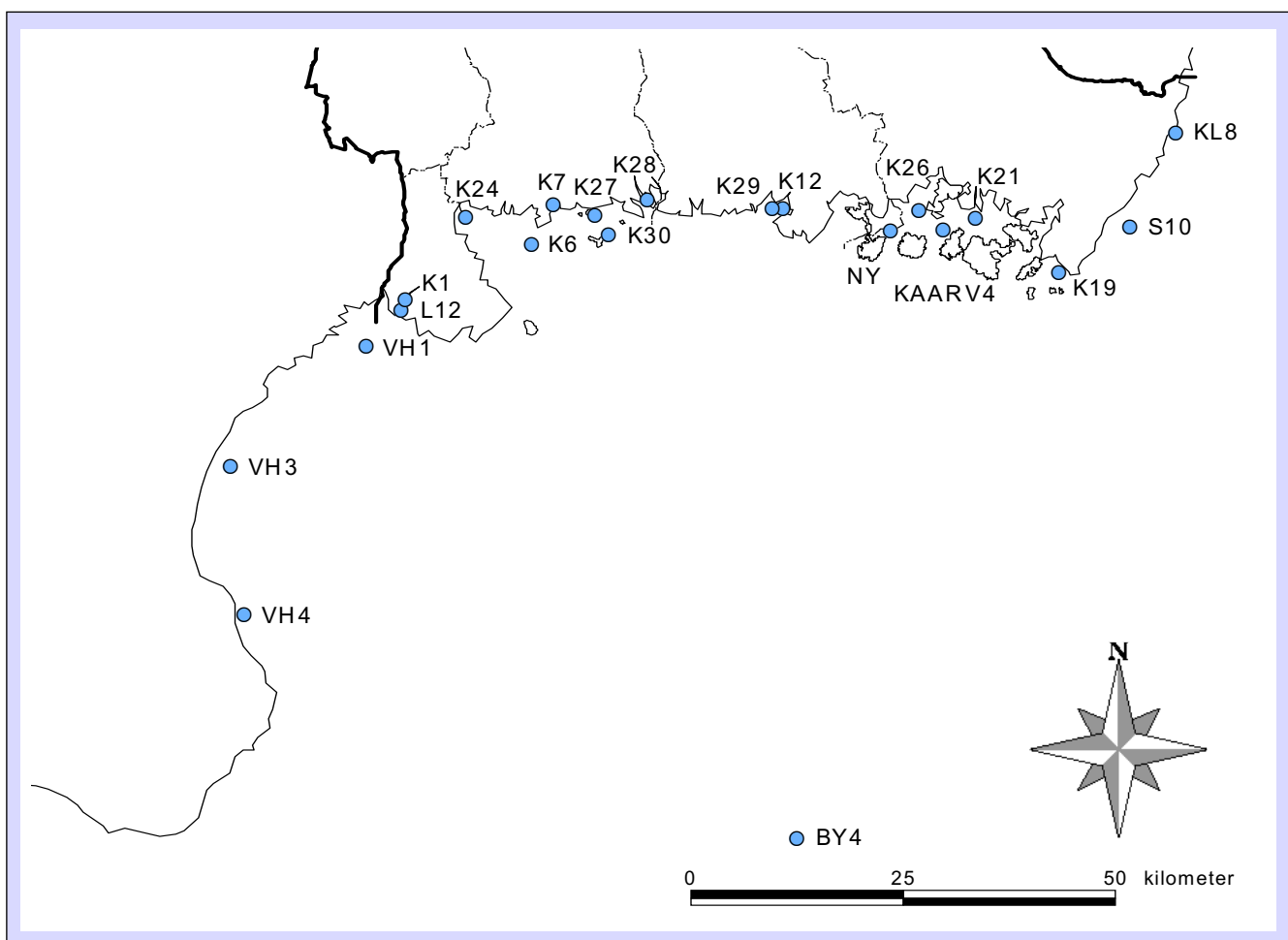
Under januari-mars var Östersjöns vatten som vanligt välblandat ned till haloklinen (saltsprångskiktet). Haloklinens läge är i stort sett konstant under året och återfinns på 60-70 meters djup i de centrala och nordligaste delarna av Östersjön och på 30-40 meters djup i de södra delarna. Temperaturen i ytan i Hanöbukten låg i januari kring 4,0 grader. Ingen ytterligare avkyllning skedde och temperaturen steg till 4,5 grader under februari och mars. I april började ytvattentemperaturen stiga och en termoklin hade utvecklats på 5-10 meters djup. Under sommaren då temperaturen fortsatte stiga, förstärktes termoklinen och låg på 15 meters djup. Den högsta temperaturen i södra Östersjön, 21,2 grader, uppmättes i början av september och då

låg termoklinen på ca 20 meter. I slutet av september hade ytvattnet börjat kylas av och temperaturen låg då kring 15 grader. I mitten av december hade temperaturskiktningen försvunnit och ytvattnet var åter igen homogent ned till haloklinen. Temperaturen i ytvattnet låg under perioden juni till början av oktober över det normala medan den låg mycket nära långtidsmedel under resten av året.

Under årets första månader fram till slutet av mars låg kvävet närsalter något under det normala. Fosfathalterna låg något över typiska medelvärdet under hela året. I slutet av april var i det närmaste allt kväve förbrukat och kvävekoncentrationerna låg nära noll ända till slutet av september vid Hanö-

bukten. Vårblomningen startade i slutet av februari med små mängder i de södra delarna av Östersjön. Vid slutet av mars fanns det stora mängder alger i södra Östersjön. Silikathalterna låg över det normala hela året utom vintermånaden februari då halten var normal.

Under praktiskt taget hela året var syreförhållandena i djupvattnet generellt sett mycket dåliga och syrgashalterna låg under det normala i södra Östersjön. Det var endast under januari och mars som halterna låg över det normala. Halter under 2 ml/l observerades under hela året i bottenvattnet. Under perioden juli till december förekom svavelväte i det närmaste hela tiden i bottenvattnet i station Hanöbukten. Dessa resultat indikerar att syresituationen var sämre än normalt.

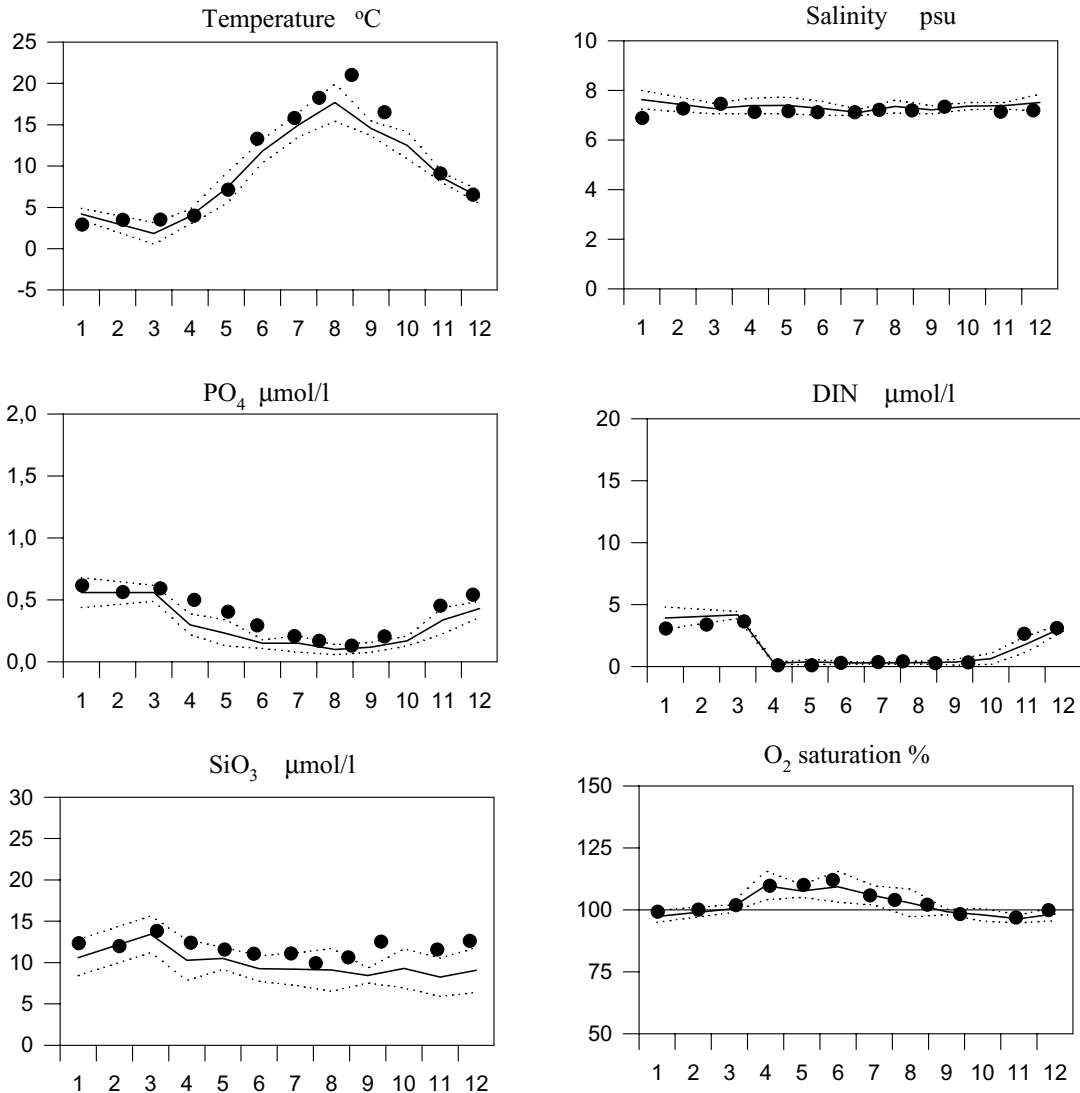


Karta 8 Hydrografiska provtagningsstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten, samt referensstationen BY4 ute i Hanöbukten.

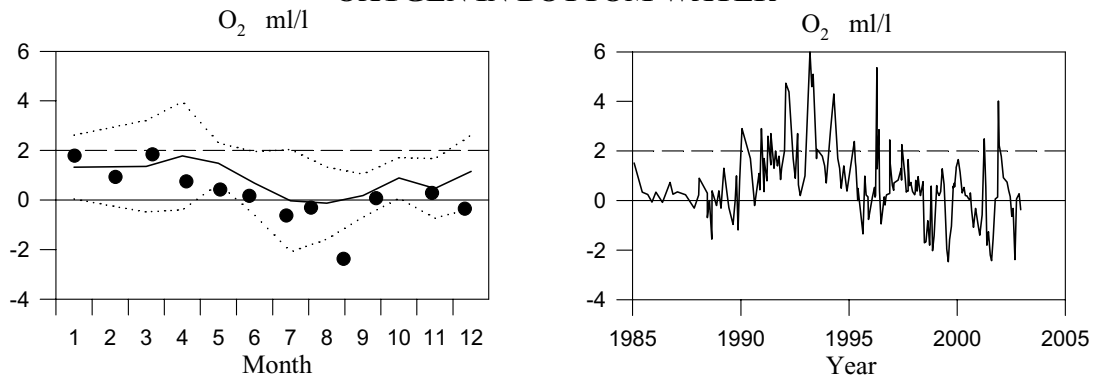
STATION HANÖBUKTEN SURFACE WATER

Annual Cycles

— Mean 1990-1999 St.Dev. ● 2002



OXYGEN IN BOTTOM WATER



Figur 32 Resultat från mätningstationen BY4 vid Christiansö under 2002 samt medelvärden och standardavvikelse för perioden 1990-1999.

4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten

Under 2002 skedde en generell minskning av närsaltaltern i Hanöbukstens kustvatten. Det är ingen signifikant minskning och ingen tydlig trend kan utläsas. Enskilda kustnära stationer påverkas ofta av vattnet från åarna. Det medför ofta väldigt höga halter av närsalter som påverkar bedömningen, men som inte säger något om den verkliga eutrofieringen i det aktuella kustområdet. Någon egentlig salthaltsskiktning förekom inte i kustvattnet utom för stationerna KL8 vid Kristianopel, K7 vid Karlshamn och K12 i Ronnebyområdet där vattnet är starkt påverkat av åvatten. Syreförhållandena har under året varit stabila med en normal årscykel och med de lägsta halterna under sensommaren. Det lägsta värdet uppmättes vid station NY, där halten var låg enligt tillståndsklassningen. Enligt bedömningsgrunderna var siktdjupet generellt bra i hela området under 2002. Bedömningen grundar sig på provtagningar i

augusti månad.

Flertalet av de undersökta områdena hade enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder låga till medelhöga halter av nitrit-nitrat. År 2002 är det endast de instängda stationerna KL8, K7, K12 och L12 som uppvisar mycket höga halter av nitrit-nitrat. När det gäller oorganiskt fosfor ligger samtliga stationer i intervallet låg till medelhög halt. Det fanns någon station inom samtliga delområden, som för den senaste tioårsperioden uppvisade en sjunkande trend för oorganiska närsalter. Enligt förra årets trendanalyserna som gjorts i flerårsanalysen pekar dessa på svaga sjunkande trender framför allt i västra Hanöbukten. Det gick inte att påvisa någon signifikant koppling mellan utsläppen från de olika punktkällorna och de redovisade resultaten från mätstationerna.

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav är ett relativt grovt verktyg för att bedöma miljö kvaliteten i den marina miljön. Bedömningen görs dels genom att klassificera tillståndet

enligt en bestämd tillståndsskala som bl.a. annat är relaterad till effekter på biota. I bedömningen ingår också att fastställa avvikelser från naturliga halter (jämförvärden) för områden med

varierande vattenomsättningsklasser, så kallade typområden.

I årets rapport redovisas detta i två tabeller där samtliga stationer och parametrar har värderats enligt bedömnings-

Tabell 1 Statistisk tillståndsklassning av hydrografiska mätdata 2002 enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvaliteten - Kust och hav" (Naturvårdsverket 1999). För mer information se även bilaga 4.

	Siktdj aug	Syre aug-sept	PO ₄ -P _____	Tot-P _____	NO ₂₊₃ -N jan-mars	NH ₄ _____	Tot-N _____	Tot-P _____ juli _____	Tot-N _____	Klorof-a
VH4 (S Hanöbukten)	1	2	3	2	1	1	2	2	1	
VH3 (Åhus)	1	1	3	2	1	1	2	2	2	1
VH1 (Nymölla)	1	1	3	2	1	1	2	2	4	
L12 (Sölvesborg)	2	1	2	3	4	3	4	3	3	
K6 (Pukaviksbukten)	1	2	2	2	1	1	2	2	2	1
K7 (Karlshamn)	1	2	3	3	5	3	5	3	4	
K12 (Ronneby)	1	1	1	2	5	4	5	2	3	1
NY (NV Aspö)	1	3	2	2	2	2	3	2	3	
KAARV4 (Y redden)	1	2	2	2	3	2	3	2	2	1
K21 (SE Verkö)	1	2	2	2	2	3	3	2	2	
K19 (Torhamn)		2	2	2	1	1	2	2	2	1
S10 (Ö Blekinge)	2	1	3	2	1	1	2	2	1	
KL8 (Kristianopel)		1	3	4	5	5	5	4	5	

Klassningen har gjorts med Naturvårdsverkets rapport 4914 enligt följande:

klass	näringsämnen	siktdjup	syrgas
1	mycket låg halt	mycket stort siktdjup	hög halt
2	låg halt	stort siktdjup	mindre hög halt
3	medelhög halt	medelstort siktdjup	låg halt
4	hög halt	litet siktdjup	mycket låg halt
5	mycket hög halt	mycket litet siktdjup	svavelväte

grunderna för tillstånd och avvikelser (tabell 1 och 2 samt bilaga 6).

Resultaten av årets mätningar enligt bedömningsgrunderna redovisas för organiskt kväve och fosfor också som kartbilder (se under respektive avsnitt).

Årets vattenprovtagning har genomförts i all väsentlighet enligt gällande provtagningsprogram (bilaga 1).

Provtagningsområdet, som inkluderar både programmet för Västra Hanöbukten och Blekinge, är indelat i sex delområden; Västra Hanöbukten (stationerna VH3 och VH4), Sölvesborg (VH1 och L12), Pukaviksbukten (K6 och K7), Ronneby (K12), Karlskrona (NY, K21, K19 och KAARV4) och södra Kalmarsund (S10). De olika delområdena jämförs med förhållandena i utsjön som representeras av stationen Hanöbukten som ingår i SMHIs oceanografiska stationsnät.

Vi har valt att i figurerna redovisa syrgashalten, kvävefosforkvoten, klorofyll, siktdjup, salthalt, totalkväve och totalfosfor. För vissa av parametrarna har vi valt att redovisa årsmedelvärdet med 95 % konfidensintervall, vilket enkelt kan sägas var ett mått på hur trovärdigt det beräknade medelvärdet är. Ett litet konfidensintervall indikerar hög trovärdighet medan ett stort intervall indikerar låg trovärdighet. Om man betraktar en tidsserie av medelvärden och konfidensintervall kan man ofta anta att om två medelvär-

den skiljer sig så pass åt att de inte ligger innanför varandras konfidensintervall är skillnaden mellan medelvärdena signifikant. Trendanalys på hydrografiska data för perioden 1990–2001 redovisades i årsrapporteringen för 2001 (Tobiasson m fl 2002) men resultaten finns också i bilaga 6:2 i denna rapport.

Blekinge och västra Hanöbuktens kustvatten skiljer sig från utsjön genom högre halter av närsalter och något lägre salthalter. För övriga parametrarsyns inga tydligt enhetliga skillnader. Det pekar på att vattenutbytet mellan skärgården och utsjön är förhållandevis bra.

4.1 Salthalt

Salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i hela området. Den kraftigaste skiktningen uppträder i de inre delarna av skärgården där tillrinningen från land är märkbar framförallt under våren då tillrinningen har sitt maximum. Kortvariga förlopp med salthaltsskiktning av någon betydelse har observerats under 2002. Vattenmassan har i övrigt vid mätillfällena varit i stort sett homogen och välblandad. De stationer som till och från uppvisar salthaltsskiktning av betydelse är Kristianopel KL8 i södra Kalmarsund och Karlshamn K7 i Pukaviksbukten samt K12 i Ronnebyområdet. Alla dessa

stationer har vid tillfällena haft ett skikt med utsötat ytvatten. För Kristianopel var salthalten i ytan cirka 2,4 psu och för Karlshamn var ytsalthalten 2,7 psu medan det i K12 var så låg salthalt som 1.7 psu. Det kan noteras från alla stationerna att halterna av nitrat, totalkväve och även kisel var höga under samma period. Medelsalthalten för stationerna vid västra Hanöbukten var runt 7 psu. För övriga stationer är salthalterna några tiondelar lägre. Lägst medelsalthalt och också den största variationen har uppmätts i KL8. Salthaltsskillnaderna mellan yt- och bottenvatten ligger, förutom de tre ovan nämnda stationerna, inom några tiondels psu. De små konfidensintervallerna i alla stationer utom K7, K12 och KL8 visar att det under året har varit stabila salthaltsförhållanden med små variationer.

4.2 Siktdjup

Siktdjupet uppvisar betydande rumsliga och tidsmässiga variationer. I området påverkas siktdjupet av variationer i primärproduktionen där förekomsten av plankton och alger når sitt maximum under sommaren. Andra faktorer som påverkar siktdjupet är tillrinningen och det lösta material åar och vattendrag för med sig. I grundare områden påverkas

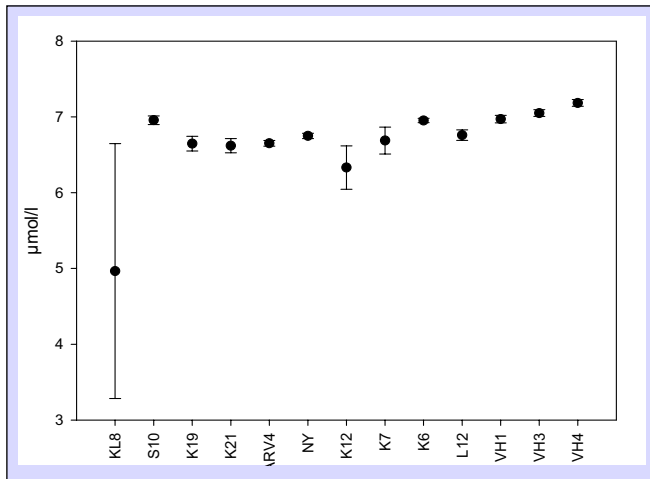
Tabell 2 Statistisk avvikelseklassning av hydrografiska mätdata 2002 enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav" (Naturvårdsverket 1999). För mer information se även bilaga 4.

	Siktdj aug	PO ₄ -P	Tot-P	NO ₂₊₃ -N jan-mars	NH ₄	Tot-N	Tot-P juli	Tot-N	Klorof-a
VH4 (S Hanöbukten)	2	3	3	2	2	2	3	2	
VH3 (Åhus)	3	3	3	2	2	2	3	3	1
VH1 (Nymölla)	3	3	3	2	2	2	4	4	
L12 (Sölvesborg)	4	3	4	5	4	4	5	3	
K6 (Pukaviksbukten)	3	3	3	2	2	3	4	2	1
K7 (Karlshamn)	3	3	4	5	5	5	5	4	
K12 (Ronneby)	3	2	3	5	5	5	3	3	2
NY (NV Aspö)	2	2	3	2	3	3	4	2	
KAARV4 (Y redden)	1	2	3	3	3	3	4	2	1
K21 (SE Verkö)	2	2	3	3	4	3	4	2	
K19 (Torhamn)		3	3	2	2	3	4	3	1
S10 (Ö Blekinge)	4	3	3	2	2	3	4	2	
KL8 (Kristianopel)		3	5	5	5	5	5	5	

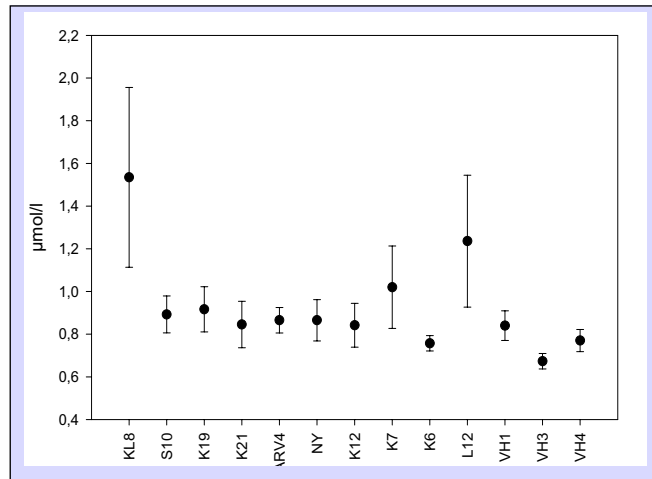
Klassningen har gjorts med Naturvårdsverkets rapport 4914 enligt följande:

klass

1 ingen / obetydlig avvikelse
2 liten avvikelse
3 tydlig avvikelse
4 stor avvikelse
5 mycket stor avvikelse



Figur 33 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för salthalten på de olika stationerna under 2002.



Figur 35 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för totalfosfor under 2002 på de olika stationerna.

siktdjupet även av den resuspension som sker på grund av vågpåverkan. De lägsta siktdjupen har observerats under sommarperioden. Siktdjupens medelvärden har under 2002 legat mellan 4,1 meter och 10,2 meter. Det största siktdjupet under 2002 observerades i västra Hanöbukten station VH1 och var så stort som 11 meter i mars. Det lägsta siktdjupet som observerades var vid Kristianopel KL8 vid östra Blekingekusten där siktdjupet var 1,0 meter i januari. Denna station är belägen inne i en grund vik med ringa vattendjup vilket förklarar det låga värdet. Både högsta och lägsta värdena ligger utanför 95 % konfidensintervall och representerar extrema situationer.

Vid de stationer som provtagits med avseende på siktdjupet och där värden finns för augusti, vilket är en förutsättning för tillståndsklassning enligt bedömningsgrunderna, ligger samtliga stationer i intervallet stort till mycket stort siktdjup.

4.3 Syreförhållanden

I Blekinge och Västra Hanöbukts kustvattenområde är syresättningen av bottenvattnet mestadels god under hela året.

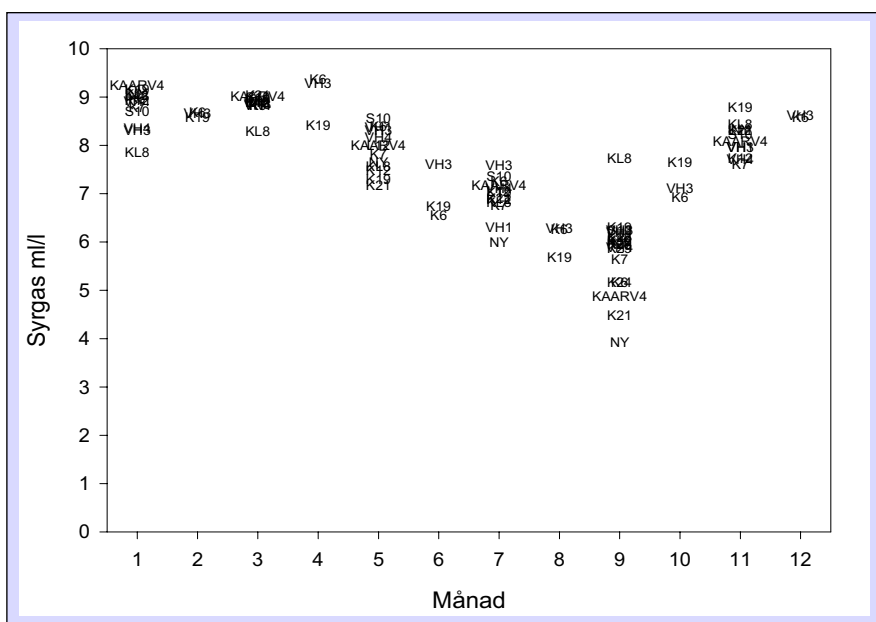
Syrgashalterna uppvisar en tydlig års-cykel med de lägsta värdena i juli-augusti då även vattentemperaturen är hög.

I området finns normalt inga bottnar med utpräglat stagnanta förhållanden. Vissa år uppstår dock under senare delen av sommaren sämre syreförhållanden i Karlskronaffjärdarna. Det lägsta värdet under 2002, låg halt enligt tillståndsklassningen, uppmättes vid station NY i Karlskrona skärgård, med ett värde på 3,92 ml/l. Det högsta uppmätta syrevärdet var 9,56 ml/l i april vid station L12. För samtliga övriga stationer utom NY låg syrehalterna på en hög till mindre hög halt dvs. värden > 5,0 ml/l vilket är de högsta klasserna i bedömningsgrunderna för syre.

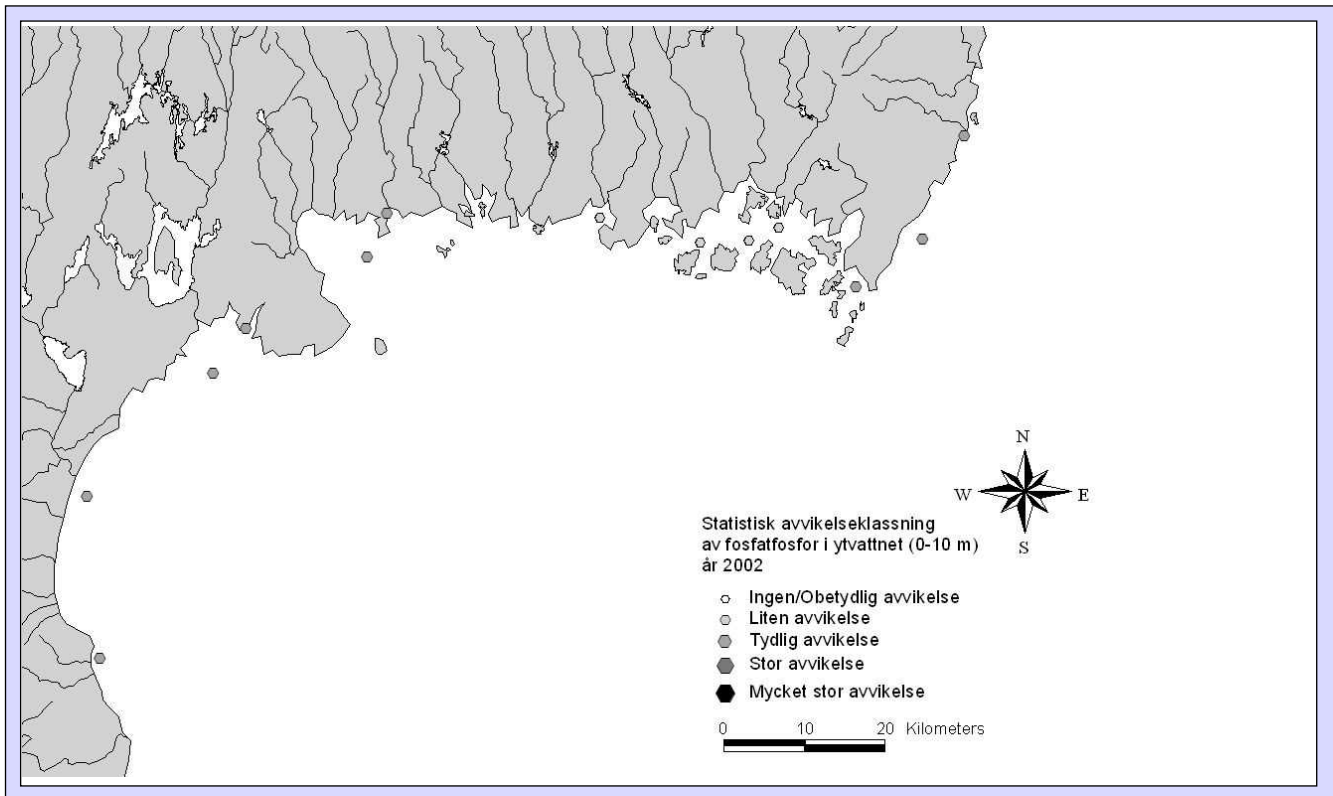
4.4 Närsalter

Fosfor

Fosfor analyseras som fosfat-fosfor (oorganiskt fosfor) och som totalfosfor (oorganisk och organisk fosfor). Fosfor förekommer vintertid framförallt i oorganisk form. Naturvårdsverkets jämförvärden för fosfat-fosfor ligger för yt-vatten under vinterperioden mellan 0,20 och 0,35 µmol/l beroende på vattenomsättningsklass. Dessa jämförvärden är en skattning motsvarande 1950 års värden. Generellt kan sägas att det lägre värdet gäller för områden med hög omsättning och det högre värdet för områden med lägre vattenomsättning. Medelvintervärdet för området Blekinge och västra Hanöbukten var 0,55 µmol/l. Enligt tillståndsklassningen motsvarar detta värde en medelhög halt. Det lägsta värdet, 0,3 µmol/l (låg halt) finns i station K12. De högsta vintervärdena, 1,5 µmol/l, hittas under 2002 utanför Sölvesborg L12 vilket motsvarar en



Figur 34 Syrgashalten i bottenvattnet på samtliga mätstationer i Blekinge läns kustvatten och västra Hanöbukten 2002.



Figur 36 Statistisk avvikelseklassning av fosfatfosfor i ytvattnet 2002. Klassningen är gjord på mätvärden från januari-mars.

mycket hög halt. Jämfört med 1950 års värden är avvikelsen mycket stor eftersom det uppmätta värdet är 5 gånger större än jämförvärdet för området. I bedömningsgrunderna talar man om tre vattenomsättningsklasser. Det innebär att stationer som ligger kustnära och instängda hamnar utanför vattenomsättningsklasserna. Det talar för att bedömningsgrunderna inte alltid ger en korrekt bild av avvikelserna.

Jämförvärdet för halten av totalfosfor

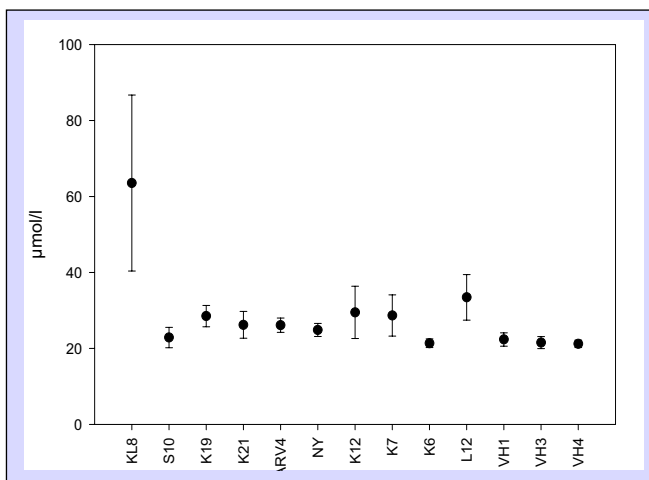
under vinterhalvåret ligger mellan 0,35 och 0,41 $\mu\text{mol/l}$ och för sommarperioden mellan 0,20 och 0,28 $\mu\text{mol/l}$. Halterna av totalfosfor är ett mått på allt fosfor som finns både löst och uppbundet i partiklar i biomassan. För området är medelvärdet för vinterhalterna 2002 cirka 0,9 $\mu\text{mol/l}$, vilket motsvarar en medelhög halt enligt tillståndsklassningen. De högsta sommarvärdena för totalfosfor uppmättes i station KL8 till 2,12 $\mu\text{mol/l}$ vilket motsvarar mycket hög halt enligt

tillståndsklassningen.

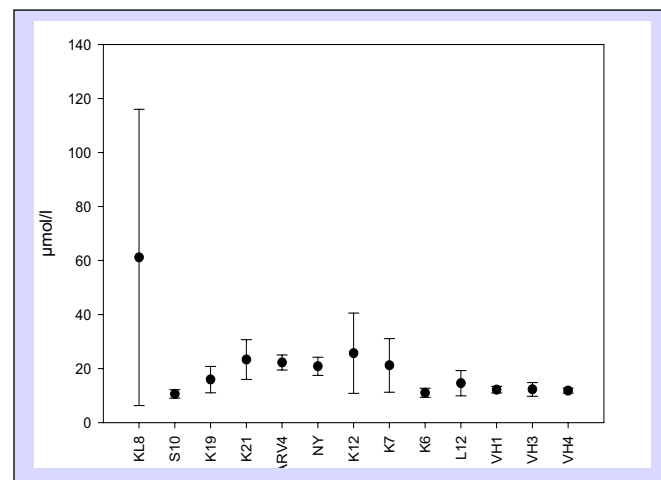
Kväve

Kväve analyseras som totalkväve (oorganiskt och organiskt kväve) samt de oorganiska fraktionerna ammoniumkväve och nitrit-nitrat-kväve. Både ammonium och nitrit-nitrat är direkt tillgängliga för den biologiska produktionen och uppvisar tydliga årscykler.

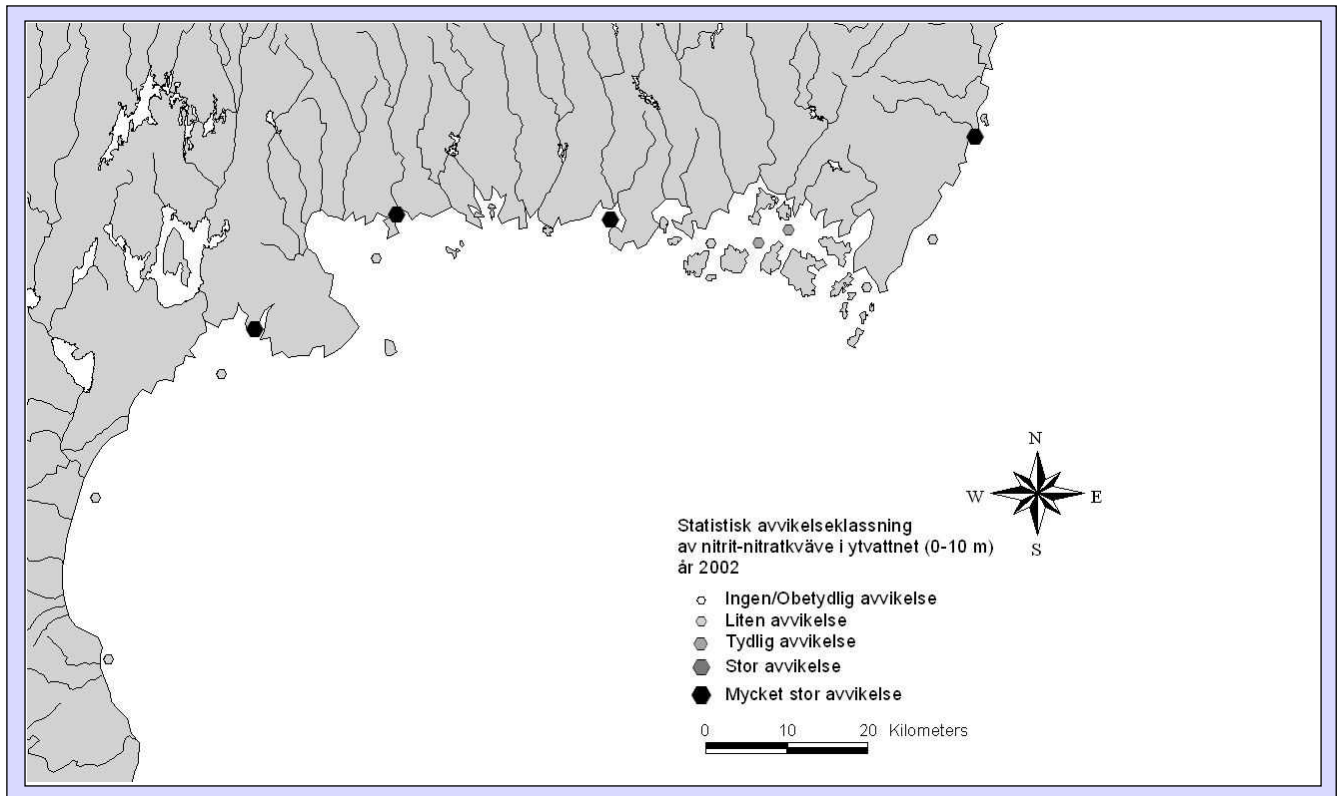
Naturvårdsverkets jämförvärden för



Figur 37 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för totalkväve under 2002 på de olika stationerna.



Figur 39 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för silikatisel under 2002 på de olika stationerna.



Figur 38 Statistisk avvikelseklassning av nitrit-nitratkväve i ytvattnet 2002. Klassningen är gjord på mätvärden från januari-mars.

ammonium-kväve under vintern är 0,10 $\mu\text{mol/l}$ respektive 0,62 $\mu\text{mol/l}$ beroende på vattenomsättningsklass. För nitrit-nitratkväve ligger värdena mellan 2,0 och 9,0 $\mu\text{mol/l}$ beroende på vattenomsättningen. Jämförvärden för totalkväve ligger mellan 12 och 20 $\mu\text{mol/l}$ för vinterperioden och mellan 12 och 17 $\mu\text{mol/l}$ för sommarperioden. Andelen oorganiskt kväve är störst under vintern och utgör då ca 30 % av det totala kväveinnehållet. Efter vårblomningen förblir halterna av ammonium och nitrit-nitrat låga ända fram till produktionssäsongens slut i september-oktober.

De stationer som har typiskt högre värden är samma stationer som uppvisar högre fosfatvärden. Det högsta vintervärdet 2002 för nitrat uppvisas vid Kristianopel (KL8) där nitrathalten var så hög som 83,3 $\mu\text{mol/l}$, vilket motsvarar mycket hög halt enligt tillståndklassningen. Stationen ligger i södra Kalmarsund och är en instängd vik med ringa vattenomsättning. Även stationerna K7 och L12 visar upp höga halter av nitrit-nitrat 33,2 $\mu\text{mol/l}$ respektive 28,2 $\mu\text{mol/l}$. Även för totalvärdena av kväve visar dessa tre stationer upp de högsta värdena 99,9 $\mu\text{mol/l}$, 61,1 $\mu\text{mol/l}$ och 56,5 $\mu\text{mol/l}$.

Partikulärt organiskt kväve (PON)

PON erhålls i samband med analys av POC. Kvoten POC/PON skall, enligt det molförhållande med vilket planktonalger tar upp kol/kväve, ligga kring 7. Denna kvot ger information om i vilket stadium en algblomning är. Störningar från kusten är emellertid för starka för att kvoten skall kunna avläsas här.

Kisel

Kisel är viktig för produktionen eftersom vårblomningen i stor utsträckning utgörs av kiselalger. Kisel tillförs huvudsakligen genom sötvattentillrinningen. Flera analyser av de långa tidsserier som finns tillgängliga i övergödda sjöar har påvisat minskande mängder kisel samtidigt som mängden kväve och fosfor ökat. Någon motsvarande trend syns inte för de kortare serier som finns för kustvattnet. Kisel är tillgängligt som silikat kisel och varierar på samma sätt som de övriga närsalterna med en topp under vintern och nedgång i halterna i samband med vårblomningen.

Höga värden för silikat kisel kan ses vid Kristianopel KL8 i södra Kalmarsund där värdet uppmättes som högst till 161,4 $\mu\text{mol/l}$ och vid Ronnebyområdet K12 där värdet var som högst 127,4 $\mu\text{mol/l}$.

Värdena uppmättes i januari respektive mars.

4.5 Organiskt kol (TOC)

TOC (totalt organiskt kol) är ett mått på den totala mängden kol i vattenmassan både i löst och partikulärt organiskt material. Det är på så sätt relaterat till mängden organiskt dött och levande material. TOC har ingen tydlig årsvariation men halterna tenderar att vara högst i samband med vårflödena då tillförseln via vattendragen är som störst. Inga tydliga geografiska skillnader kan ses under 2002. Det lägsta värdet som uppmättes, 2,6 mg/l, var i Pukaviksbukten K6 i november. Det högsta värdet 8,7 mg/l uppmättes i Ronnebyområdet K12 i juli.

Partikulärt organiskt kol (POC)

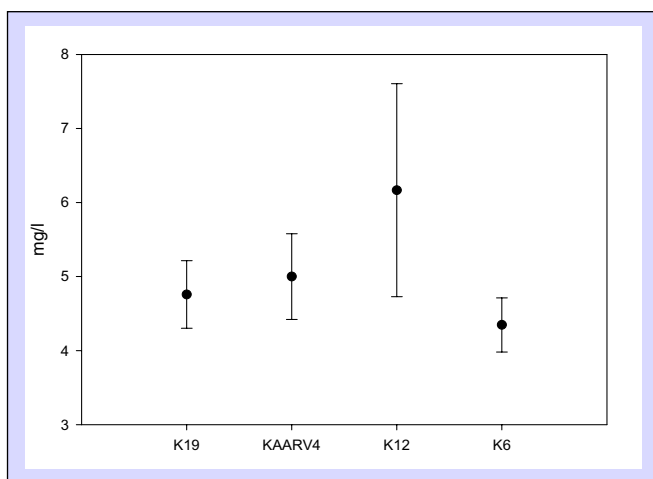
POC kan tolkas som ett grovt mått på biomassan och dess variationer och på hur planktonpopulationen, och därmed i någon mån primärproduktionen, varierar (Axelsson och Rydberg, 1993). POC-halterna ger alltså en indikation på eutrofieringsnivån och visar på hur mycket material som kan falla ut och belasta bottenarna. POC består av

levande material (alger och plankton), fekalier samt detritus (dött organiskt material). Det innebär att de högsta värdena borde uppmätas under sommaren i augusti då algbloomingen är som störst. Det går inte att från resultaten utläsa någon tydlig årscykel, eftersom med största sannolikhet inverkan från Helgeå är stor. Det högsta värdet 43,5 $\mu\text{mol/l}$ uppmättes i VH3 i ytan under provtagningen i mars.

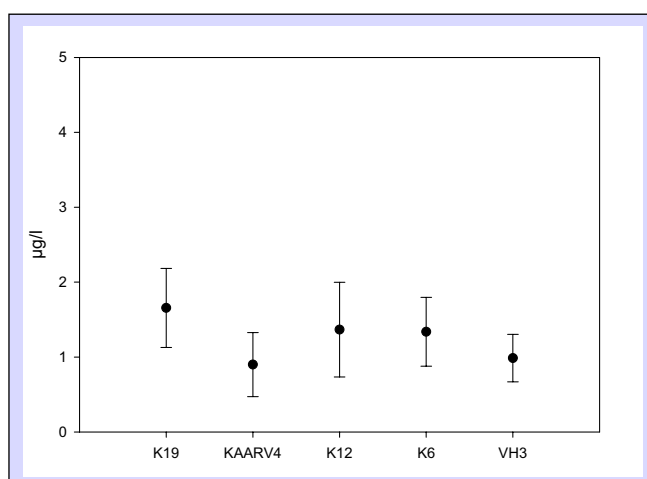
Klorofyll-a

Klorofyllkoncentrationen ger ett grovt mått på växtplanktonbiomassan i vattnet. Klorofyllhalten i växtplankton varierar bl.a. med ljusförhållanden, temperatur och närsaltstillgång. Vid blomning, normalt en kraftig på våren och en något mindre kraftig på sommaren, ser man markanta toppar i klorofyll-a.

Eftersom variationen är stor i tid och rum väljer man den stabilaste månaden augusti för Naturvårdsverkets tillståndsklassning. För de stationer som är provtagna med avseende på klorofyll under 2002 är halterna vid Pukaviksbukten K6, Ronneby K12, Åhus VH3, Karlskrona KAARV4 och Torhamn K19 mycket låga, under 1,5 $\mu\text{g/l}$. Det högsta värdet 5,0 $\mu\text{g/l}$ uppmättes i station K19 i mars.



Figur 40 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för TOC på några stationer under 2002.



Figur 41 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för klorofyll på några stationer under 2002.

5. Sediment och mjukbottenfauna

I Hanöbukten påträffades djur på samtliga 28 undersökta stationer vid undersökningarna 2002, det totala antalet arter var 34. Några stationer var förhållandevis artfattiga men artantalet på flertalet stationer låg runt 10. Artantalet ökade generellt fram till 1993 men har därefter sjunkit signifikant. Samma sak gäller abundansen vilket till stor del beror på att mängden småmaskar och vitmärlor har minskat under de senaste 10 åren.

Samtidigt har mängden musslor ökat vilket har inneburit ökade biomassor, speciellt i skyddade områden med gyttjigt sediment. Sedan 1993 har den t ex ökat i Karlskronaområdet vilket kan vara ett tecken på ökad eutrofiering, speciellt om man även beaktar att antalet förekommande arter har minskat under perioden. I ett lite längre perspektiv har dock situationen i denna typ av områden blivit bättre. En

annan tydlig trend är att sedimentens organiska halt har minskat, eventuellt beroende på ökat djurinnehåll. Samtidigt som dessa förändringar inträffar kustnära utvecklade stationerna ute i Hanöbukten mot fler arter och uppvisar inga tecken på miljöstörning.

Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg uppvisar tydliga tecken på övergödning men på stationen vid Kristianopel, som tidigare visat tydliga tecken på återkommande utslagning av bottendjuren till följd av syrebrist hade situationen märkbart förbättrats sedan tidigare år. Samma sak gäller en station vid Torhamn som under senaste femårsperioden har utvecklats från nästan helt livlös till normal.

Tillståndsklassning av resultaten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar att samtliga stationer är opåverkade till obetydligt påverkade.

Mjukbottenundersökningarna 2002 genomfördes huvudsakligen mellan den 21 och 23 maj. Resultaten avseende sedimentanalyser, artantal, individantal samt biomassa återfinns i bilagorna 7 till 9. Trendanalyser redovisas i bilagorna 10 till 12:2. Stationernas geografiska läge framgår av karta 9.

5.1 Sediment

Sedimentet påverkas olika mycket av produktionen av växtplankton och större fastsittande alger och växter beroende på exponeringsgrad. I instängda, skyddade vattenområden ansamlas organiskt material i sedimentet redan på grunt vatten (Håkansson 1985). I exponerade områden, till exempel öster om Blekinge eller ute i Hanöbukten, ansamlas det sedimenterade organiska materialet däremot först på 50-60 meters djup (Persson 1989). Förändringar i sedimentsammansättningen kan i sin tur påverka mängd och artsammansättning hos bottenfaunan. Det är därför viktigt att kontinuerligt ta prover på sedimentet med avseende på glödförlust och kornstorleksfördelning för att lättare kunna tolka förändringar i bottenfaunan.

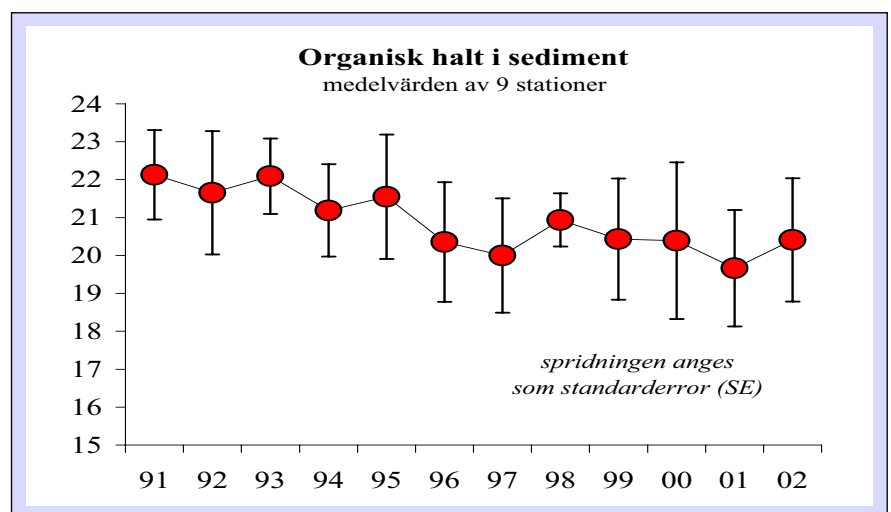
Bottensedimentet brukar delas in i tre huvudtyper där vattenhalt och organisk

halt ligger till grund för indelningen (Håkansson 1985). Ackumulationsbotten har finkornigt sediment medan erosionsbotten oftast består av grus eller sand. Transportbotten har ett sediment med glödförlust någonstans däremellan eller som varierar mellan olika tillfällen. Skillnaden i organisk halt och vattenomsättning gör att syresättningen av sedimentet går olika djupt i de tre botten typerna.

Vid 2002 års provtagning hade 15

av de ordinarie stationerna ackumulationsbotten (organisk halt >10%), fyra transportbotten (organisk halt 4-10%) och 9 erosionsbotten (organisk halt <4%).

Trendanalys av glödförlusten på de provtagna stationerna under perioden 1991-2001 visar att den på flertalet stationer har minskat något. På 6 av de 28 stationerna är minskningen statistiskt signifikant medan ytterligare ett par stationer visar tydlig tendens till sjunkande glödförlust. Endast en station i Yttre red-

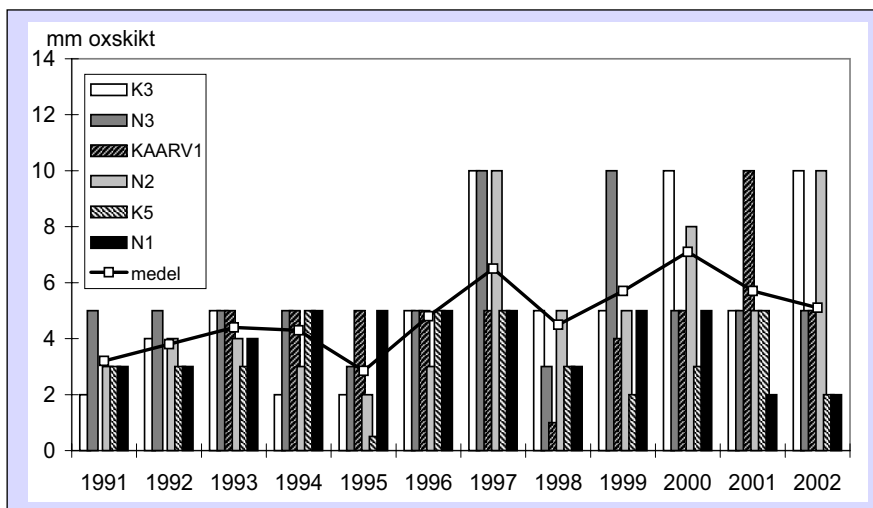


Figur 42 Glödförlust på 9 stationer med ackumulationsbotten i Blekinge under åren 1991-2002. Medelvärde med spridningsmått (SE).

den (KAARV4) uppvisar ökande tendens, dock inte statistiskt signifikant.

Då det gäller syresituationen i sedimentet kan man på några stationer konstatera en signifikant ökande trend. Det är inte samma stationer som hade minskad glödförlust men väl i samma område och stationer med ökande oxiderat skikt i sedimentet har också en tendens till minskad glödförlust. I fjärdarna utanför Karlskrona har det oxiderade skiktet förbättrats under perioden (figur 43) även om det på några stationer varit sämre vid enstaka tillfällen. Det gäller fr a 1995 men även vid provtagningen 1998 då ett minskat oxiderat skikt i sedimenten noterades, åtminstone på stationen närmast reningsverkets nya utsläppspunkt (KAARV1). Förhållandena var så dåliga att förändrad djursammansättning befarades (Lundgren m fl 1999). Provtagningarna därefter har visat att försämringen var av tillfällig natur. Enda stationen i området som uppvisar en tendens till försämrade syreförhållanden är N1 i östra fjärden. Två stationer (T/H ute i Hanöbukten och PMK5 vid Torhamn) uppvisar sjunkande trend för syresättning av sedimentet.

Den generella minskning av glödförlusten som inträffat fr a i skärgårdsområden

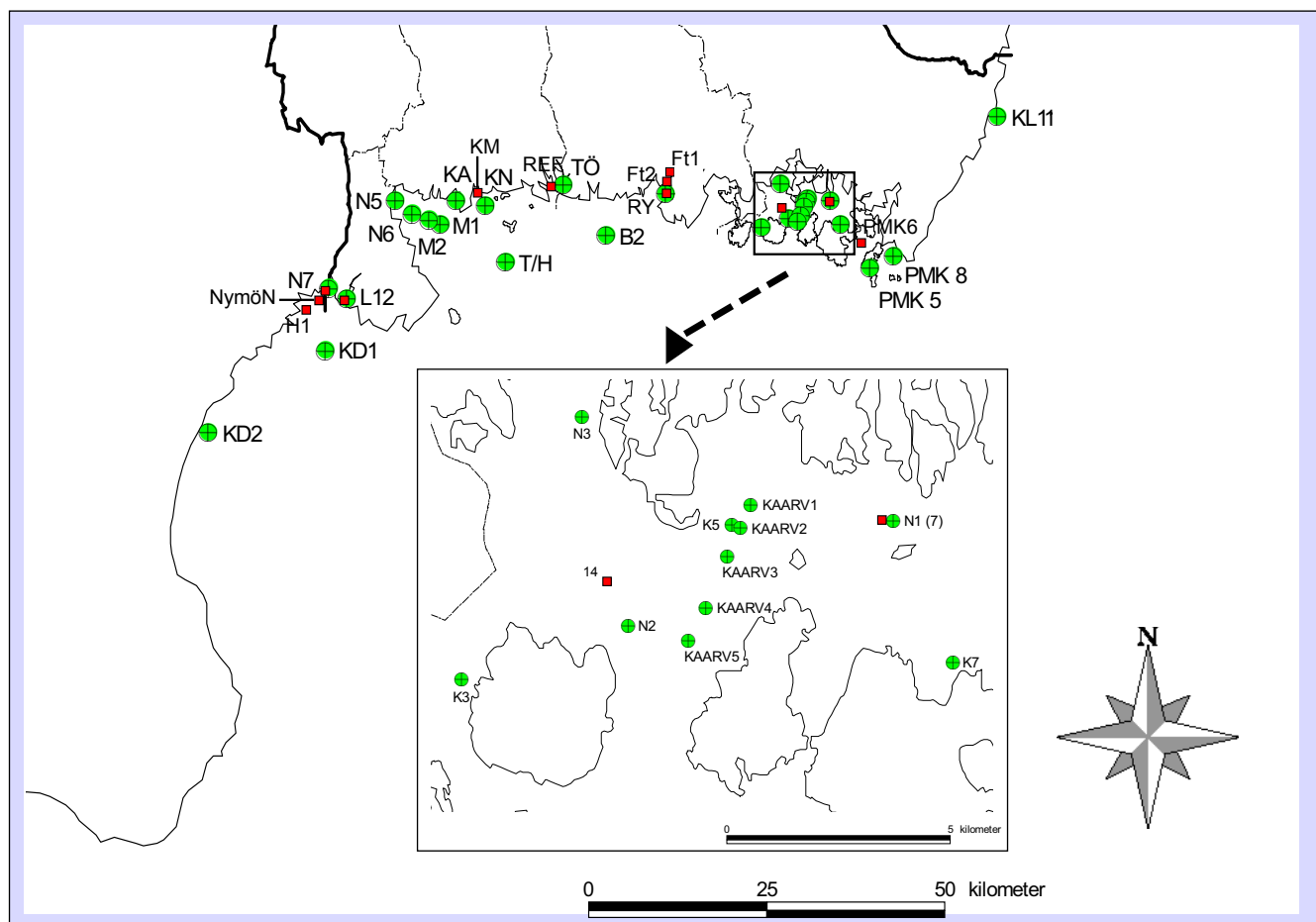


Figur 43 Tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på stationer i Karlskronafjärden under åren 1991–2002. Tjockleken anges i mm och är uppskattad direkt i bottenhuggaren.

kan tyda på minskad eutrofiering vilket dock inte direkt understöds av utvecklingen för näringstillförsel till kusten (sidan 22). Trendanalysen av hydrografiska data 1991–2001 (Tobiasson m fl 2002) uppvisar väldigt få signifikanta trender, men en viss tendens till minskade halter av kväveföreningar i skärgårdsområdena antyds dock. En alternativ förklaring till

den minskande organiska halten i sedimentet är att förbättrad syresituation i sedimenten givit upphov till fler djur och snabbare nedbrytning.

En jämförelse med avseende på kornstorleksfördelningen mellan 1991–2002, visar att de flesta stationerna har haft ett relativt oförändrat sediment. På några stationer har sedimentet dock förändrats



Karta 9 Mjukbottenstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten. Infälld karta visar stationerna i Karlskronaområdet. I kartan visas även provtagningsplatser för sediment.

markant någon gång under perioden. På station B2 har sedimenttypen ändrats från en grov sand till en finsand, som är ovanligt välsorterad (bilaga 7). På station M1 har sedimentet varierat mellan fin sand och lite grövre sand. Fluktuationerna tyder på att stationen påverkas av kontinuerlig omlagring. Stationen väster om Stärmö (KA), har ett sediment bestående av grövre sand med inslag av grus som hela tiden har varit mycket osorterat. På stationen söder om Karlshamn (KN) har sedimentet varit relativt oförändrat bortsett från provtagningen 2000. På stationen vid Helgeåns mynning (KD2) har sedimentet förändrats marginellt under perioden och består av en välsorterad sand. Den lite nordligare KD1 består av finare sand som sannolikt ligger lite mer still.

5.2 Bottenfauna

På och i sedimentet finns normalt ett relativt stort antal djur. Eftersom östersjövattnet är utsötat finns här dock betydligt färre arter än i rent marin miljö. Totalt förekommer ett drygt femtiotal arter av större bottendjur i det undersökta området. De flesta bottendjur i Östersjön gynnas av en viss ökning av mängden organiskt material i vatten och sediment. Detta leder till bättre tillväxt och fler individer. Med ökad föroreningsgrad försvinner emellertid några känsliga arter, i allmänhet kräftdjur, medan musslor och maskar fortsätter att öka. De djur i våra vatten som är mest tåliga mot förorening är östersjömusslor, rovbormaskar och framförallt fjädermygglarver (Leppäkoski 1975).

Artantal, individantal och biomassa

hade inte förändrats i området som helhet sedan 2001, även om enstaka stationer eller områden förändrades mycket tydligt. Exempelvis ökade individtätheten på flera av stationerna i Karlskronaområdet och på de båda stationerna i västra Hanöbukten. Stora förändringar i individantal beror oftast på fluktuationer i populationer av små men talrika djur. Som exempel kan nämnas småmaskar som *Oligochaeter* och *Pygospio elegans* och kräftdjur som vitmärla (*Monoporeia affinis*). Mellan 2001 och 2002 ökade antalet *Pygospio* något medan antalet *Oligochaeter* var i stort sett oförändrat. Förändringarna i biomassa beror nästan alltid på fluktuationer i mängden Östersjömusslor (*Macoma baltica*), men även sandmusslor (*Mya arenaria*) kan bidra till förändringarna. På tre stationer (L12, N5 och KL11) bidrog havsborstmaskan (*Nereis diversicolor*) med en väsentlig del till den totala biomassan.

Arter

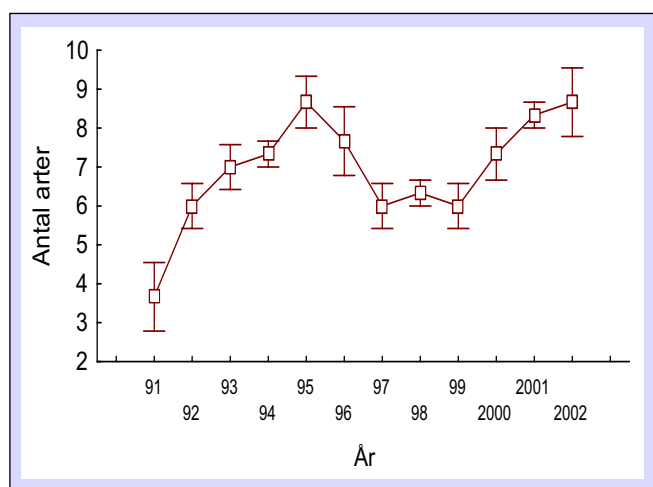
Djur påträffades på samtliga 28 bottenfaunastationer. Antalet arter eller högre taxa var totalt 34, vilket är mindre än 2001 men ungefär i samma storleksordning som tidigare år (bilaga 10). Artantalet varierade mellan 6 till 20 per station (samma som förra året). Sex arter saknades från 2001, medan tre taxa tillkommit. De arter som kommit till eller försvunnit förekom endast på enstaka stationer och i lågt individantal. Flertalet av arterna hör dessutom huvudsakligen till de strandnära vegetationsklädda bottnarna och kan komma med om proverna innehåller lösdrivande alger. Det får därför anses

slumpmässigt om de kommer med i proverna eller inte. Alla arterna är normalt förekommande längs denna del av kusten.

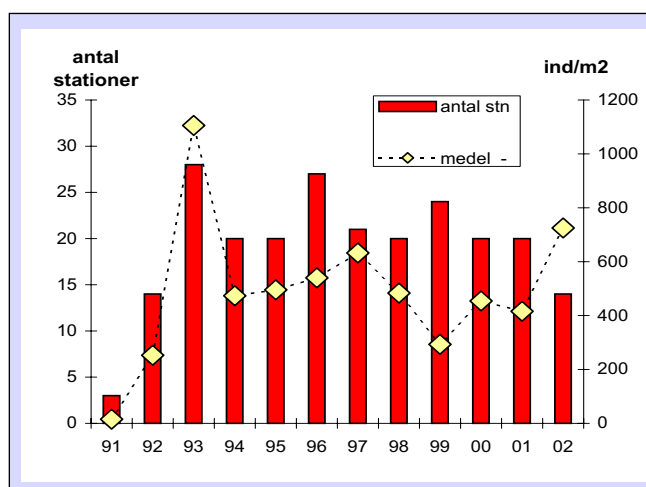
Sju av arterna förekom endast på en av stationerna vilket är ungefär vad det brukar vara. På 19 av stationerna fanns 9 arter eller mer vilket är mindre än 2001 då det var 23 stationer. Medelartantalet för de 28 stationerna hade däremot inte förändrats.

Det var inget område som utmärkte sig som speciellt artfattigt även om tre stationer i Yttre redden (N2, KAARV1 och KAARV5) endast hade 6 arter vardera. N2 har även tidigare haft ett lågt artantal. Den tidvis dåligt syresatta stationen i Valjeviken (N7) hade endast 5 arter efter flera år med högt artantal. 2001 fanns 17 arter på stationen. Även biomassan sjönk dramatiskt. Den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H) hade liksom året tidigare 9 arter men såväl abundans som biomassa minskade markant.

Trendanalysen visar att artantalet på flertalet stationer i Yttre redden har sjunkit under perioden 1993-2002. Även stationen utanför Helgeå (KD2) uppvisar sjunkande artantal under motsvarande period. Endast ett par stationer i fjärdarna runt Karlskrona har haft en signifikant ökning av artantalet. Dessa har dock provtagits ända sedan 1987 och den största förändringen inträffade mellan 1987 och 1992 (figur 23 sidan 19). Detta innebär att det har varit en signifikant ökning i Karlskronaområdet sedan 1987 medan det varit en tydlig minskning sedan 1993 (bilaga 11). För Blekinge som helhet har inte artantalet förändrats under perioden 1991-2002. I västra Hanöbukten däremot har den sjunkit (sedan 1993). På den djupa



Figur 44 Antalet arter på stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten 1991-2002. Spridningen anges som standarderror (SE).



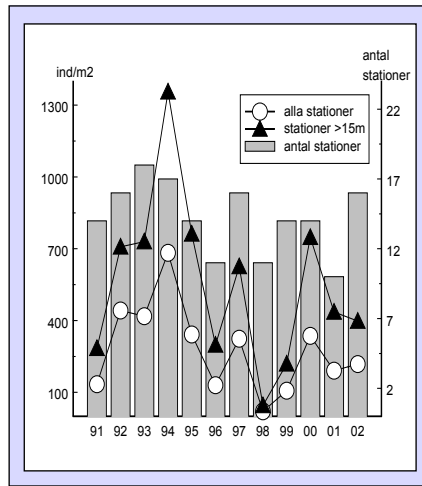
Figur 45 Antalet stationer med *Pygospio elegans* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991-2002. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).

stationen T/H ute i Hanöbukten har artantalet efterhand blivit högre (figur 44). En del arters förekomster kommenteras separat här nedan. För mer information, se bilaga 7 och 8.

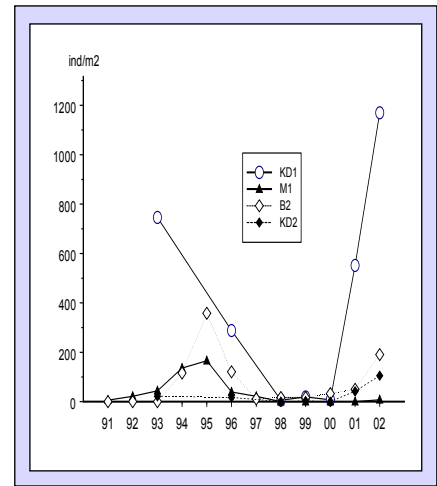
Den röryggande havsborstmasken *Pygospio elegans* fanns på 14 av de 28 stationerna jämfört med 20 vid provtagningen 2001. Abundansen hade däremot dubblats (figur 45). Masken förekom huvudsakligen på sandiga och inte alltför grunda stationer.

Havsborstmasken *Nereis diversicolor* betraktas som tämligen föroreningstålig och trivs bra även i sediment som är organiskt belastade (Leppäkoski 1975). Arten har stadigt förekommit på lite drygt hälften av de provtagna stationerna, främst på gyttejiga men även på sandiga bottenar. Den har en mycket stark ställning, med en biomassa på mer än 15 g/m², på 6 av de 9 stationer som är grundare än 10 m. På stationen N7 i Valjeviken saknades arten vid provtagningen 2002 trots att den varit vanlig de senaste åren. En trolig anledning är att det under det gångna året varit syrebrist. På stationerna i Karlskronafjärden har masken minskat i antal under senare år.

Marenzelleria viridis, som också är en havsborstmask, förekom 2002 på 15 av stationerna jämfört med 17 under 2001. Den uppvisar dock en stadigt ökande trend och "erövrar" ständigt nya stationer (figur 46). Båda stationerna i västra Hanöbukten (KD1 och KD2) hade ett bestånd av masken. Den högsta tätheten fanns liksom 2001 på station M1 i Pukaviksbukten med 69 individer/m². I Sverige hittades arten för första gången 1990 i Blekinge (Persson 1991). Den förekommer i Hanöbukten inte i lika hög täthet som *Nereis*,



Figur 48 Antalet vitmärlor i medeltal för 19 mjukbottenstationer resp. stationer djupare än 15 m (n=8) i Blekinge 1991–2002. Dessutom anges totala antalet stationer som hade vitmärlor.



Figur 49 Antalet sandmärlor (*Bathyporeia pilosa*) på 4 stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991–2002.

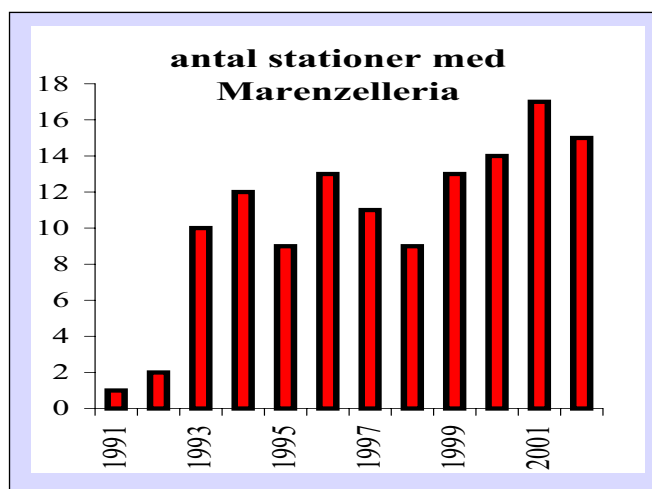
men på andra sidan Östersjön rapporteras den ha bildat mycket tät bestånd (>1 000 individer/m²) och man befärar att den kan bli ett hot mot den i Östersjön mer ursprungliga rovbormasken.

Mängden fåborstmaskar (*Oligochaeta*) var i stort sett oförändrad mellan 2001 och 2002. Arten ökade totalt sett kraftigt i antal fram till 1993 men har sedan dess minskat igen, speciellt på sandiga bottenar (figur 47).

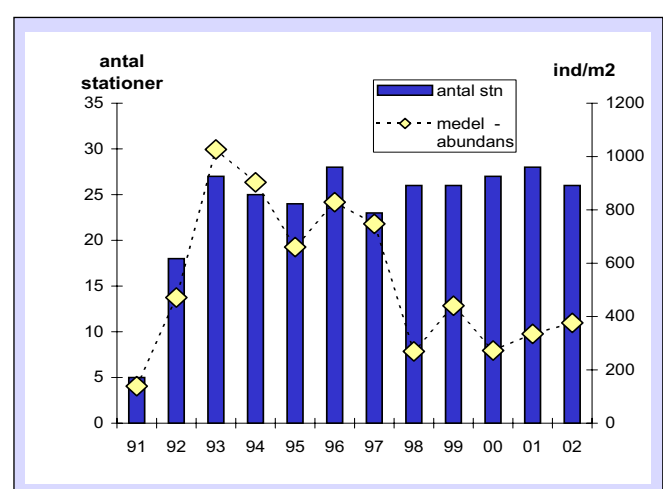
Mängden av den lilla vitmärlan (*Mono-poreia affinis*) kan variera mycket mellan åren. Arten är vanlig på djupa och inte så organiskt belastade bottenar och fanns på 24 av de 28 stationerna (17 av 28 under 2001). Både utbredningen och tätheten av arten var högre än 2001 och på samtliga stationer utom tre hade tätheterna av

arten ökat. Sedan tidigare är det känt att förekomsten av arten varierar i cykler om ungefär 7 år (Andersin m fl 1978). I Blekinge kulminerade tätheten 1994 på flertalet stationer. Den nya kulmen som kunde förväntas under 2001 har ännu inte utvecklats (figur 48). Kanske förekommer dessa sjuårs-cykler endast i Bottenvikens fåarts-samhällen och på djupt vatten där studierna är genomförda. Riktigt tät bestånd saknades, liksom 2001, även 2002. Den än mer kallvattenberoende släkten *Pontoporeia femorata* förekom endast på den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H).

De båda stationerna i Västra Hanöbukten hade vid provtagningen 1993 ett relativt stort antal av den lilla sandmärlan (*Bathyporeia pilosa*). Antalet sjönk dock



Figur 46 Antalet stationer med havsborstmasken *Marenzelleria viridis* i Blekinge och västra Hanöbukten 1988–2002.



Figur 47 Antalet stationer med *Oligochaeter* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2002. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).

1996 och arten hade vid provtagningen 1998 nästan helt försvunnit (figur 49). Vid 2001 års provtagning hade den åter ökat och 2002 förekom arten på sammanlagt fyra stationer (KD1, KD2, N7 och B2). Tätheten på stationerna KD1 och KD2 i västra Hanöbukten var den högsta under provtagningsperioden (1170 resp 105 ind/m²). Arten trivs bäst i finsand och är känd för att vandra ut och in längs kusten och kan därför variera mycket mellan åren. Djuret gräver i sanden och är därmed känsligt för om sedimentet blir grövre. Provtagningsserien i Blekinge antyder att det kan finnas en cyklisk variation liknande den för vitmärlan men tidsserien är ännu så länge för kort för att uttala sig om detta.

Gruppen fjädermygglarver (*Chironomidae*) har ofta en stark ställning på organiskt förorenade bottenar. Några av arterna inom gruppen betraktas som de mest tåliga av alla vad avser hög organisk belastning och dåliga syreförhållanden (Leppäkoski 1975). Jämfört med 2001 var såväl mängden som utbredningen av *Chironomider* högre (21 stationer 2002 jämfört med 14). Inga dramatiska förändringar hade inträffat mer än vid Ronneby (RY) där mängden ökade från 0 till 832 ind/m² och där gruppen svarade för närmare 10 % av biomassan.

En grupp djur som kan bli mycket talrika fr a på måttligt djupa bottenar är småsnäckorna. De representeras i våra vatten av gruppen *Hydrobidae* och den snarlika *Potamopyrgus antipodarum* (*Paludestrina jenkinsi*). Snäckorna kryper ovanpå bottenytan och äter av det organiska materialet på ytsedimentet. Sedan provtagningen 2001 hade grup-

pen förändrats ytterst lite. Gruppen var fortfarande representerad på flertalet av de stationer i provtagningsprogrammet där den tidigare förekommit. N7 i Valjeviken var vid provtagningarna 2002 den enda stationen med riktigt höga tätheter (>1000 ind/m²), av framförallt *Potamopyrgus*.

Den föreningståliga östersjömusslan (*Macoma baltica*) förekom 2002 på alla stationer i undersökningsområdet, även om tätheten minskat på flera stationer. Vid undersökningarna 1998 saknades arten på en station i Källafjärden (PMK5), sannolikt beroende på syrebrist (Lundgren m fl 1999). Återväxten sedan dess har varit riktigt bra på stationen och ett mer normalt djursamhälle med östersjömusslor i alla tre storleksklasserna har nu etablerats (figur 50). På de båda stationerna i västra Blekinge (N7 och L12) hade det 2002 skett en kraftig nyrekrytering av småmusslor.

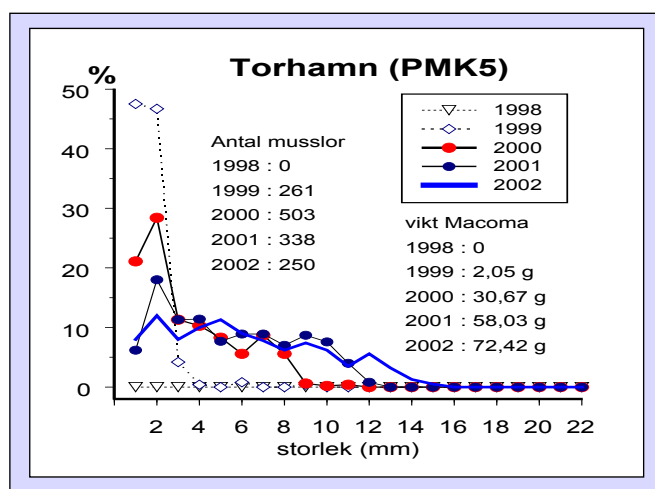
Östersjömusslan är det i särklass vanligaste djuret på mjuka bottenar i Blekinge och utgör oftast merparten av biomassan på stationerna. På de exponerade sandbottenarna i västra Hanöbukten har den inte samma särställning men svarar ändå för en betydande del av den totala biomassan. Biomassan på erosionsbottenar i Blekinge har varit nästan helt oförändrad sedan 1994 (figur 51). I samma figur visas biomassan för östersjömusslor på de båda stationerna i västra Hanöbukten och biomassan här har varit betydligt lägre alla de provtagna åren. Analys av storleksfördelningen hos arten på tre av stationerna i Blekinge från senaste åren visar att tillväxten på grunda gytjtjiga bottenar med god tillgång på näring (L12

i Sölvesborg) är 3-4mm. Stationen verkar ha en snabb omsättning på musslor då de bara i enstaka fall blir större än 12 mm. Tillväxten är normalt betydligt större på transport- och ackumulationsbottenar än på erosionsbottenar (Olafsson 1986) och resultatet stämmer väl med tidigare år.

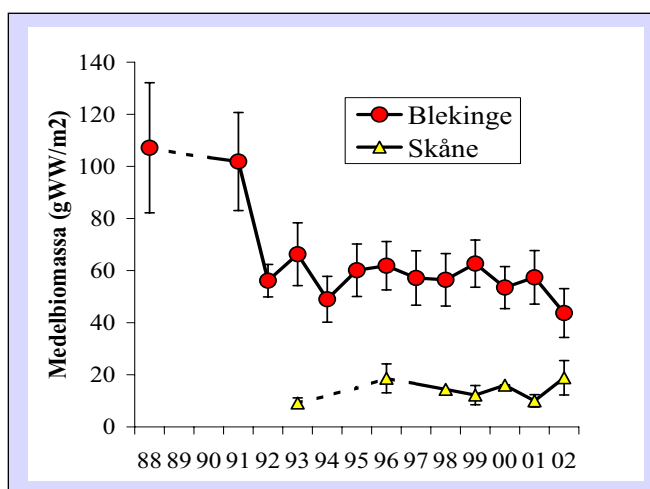
I Pukaviksbukten (M2), som är en utpräglad erosionsbotten, var tillväxten mer blygsam. och vuxna musslor verkar växa ungefär 1 mm/år. En tillväxt i denna storleksordning är normal på sandiga bottenar och stationen har en jämn åldersfördelning. Även söder om Karlshamn (KN) är sedimentet sandigt med en glödförlust på ungefär 1% och en motsvarande tillväxt för musslorna

Individtäthet och biomassa

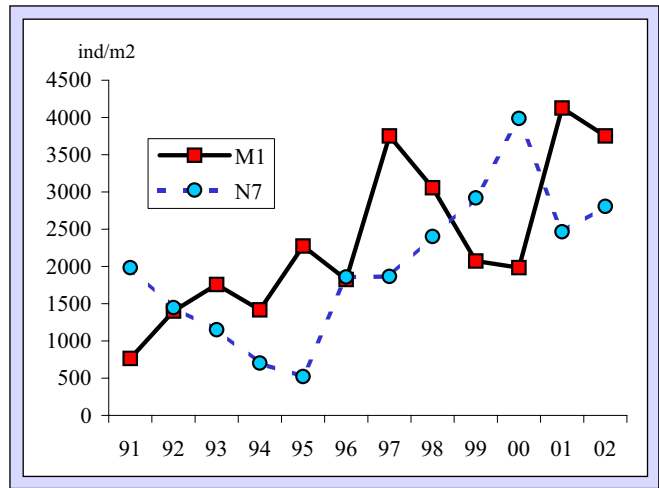
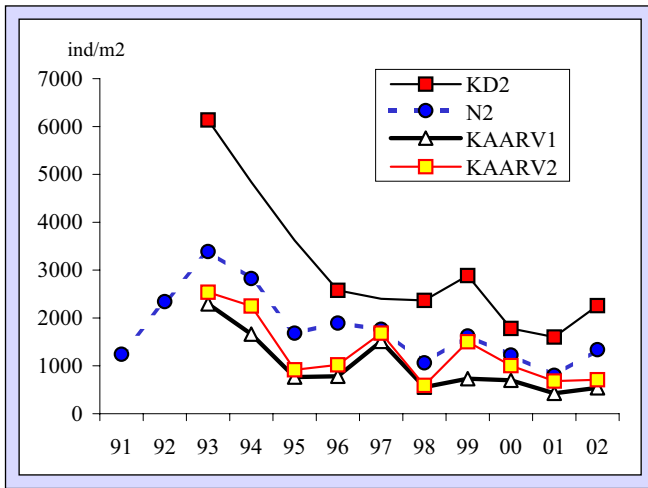
Individtätheten på stationerna i Blekinge och västra Hanöbukten har generellt varit högst på sandiga bottenar med mycket småmaskar, samt på stationer med mycket vitmärlor. Förändringar i individantal mellan olika år har nästan alltid berott på variationer hos dessa arter. Eftersom de är kortlivade, är denna typ av förändringar svåra att utvärdera såvida det inte rör sig om mycket tydliga trender. Även snäckor och musslor kan i vissa fall ha avgörande betydelse för individantalet, vilket var fallet för några av stationerna 2002. I Blekinge fanns en tendens till minskad individtäthet på några stationer från 1993 och fram till 1998, framförallt beroende på nedgången i populationen av vitmärlan (*Monoporeia affinis*) sedan 1994 (jfr figur 48). Dessutom ökade såväl havs-



Figur 50 Biomassaförändringar för Östersjömusslorna på 7 erosionsbottenar i Blekinge och två i västra Hanöbukten 1988-2002.



Figur 51 Biomassaförändringar för Östersjömusslorna på 7 erosionsbottenar i Blekinge och två i västra Hanöbukten 1988-2002.



Figur 52 Individtätheten på några stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991-2002.

borstmasken *Pygospio* som i viss mån dagmaskar (*Oligochaeta*) fram till 1993 för att sedan minska igen. Under hela perioden 1991-2002 var det endast stationen vid Helgeå och några i Yttre redden vid Karlskrona som hade en signifikant minskad abundans (figur 52 och bilaga 11). I det senare fallet beror det främst på förändringar i mängden vitmärlor under perioden. Om man gör en trendanalys på medelvärden för 26 provtagna stationer i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1993 till 2002 visar det sig att abundansen har minskat signifikant. Samma resultat blir det med medelvärden för de 11 stationerna i Karlskronaområdet (bilaga 11). Endast två stationer uppvisar signifikant ökande abundansvärden under motsvarande period (figur 52).

Biomassan har förändrats mycket tyd-

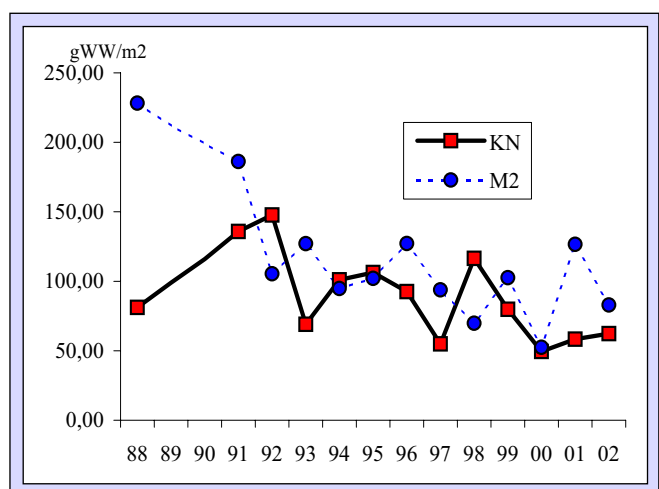
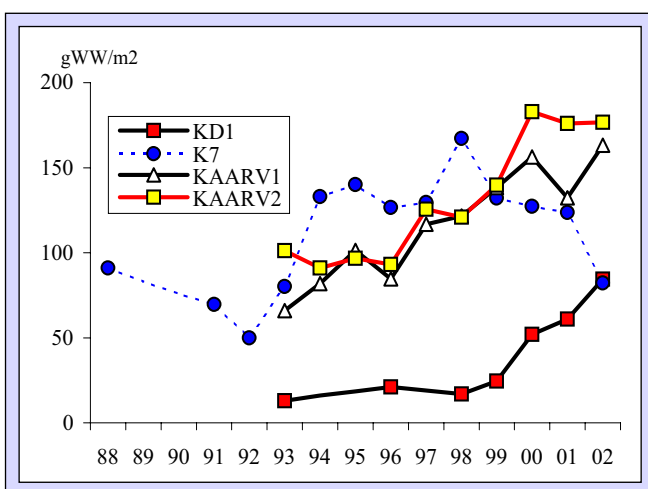
ligt på en del stationer. På stationerna KN och M2 har den minskat signifikant sedan slutet av 1980-talet (figur 53 och bilaga 11). Biomassan på station M1 i Pukaviksbukten minskade fram till 1997 och var då nere på väldigt låga nivåer, men ökade successivt igen och hade 2001 det högsta värdet under provtagningsperioden för att 2002 åter sjunka till väldigt låg nivå. Det främsta skälet till fluktuationer i biomassan är att mängden östersjömusslor varierar beroende på reproduktionsframgång mm. Mjukbottenstationen KD2 utanför Helgeåns utlopp har alla år haft en väldigt låg biomassa som dessutom minskar under perioden.

I Karlskronabassängen ökade biomassan signifikant på flera stationer (figur 53). Även medelvärdet för alla stationerna i området har ökat signifikant under provtagningsperioden (bilaga

11). Ökande biomassa och minskande abundans och artantal under de senaste 10 åren antyder att många av stationerna i Karlskronaområdet fortfarande är eutrofierade. Jämfört med situationen i slutet av 1980-talet har ändå situationen blivit bättre. Samtidigt som dessa förändringar skett på de kustnära och relativt grunda stationerna så har biomassan ute i Hanöbukten (T/H) förändrats relativt lite bortsett från 1992 och 2002 då den varit förhållandevis låg.

Statistisk analys

Liksom de tidigare åren har bottenfaunadata analyserats med multivariata metoder (klusteranalys och multidimensionell scaling (MDS) (Field m fl, 1982). I princip beräknas likheten i artsammans-



Figur 53 Totalbiomassa (gWW/m²) på några mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1988-2002.

sättning mellan alla ingående stationer (Bray-Curtis Similarity Index), därefter plottas de så att stationer med likartad artsammansättning hamnar nära varandra.

Jämförs artsammansättningen de senaste tre åren kan man se att grundmönstret har varit i princip det samma under alla åren. Respektive station har med något undantag haft en mycket likartad sammansättning de tre åren (figur 54). Den enda station som mycket tydligt har fått en förändrad artsammansättning under de tre åren är KL11 vid Kristianopel. Här har situationen förbättrats avsevärt vilket avspglas i att stationen numer har en artsammansättning som mer påminner om andra grunda stationer som N7 i Valjeviken och PMK8 vid Torhamn. Det framgår också tydligt att djupet är en viktig faktor då det gäller att strukturera bottenmiljöerna. Om man analyserar ett visst djupintervall kan man se att även sedimenttypen har stor betydelse, samt att även geografiska skillnader finns. Stationerna i Karlskronabassängen har

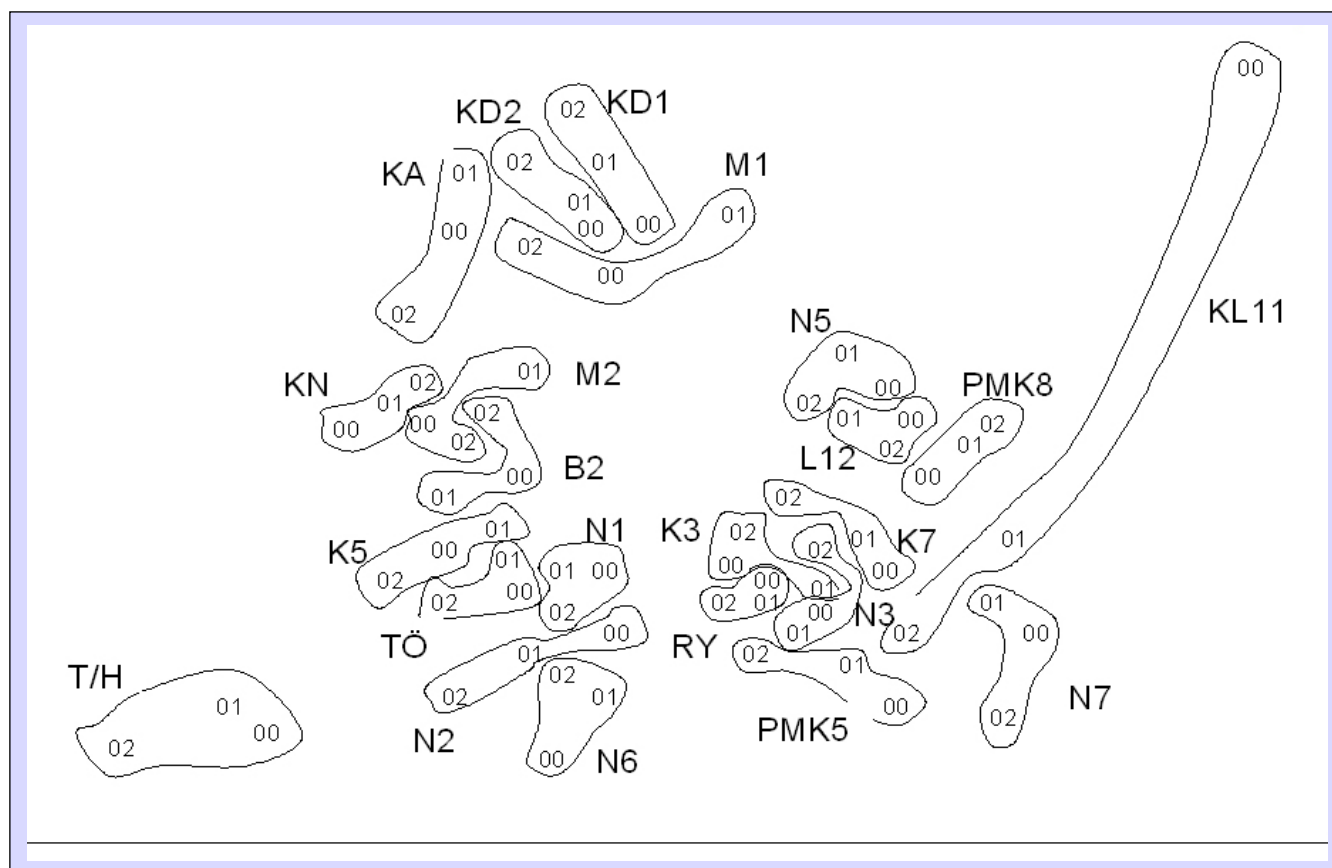
likartade djursamhällen och skiljer sig något från botten med samma djup och glödförlust i Karlshamn eller Ronneby, vilket även beskrivits tidigare (Nilsson och Tobiasson 1996).

Slutsatsen av den statistiska analysen av bottenfaunaundersökningarna 2000-2002 är att det generellt har skett små förändringar på stationerna vad gäller artsammansättningen, och att djursammansättningen på grunda stationer med rotad vegetation och stationer med lösdrivande alger kan variera mycket mellan åren. Dessa miljöer håller normalt ett stort antal arter.

En tillståndsklassning av resultaten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) visar att alla stationer utom KL11 vid Kristianopel och T/H ute i Hanöbukten var opåverkade eller obetydligt påverkade. På dessa två stationer var såväl biomassa som abundans låg. Motsvarande resultat gäller för hela tidsperioden 1991-2002.

Till årets rapport har en grundlig statistisk analys av samtliga mjukbotten

data gjorts (bilaga 12). Varje station har analyserats var för sig och eventuella förändringar har studerats och utvärderats med avseende på olika djurarters känslighet och krav på livsvillkor. De två djupa stationerna ute i Pukaviksbukten (B2 och T/H) som närmast är av referenskaraktär antyder låg belastning av miljöstörande ämnen. Några lokaler som är mer utsatta för utsläpp uppvisar däremot tecken på förorening. Det gäller t ex lokalen i Valjeviken (N7) och vid Sölvesborg (L12) men också i Karlskronaområdet. Sammanfattningsvis kan man konstatera att det bara är en station som uppvisar katastrofala händelser under provtagningsperioden. Det är PMK5 vid Torhamn där hela djursamhället blev utslaget efter syrebrist, men där ett normalt djursamhälle åter har utvecklats. Även på stationen vid Kristianopel (KL11) kan man se motsvarande utvecklingstendens. I det stora hela visar analysen att utvecklingen har varit något positiv.



Figur 54 Mjukbottenstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten ordinerade så att stationer med likartade djursamhällen har grupperats tillsammans. Grupperingarna är gjorda med multivariatanalys, s k Multidimensional scaling (MDS). Alla mätillfällen från 2000 till 2002 har analyserats tillsammans varefter resultaten de olika åren har ringats in för varje station för sig.

6. Makroalger på hårbottenar

Under perioden 1990–2002 har det skett stora negativa förändringar på algstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten, åtminstone då det gäller tångens situation. I dagsläget finns bara sammanhängande tångbälten på 9 av de 15 undersökta stationerna. Under de senaste två åren har dock en liten förbättring skett på några platser. Det är främst på de vågexponerade stationerna som tången har försvunnit. Det går inte med självklarhet att koppla försämringarna till de punktkällor som finns i området. Däremot kan man se en allmän förändring av Östersjöns strandnära ekosystem som kan ha en koppling till utsläpp av olika slag.

Mängden påväxtalger på tången var i allmänhet något högre än 2001 och dominerades av fintrådiga brunalger. Det finns ingen trend i mängden fintrådiga påväxtalger under den provtagna femårsperioden. Inte heller i rödalgsbältet finns det någon trend under perioden utan de dominerande arterna uppvisar små skillnader mellan åren. Det var främst

gaffeltång och rödris som dominerade men det finns ytterligare ett 20-tal arter av framför allt rödalger men även en del brun- och grönalger. Statistisk analys antyder att artsammansättningen främst styrs av vågexponeringen på respektive lokal, eventuellt med inverkan av näringstillgång.

Statistisk analys av djursamhället i tången visar att det finns en tendens till att såväl abundans som biomassa har minskat under perioden. Annars är djursammansättningen med några undantag förvånansvärt stabil mellan åren. De skyddade, och sannolikt mer näringsrika, lokalerna vid Hasslö och Ronnebyhamn har en avvikande artsammansättning.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2002 var kvävebegränsad på de provtagna stationerna. Statistisk trendanalys visar att det finns en tendens till sjunkande kvävehalter och ökande fosforhalter

Under 2002 (3–18 september) besöktes totalt 15 algstationer i Hanöbukten. Kvantitativ provtagning av alger genomfördes i rödalgsbältet. Dessutom togs tångplantor för kontroll av djur-

livet. Rådata redovisas i bilagorna 13 till 15. Trendanalyser redovisas i bilagorna 16 till 18. De provtagna stationernas lägen framgår av karta 10.

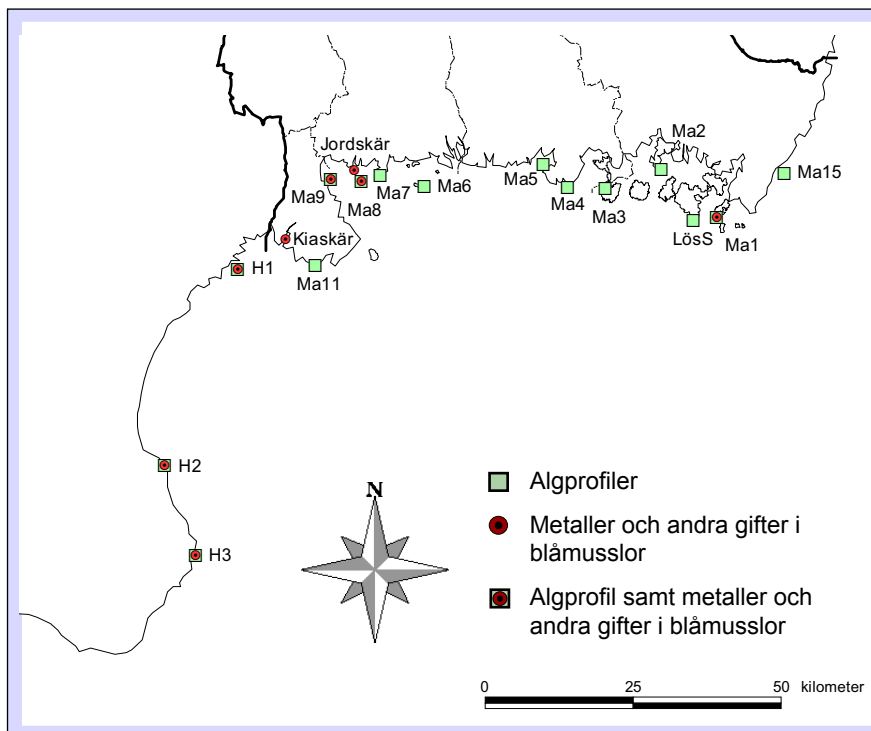
Under åren 1990–2002 har samman-

lagt 16 hårbottenstationer undersökts genom dykning. Fem av stationerna besöktes vartannat år fram till 1998 och en station (Ma12 nordost Hasslö) endast under 1991. Från och med 1998 besöks inte heller stationen vid Listers huvud (Ma10) medan en station vid Sturkö (Löss) i östra Blekinge har tillkommit. Längs Skånes ostkust har de tre undersökta stationerna besökts även 1993, 1996 och 1998–2001.

6.1 Utbredning och förekomst av alger

Grunda hårbottenar i Östersjön har, efter vad man vet, tidigare dominerats av ett tångsamhälle. I takt med förändringar i bland annat vattenkvaliteten har blåstången minskat medan fintrådiga ettåriga grön-, brun- och rödalger ökat. Tångbältet har stort ekologiskt värde som uppväxtplats och "skafferi" för många djur. De viktigaste bältesbildande algerna längs Blekinge- och östra Skånekusten är blåstång (*Fucus vesiculosus*) och sågtång (*Fucus serratus*).

Tångens utbredning påverkas av en mängd faktorer. Ökad närsaltbelastning ger ett minskat siktdjup genom intensiva planktonblomningar, vilket i sin tur påverkar tångens djuputbredning genom att ljusstillgången blir sämre (Kautsky et



Karta 10 Algprofiler samt stationer för mätning av metaller och andra gifter i blåmusslor i kontrollprogrammet för Blekinge och västra Hanöbukten.

al 1984). Även påväxt av filtrerande djur och fintrådiga alger ökar med en ökad närsaltbelastning. Det kan dock vara fel att relatera alla förändringar i tångsamhället till föroreningar. Tångbältets övre gräns styrs framförallt av hårda isvintrar och av uttorkning i samband med långvarigt lågvatten. Ett annat exempel på en regleringsmekanism som troligtvis spelar en viktig roll i tångsamhällets dynamik, och som inte med självklarhet kan kopplas till en ökad belastning av närsalter, är betning av tånggråsuggor (*Idothea spp.*) och eventuellt tångmärlor (*Gammarus spp.*). Undersökningar visar att det finns ett signifikant samband mellan antalet tånggråsuggor och en minskning av mängden tång (Engkvist 2000).

1990 fanns det ett sammanhängande tångbälte (>25% täckning) vid 9 av de 11 då undersökta stationerna i Blekinge. 1992 hade antalet reducerats till 6. På fyra av dessa sex återstående stationer hade dessutom negativa förändringar av både djuputbredning och täckningsgrad för bältet ägt rum. Även på stationerna i västra Hanöbukten har stora förändringar skett. Vid provtagningen 1993 fanns på alla tre ett tätt och fint tångbälte som sträckte sig ner till drygt 3 m djup. Nästan all ytnära tång (ner till drygt 2 meter) försvann dock till besöket 1996. Den troliga orsaken var att isen hade skrapat bort plantorna (Tobiasson 1997).

För att söka en allmän trend i förändringar av tångens djuputbredning har denna parameter jämförts över alla provtagningsstationer. I tabell 3 framgår att det har skett en tydlig förskjutning mot ytan av tångens utbredning. För tångbältet inträffade denna förändring främst mellan 1990/93 fram till 1996. För den totala djuputbredningen för enstaka tångplantor har förändringen varit mer successiv men sett över hela provtagningsperioden ändå tydligt negativ. Det har också skett avsevärda förändringar av mängden tång. Detta illustreras i figur 55. Här framgår tydligt att negativa förändringar ägt rum på ett flertal stationer. Trendanalys av täckningsindexvärden för perioden 1990-

2002 visar att det på så mycket som 8 av de undersökta stationerna har varit en signifikant minskande trend.

Enligt en nyligen utförd genomgång av tångdata från Blekingekusten har vågexponerade lokaler förlorat ungefär 90% av sina tångbestånd sedan 1990 (Engkvist m fl 2002). Samtidigt är de skyddade lokalerna oförändrade eller har återhämtat sig efter en nedgång i mitten på 90-talet. Även tångens täckningsgrad på 1 m djup och tångbältets utbredning har minskat signifikant på de exponerade lokalerna.

Det går inte att med självklarhet koppla försämringen av tångsituationen till de punktkällor som finns i området. Däremot kan man se en allmän förändring av Östersjöns strandnära ekosystem som kan ha en koppling till utsläpp av gödande ämnen. En del dramatiska förändringar, t ex de vi kunde konstatera nere i västra Hanöbukten, beror på vådersituationen och algsamhällena på dessa platser förväntades hämta sig relativt snabbt. Återhämtningen har dock gått trögt på två av stationerna mest beroende på intensiv betning av tånggråsuggan *Idothea*. Endast på stationen vid Karakås (H2) fanns åter ett tätt, fint bälte med ungefär samma utbredning som 1993. Det fanns dock skador i nedre delen av bältet till följd av kraftig betning.

Förändringarna sedan 2001 vad det gäller tångens utbredning var inte särskilt stora. På några av de stationer som under senare år har förlorat sina tångbälten hade en liten förbättring skett och på några fanns en viss nyrekrytering. Det gäller främst stationerna vid Björknabben (Ma11) och vid Tärnö (Ma6) där ett smalt tångbälte har utvecklats. Även vid Hästholmen (Ma1) och Hasslö (Ma3) har en viss förbättring skett. Vid Norrören (Ma9) hade tången tätat något i bältet men däremot hade de djupast växande plantorna försvunnit. Stationen är för övrigt den enda vågexponerade i Blekinge som fortfarande har ett välutvecklat tångbälte kvar. Dessvärre var det också stationer som utvecklats negativt sedan 2001. På

stationen vid Stjärnö (Ma7) hade de sista resterna av tång försvunnit. Relativt täta tångbestånd finns bara några tiotal meter från stationen och det finns därför hopp om att tången återetablerar sig på stationen.

Sammanhängande bälte av blåstång (*Fucus vesiculosus*) och/eller sågtång (*Fucus serratus*) fanns därmed vid 9 stationer 2002 vilket är fler än 2001.

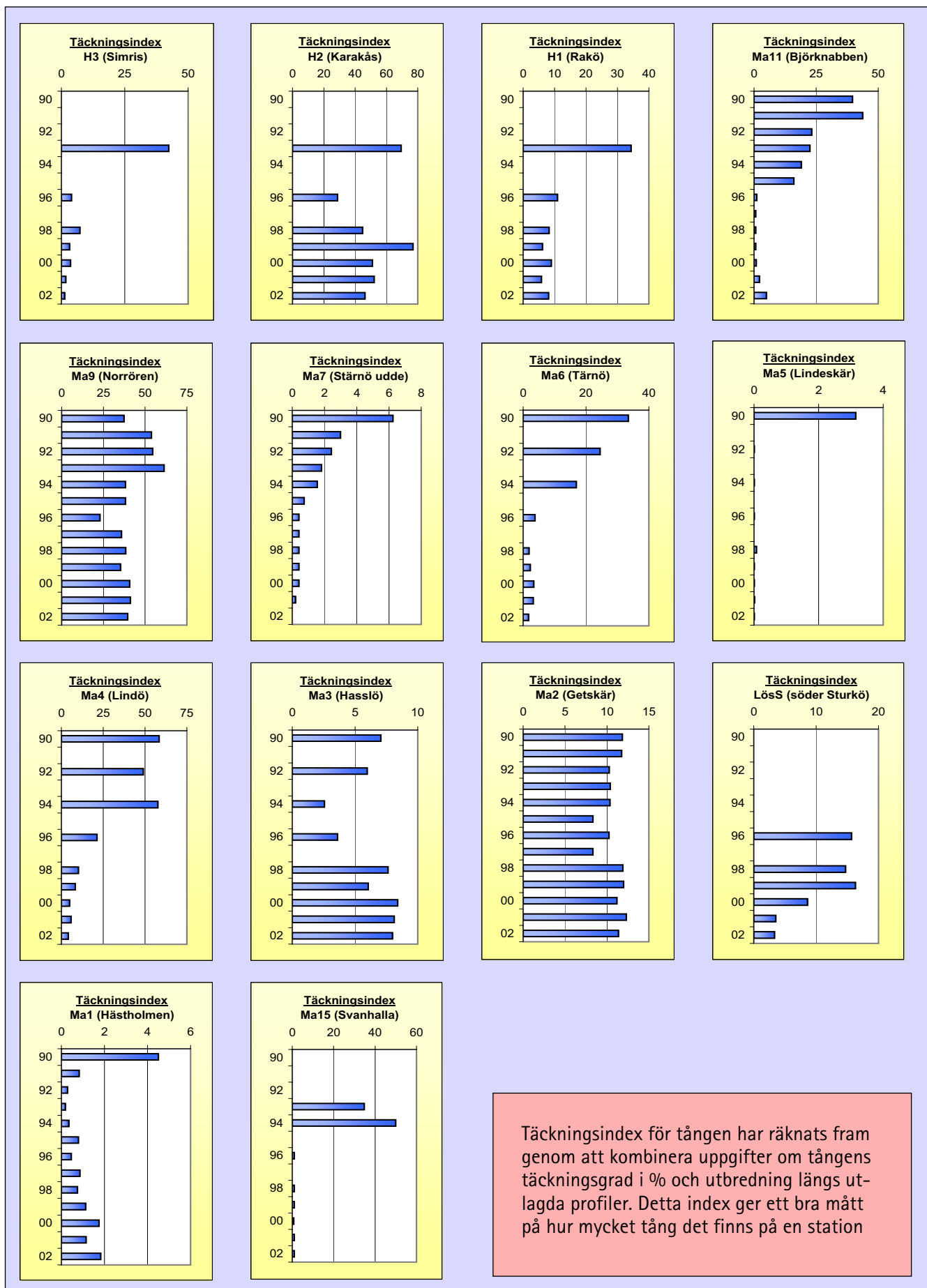
6.2 Förekommande arter

I de kvantitativa prover som togs i rödalgsbältet fanns totalt 19 arter eller högre taxa av makroskopiska alger, vilket är något färre än 2001 men ungefär samma som tidigare år. På flertalet stationer var det i stort sett samma arter som dominerade som vid de tidigare tillfällena. Statistisk analys av artsammansättningen med hjälp av multivariatanalys kan inte detektera någon trend. Artantalet på olika stationer 2002 varierade mellan 4 och 12, som vanligt med det högsta antalet vid Hasslö (Ma3). Mest anmärkningsvärt på denna station var den kraftiga beväxningen av snärjtång (*Chorda filum*). Arten anses vara gynnad av näringsrika förhållanden. Även vid Hästholmen (Ma1) och i Ronnebyfjärden (Ma5) var artantalet högt (11 arter) men här dominerade helt andra arter. De vågexponerade stationernas rödalgsbälte domineras överlag av gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och rödris (*Polysiphonia fucooides*). Stationen vid Karakås (H2) avvek vid provtagningen 2002 (liksom 2000) genom att sakna gaffeltång i proverna. Arten har alla år haft en avsevärt mindre framträdande roll på denna station.

Trendanalys visar att flera av de mer exponerade lokalerna uppvisar en tendens, i några fall t o m en statistiskt säker trend, till minskande biomassa i rödalgsbältet. Liksom då det gäller tången så utgör stationen vid Norrören (Ma9) ett undantag och där har biomassan istället ökat signifikant. De aktuella proverna tas

Tabell 3 Förändringar i tångsamhällen i Blekinge och västra Hanöbukten på 13 stationer som hade ett tångbälte 1990 resp 1993 jämfört med undersökningen 1996 och 2002. Siffrorna anger antalet stationer där respektive förändring har skett.

	djuputbredning för tångbältet			djuputbredning för enstaka tångplantor		
	1990/93-96	1996-2002	1990/93-2002	1990/93-96	1996-2002	1990/93-2002
ökning	1	5	1	3	4	2
oförändrat	0	4	1	3	4	1
minskning	12	4	11	7	5	10



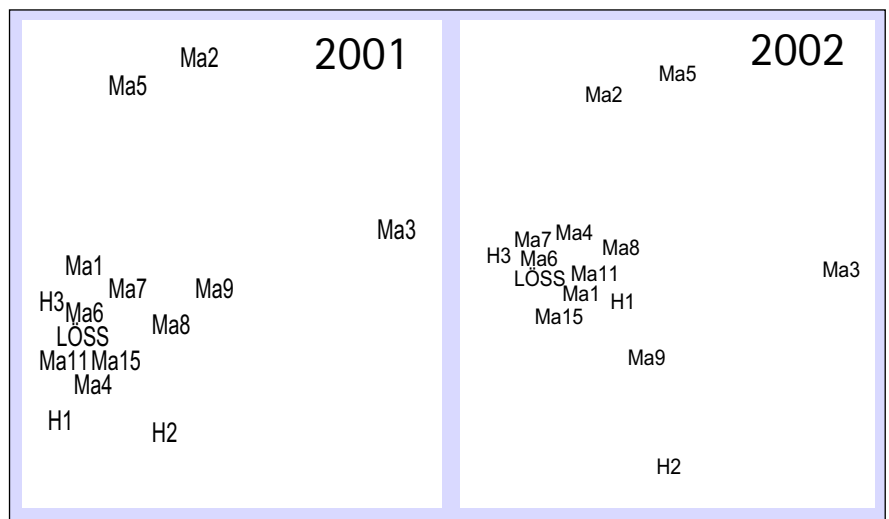
Figur 55 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i figuren) på 14 stationer under perioden 1990–2002. Stationen Ma8 (Rockegrund) saknas eftersom där inte har funnits tång under perioden. Observera att det är olika skalor.

på 6,0 m djup varje år men den korta provtagningsserien (5år) gör att det är omöjligt att yttra sig säkert om några trender. Det finns dock skäl att hålla denna variabel under uppsikt de närmaste åren. Biomassan har förändrats avsevärt mellan åren utan att uppvisa någon trend på några stationer. Det gäller fr a stationerna utanför Ronneby (Ma5) och Hasslö (Ma3). På dessa platser tas provet på 3 m djup vilket innebär att brunalgen *Pilayella* kan utgöra en stor del av växtbiomassan. Denna art kan vissa år bli väldigt vanlig och täcka i stort sett hela botten.

Statistisk analys av algsammansättningen i rödalgsbältet med ickeparametrisk ANOVA visar att det inte finns någon signifikant skillnad mellan 2001 och 2002.

Statistisk analys med MDS (jfr mjukbottenkapitlet sida 37) ger också en viss antydning av vad som kan vara avgörande för algsammansättningen (figur 56). Liksom vid tidigare undersökningar verkar vågexponeringen vara en viktig strukturerande faktor. Alternativt kan det vara en näringsgradient. Man kan också se att tre av de fyra stationer som provtas på 3 istället för 6 meters djup (Ma1-3 och Ma5) avviker något från övriga. Stationen Ma3 vid Hasslö hade betydligt mer brun- och grönalger än de övriga som dominerades av rödalger.

Påväxtalger i tångbältet analyserades i alla de 12 profiler som hade tång på ungefär rätt djup (1,0-1,5 m) samt dessutom på Ma5 i Ronnebyfjärden där proverna togs på en ö vid sidan om profilen. Antalet arter av påväxtalger varierade mellan 1 och 11 och liksom tidigare år var artantalet högst på Ma3 vid Hasslö men också



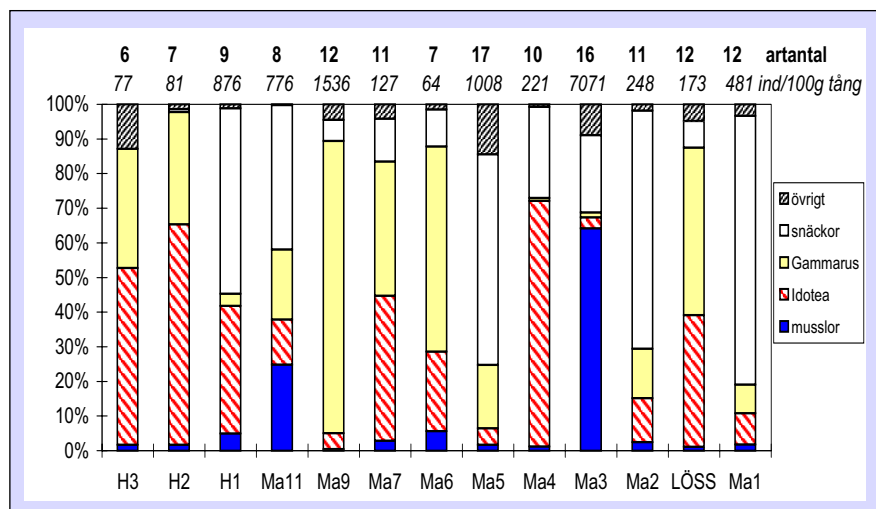
Figur 56 Algsammansättningen i rödalgsbältet 2001 resp 2002 analyserad med multivariat metod enl. beskrivning på sidan 37.

Ma11 vid Björknabben. Påväxtalgernas biomassa var överlag något högre än 2001 (som högst 13,1 gDW/100 gDW *Fucus* vid Hasslö). I allmänhet dominerades påväxten av brunalger som fjäderslick (*Pilayella littoralis*), tångludd (*Elachista fucicola*) och, på Ma3, skäggtång (*Dictyosiphon foeniculaceus*). Endast på stationerna vid Sturkö (Löss) och vid Norrören (Ma9) var påväxt av rödalgen liten havsmossa (*Ceramium tenuicorne*) dominerande. Den statistiska trendanalysen visar att det finns en liten tendens till att påväxtmängden har ökat på de exponerade stationerna och att den minskar på de mer skyddade. Speciellt på de båda stationerna vid Skånes ostkust (H3 vid Simris och H2 vid Karakås) har påväxtmängden ökat tydligt. 1999 var mängden påväxt väldigt liten på

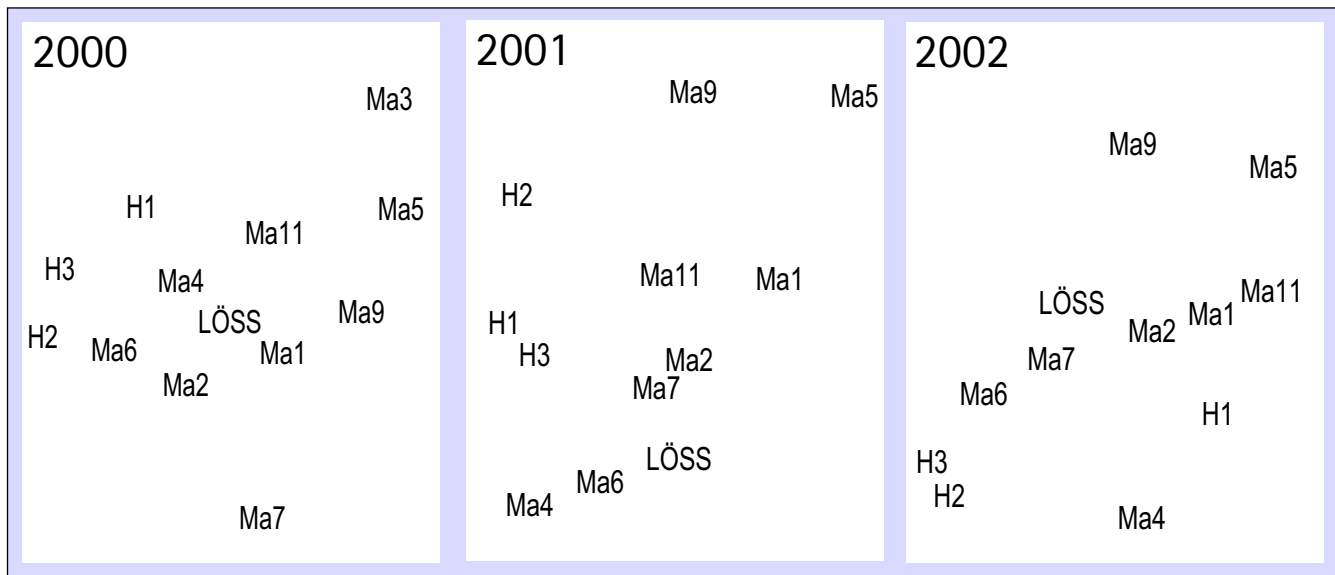
flertalet stationer. Analysen visar också att artantalet har ökat på några stationer. Även medelartantalet har ökat från ca 4 de två första åren till 6. Som tidigare nämnts är dock fem år en kort tidsperiod att göra trendanalys på.

Djursamhället undersöktes på samma 12 stationer som påväxtalgerna ovan. Antalet arter på stationerna var mellan 6 och 17 och liksom tidigare hade proverna från de mindre vågexponerade stationerna vid Hasslö (Ma3) och Lindeskär (Ma5) högst artantal (16 resp 17 arter). Även täthet och biomassa var högre på dessa stationer än på de övriga. Artantalet var överlag ungefär som 2001 och något högre än de tidigare åren. I figur 57 framgår den procentuella artfördelningen mellan olika organismgrupper. Man kan se att tångmärlor (*Gammarus*) och/eller tånggråsuggor (*Idothea*) dominerade på flera stationer. Vid Hasslö (Ma3) dominerade dock småmusslor och snäckor. Även vid Torhamn (Ma1), Getskär (Ma2) och Lindeskär (Ma5) fanns det mycket snäckor. I figur 57 framgår också totala djurtätheten i tången vilken varierade betydligt mellan olika stationer. Vågexponerade lokaler med gles tång hade låg djurtäthet.

Analys med multivariat statistik visar att djursamhället på flertalet stationer varit förvånansvärt stabilt mellan åren (figur 58). Man kan också se att Ma3 och Ma5 har haft ett avvikande djursamhälle samt att de tre stationerna i västra Hanöbukten hade likartad djursammansättning. Liksom för rödalger verkar vågexponeringen och eventuellt näringstillgång vara viktig för hur djursammansättningen på de undersökta lokalerna ser ut. De stationer som uppvisar



Figur 57 Procentuell fördelning mellan olika djurgrupper i tångproverna vid provtagningen i Blekinge och västra Hanöbukten 2001. Över staplarna anges de olika stationernas artantal och individtäthet (gww/100 g *Fucus*).



Figur 58 Artsammansättningen för djur i tångbältet på 12 stationer 2000-2002 analyserat med multivariat metod enl. beskrivning på sidan 37

störst variation i djursammansättningen är Ma7 vid Stårnö och Ma9 vid Norrören. Speciellt 1998 är ett år som avviker med ovanligt mycket djur i tången. Detta kan bl a förklaras av att mängden påväxt var stor detta år.

Ser man på hur summavariablerna har utvecklats under de fem åren, finns en tendens till ökat artantal i nästan hela området medan såväl biomassa som abundans har minskat något på flertalet stationer. Den korta provtagningsserien gör att ytterst få trender är signifikanta och att det är omöjligt att yttra sig säkert om några trender.

6.3 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll

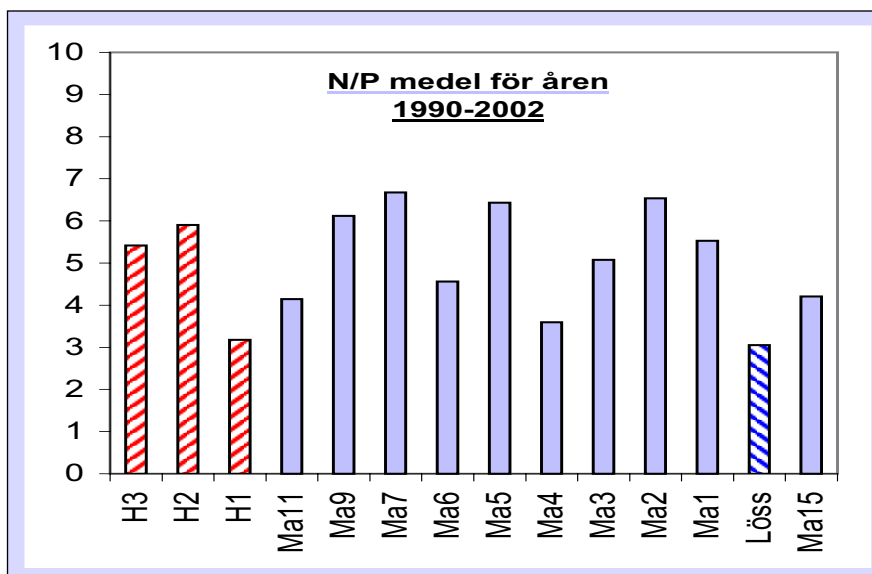
Kväveinnehållet 2002 varierade mellan 4,5 och 9,9 mg/g torrsvikt (se bilaga 20), med lägsta värdet vid Rakö (H1) och det högsta vid Norrören (Ma9). Halten av kväve är ofta väl korrelerad med halten i det omgivande vattnet (Kornfeldt, 1982). En annan viktig faktor är vågexponeringen, och enligt Ilvessalo & Tuomi (1989) är kväveinnehållet oftast högre på exponerade stationer. Detta stämmer dock dåligt då det gäller mätningarna i Blekinge och västra Hanöbukten. Om man däremot jämför

blåstångens kväveinnehåll i Blekinge under perioden 1991-97 med kvävebelastningen i länet, kan man se en viss överensstämmelse (Tobiasson 1998).

Fosforinnehållet 2002 varierade mellan 1,9 och 3,2 mg/g torrsvikt med maxvärde vid Björknabben (Ma11) och minimum vid Karakås (H2). Värdet för totalkol varierade mellan 350-395 mg/g torrsvikt, vilket är något lägre än tidigare år.

Kväve-fosforkvoten varierade 2002 mellan 1,7 och 4,4 vilket enligt Notini (1990) tyder på att blåstångens tillväxt var kvävebegränsad. Om man ser på medelvärden för N/P-kvoterna under alla de år mätningar utförts är det svårt att finna ett genomgående mönster men det verkar som om de vågexponerade stationerna har haft låga kvoter medan exempelvis stationen i Ronnebyfjärden (Ma5) har haft hög kvot (figur 59).

Statistisk analys av kväve- och fosforhalterna i blåstång visar att det finns väldigt få stationer med signifikant trend under den provtagna perioden. Endast stationen vid Lindö (Ma5) har haft signifikant sjunkande kvävehalter medan Hästholmen (Ma1) har haft ökande fosforhalter. Det finns däremot en tendens till att kvävehalterna i Blekinge sjunker något medan fosforhalterna ökar vilket får som effekt att N/P-kvoten sjunkit signifikant på flera stationer och i Blekinge som helhet. I västra Hanöbukten finns inte samma tendens till ökade fosforhalter medan däremot kvävehalterna sjunkit.



Figur 59 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990-2002 års undersökningar. För stationerna i västra Hanöbukten (H1-H3) finns endast data från 1993 samt 1998-2002 och för station LÖSS från 1998-2002.

7. Metaller och miljögifter i blåmusslor

Mätningarna av metaller och miljögifter i Blåmusslor visar att halterna var relativt måttliga för flertalet ämnen. De metaller som hittills visat sig ha de starkaste biologiska effekterna är kvicksilver, kadmium och koppar. Av dessa var kadmiumhalten tydligt förhöjd utanför Skånes ostkust och i Pukaviksbukten. Blyhalten var liksom tidigare år tydligt förhöjd på lokalen i Sölvesborgsviken. Halterna av tungmetaller i musslor var överlag något högre än 2001. Trendanalys för de fem årens mätningar visar att kromhalterna

i området har ökat medan bly uppvisar tendens till att ha minskat. Vid Rakö har halterna av flertalet metaller minskat under perioden.

Halterna av EOC1 i musslor var relativt låga vid mätningarna 2002. I motsats till tidigare finns ingen gradient från Mörrums Bruk utan halterna var i stort sett samma på alla provtagna stationer. Endast referensstationen vid Torhamn uppvisar en signifikant ökande trend för klorföreningar.

För att se på gifthanrikning i levande organismer analyserades under 2002 tungmetaller i blåmusslor (*Mytilus edulis*) på åtta stationer i Blekinge och västra Hanöbukten. På sju av dessa stationer analyserades också extraherbart organiskt klor (EOC1). Årets provtagning var den femte i ordningen. Resultaten av de gjorda mätningarna redovisas i bilaga 21. De provtagna stationernas lägen framgår av karta 10 på sidan 39.

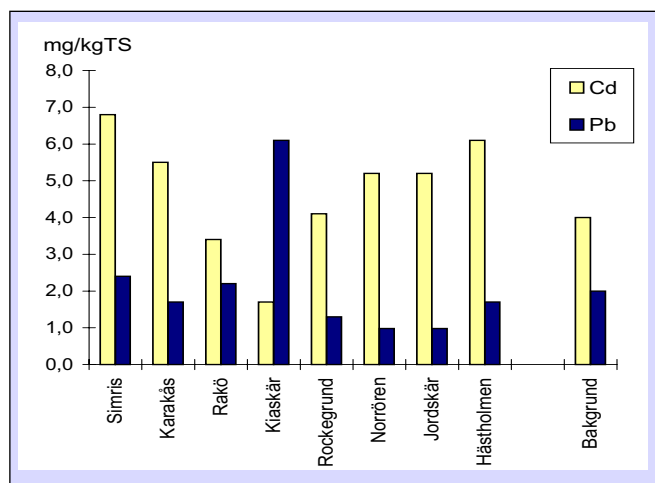
Vid nästa alla mätningarna har kopparvärdena legat något över bakgrundvärdena liksom kadmiumvärdena på några stationer. Det är svårt att se något samband mellan uppmätta halter och utsläppskällor. I viss mån påverkas halterna i köttet av hur snabbt musslorna växer samt deras storlek. Musslor som växer snabbt beroende på god tillgång på organiska partiklar kan därmed få lägre halter. Även åldern har en avgörande betydelse. Vid provtagningen har vi strävat efter att samla in musslor av en viss storleksklass och dessutom undvikit att ta med musslor som såg missformade ut. Trots detta är det en avsevärd skillnad mellan olika stationer vad det gäller musslornas medelvikt (bilaga 21). Detta förklaras med olika tillgång på föda men också olika våg- och isexponering som innebär att muss-

lorna på en del platser inte blir särskilt gamla.

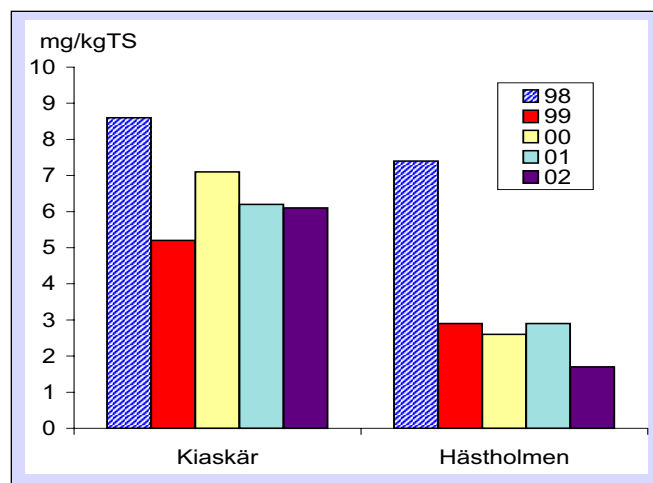
De metaller som hittills visat sig ha de starkaste biologiska effekterna är kvicksilver, kadmium, koppar och i viss mån bly. Av dessa var kadmiumhalten tydligt förhöjd i förhållande till angivna bakgrundshalter (Naturvårdsverket 1999) vid Karakås och Simris (figur 60). Kadmiumhalterna har varit tydligt förhöjda på de båda stationerna vid flertalet av mätillfällena. Det finns ingen känd föroreningskälla vad avser kadmium och de höga kadmiumhalterna har sannolikt sitt ursprung i berggrunden eftersom man har problem med höga kadmiumhalter även i en del brunnar. Även i Pukaviksbukten uppmättes höga kadmiumhalter. Det finns, liksom tidigare år, en tendens till att halterna är högre längre in i Pukaviksbukten. Närhet till större vattendrag

7.1 Metaller i musslor

Det finns ett ganska stort bakgrundsmaterial från andra områden att tillgå för just blåmusslor och i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder används arten för att bedöma avvikelser från angivna jämförvärden. Resultatet av en sådan klassning framgår i tabell 6.



Figur 60 Halter av metallerna kadmium och bly i blåmusslor på 8 stationer i Blekinge och Västra Hanöbukten, september 2002.



Figur 61 Halter av bly i blåmussla 1988–2002 i Sölvesborgsviken (Kiaskär) och på referensstation. Angivet jämförvärde anges med en linje.

Tabell 6 Avvikelseklassning av uppmätta metallhalter i blåmusslor vid provtagningen i Blekinge och Västra Hanöbukten 1998–2002. Jämförvärden och klassning är hämtat från "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav" (Naturvårdsverket 1999).

	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1
	98 99 00 01 02	98 99 00 01 02	98 99 00 01 02	98 99 00 01 02	98 99 00 01 02	98 99 00 01 02	98 99 00 01 02	98 99 00 01 02
Cd	2 3 3 3 4	4 1 3 3 3	2 1 1 1 1	1 1 1 1 1	2 1 1 1 2	3 1 2 1 3	3 3 5 2 3	3 1 2 1 3
Cr	1 1 1 3 1	1 1 2 3 1	1 1 2 2 2	1 1 1 1 1	1 1 2 2 2	1 1 2 2 3	1 1 3 2 2	1 1 1 1 1
Cu	2 2 1 2 2	4 2 2 2 2	3 2 2 2 2	1 1 2 2 2	2 2 2 2 2	2 2 2 2 2	2 1 2 2 2	3 2 2 2 2
Hg	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	1 1 1 1 3	1 1 1 1 1
Ni	2 1 1 2 2	2 1 1 2 2	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	2 1 1 1 2	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1
Pb	2 3 1 2 2	2 2 2 2 1	3 2 1 1 2	3 3 3 3 3	1 2 2 1 1	1 2 2 1 1	1 2 2 1 1	3 2 2 2 1
Zn	2 2 1 2 2	3 2 2 2 2	2 2 2 1 1	2 1 2 1 2	2 1 2 1 2	1 1 1 1 1	2 2 2 1 2	2 2 2 1 2

Avvikelseklassning har gjorts genom att dividera uppmätt halt med jämförhalt. Klassningen av kvoterna har sedan gjorts för de olika metallerna enl. Naturvårdsverkets rapport 4914 enligt följande:

1 - ingen / obetydlig avvikelse
 2 - liten avvikelse
 3 - tydlig avvikelse

4 - stor avvikelse
 5 - mycket stor avvikelse

Cd = kadmium Ni = nickel
 Cr = krom Pb = bly
 Cu = koppar Zn = zink
 Hg = kvicksilver

har bl a i Kalmar län visat sig ge höga kadmiumhalter trots att inga kända kadmiumutsläpp sker. Kadmiumhalten var hög även på referensstationen vid Torhamn.

I Sölesborgsviken uppmättes liksom tidigare år tydligt förhöjda halter av bly (figur 61). De förhöjda halterna av bly i blåmusslor från Sölesborgsviken är inte särskilt förvånande eftersom halten av bly i sedimentet är förhöjd (Tobiasson 2000). Även vid referensstationen i Torhamnsområdet har hög halt av bly uppmätts vid ett av de fem mättillfällena men generellt har halterna varit betydligt

lägre där.

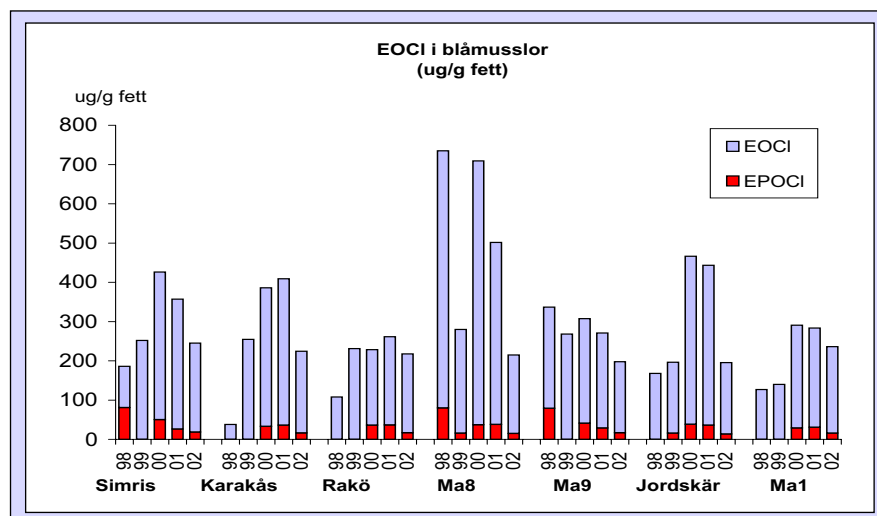
Det är lite osäkert att göra en trendanalys på bara fem års mätningar men värdena antyder att kromhalterna i området successivt har ökat under perioden medan blyhalterna har minskat något (bilaga 22). För övriga metaller går det inte att utläsa en genomgående trend. Däremot kan man konstatera att flertalet metallhalter har minskat på stationen vid Rakö närmast Nymölla AB.

7.2 EOCl och klorfenoler i musslor

Endast en liten del av de ämnen som

ingår i summaparametern EOCl (extraherbart organiskt klor) är kända. I storleksordningen 1 % utgörs av de för skogsindustrin typiska klorfenolära ämnena (Södergren 1988). Trots detta har man funnit signifikanta samband mellan EOCl och klorguajakoler vilket talar för att parametern mycket väl kan användas för att uppskatta influensområden för skogsindustriutsläpp.

Halterna av EOCl var genomgående betydligt lägre än föregående år. Det går inte att utläsa någon gradient från Mörrums Bruk, vilket det har gått att göra vid tidigare provtagningstillfällen (figur 62). Den syrapersistenta delen (EPOCl) låg på en jämn nivå. För att få en rättvisande bild av hur halterna av EOCl har utvecklats under perioden bör endast de tre senaste mätningarna beaktas eftersom de två första mätningarna gjordes med för små provmängder vilket gjorde analyserna osäkra. Man kan då konstatera att halterna av EOCl har sjunkit märkbart på samtliga stationer.



Figur 62 Halter av extraherbart organiskt klor i blåmussla på 7 stationer i Blekinge och Skåne, september/oktober 1998–2002.

8. Fiskfysiologiska undersökningar

Vid studier av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i Blekinge och västra Hanöbukten kunde inga negativa effekter påvisas. Noterbart är dock att en förhöjd halt av avgiftning enzymet CYP1A uppmättes i Nymölla bruks recipient. Denna högre påverkan kan, med utgångspunkt från företagna mätningar, ej kopplas till skadliga effekter på cell- eller individnivå.

Fortplantningen i recipienterna bedöms ej vara negativt påverkad då en bra yngelproduktion erhöles på samtliga lokaler. I recipienten till Nymöllas bruk erhöles dock en lägre medellängd, medelvikt/yngel och en större andel små döda yngel än på referenslokalerna. Den lägre medelvikten och medellängden kan även bero på naturliga skillnader mellan lokalerna eller på skillnader i provtagningstid och resultatet måste tolkas med försiktighet. Den makroskopiska

bedömningen visade på en stor parasitförekomst i bukhålan hos fisk på samtliga lokaler.

Inga skillnader erhöles mellan lokalerna med avseende på halterna av harts- och fettsyror samt steroler i fiskgalla. Signifikant lägre fytosterolhalt erhöles vid Kladdenabben. CYP1A-halten var signifikant högre vid Tosteberga vilket kan tolkas som att en relativt större exponering för ämnen som inducerar CYP1A föreligger på lokalen

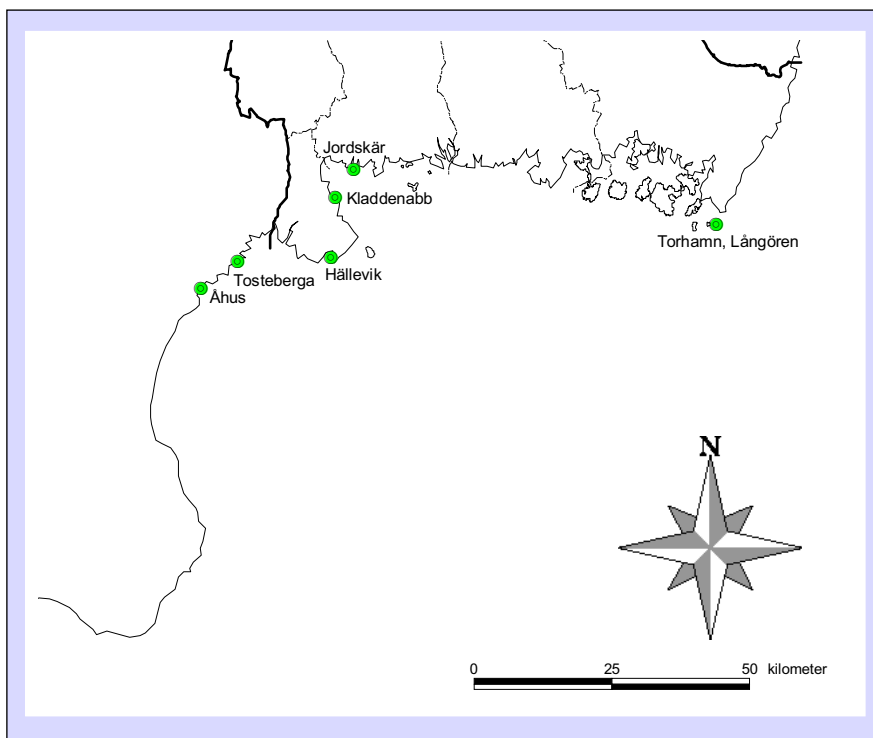
Mätningen av aminotransferasenzymerna ASAT och ALAT i blodplasma visar inga tecken på att tångglakar från recipienterna hade membranskador i levern. Inte heller fanns tecken på histopatologiska förändringar i lever, leverförstoring eller försämrad kondition

Under 1998 startade Blekingekustens- och västra Hanöbuktens vatten- och vattenförbund ett kontrollprogram där fiskhälsostudier ingår. Tånglake som i SNV's allmänna råd föreslagits som modellart för studier av skogsindustriel-

la utsläpp på väst- och sydkusten (SNV, 1994), användes i undersökningarna. Under 1999-2002 upprepades samma studier. Provtagningspunkter framgår av karta 11.

Gallanalyserna och analysen av EROD-

aktiviteten samt CYP1A-halten i levern är parametrar som används som mått på exponeringsgraden av skogsindustriella avloppsvatten. Förhöjda halter av enzymerna ALAT och/eller ASAT kan indikera skador på levercellerna. En histologisk studie på lever kan ge information om eventuella cellskador eller cellförändringar. Morfometriska mätningar (total- och somatisk vikt, organvikter samt totallängd) kan användas för att räkna fram ett antal index som ger ett grovt mått på konditionen och hälsotillståndet. I reproduktionsstudien noteras antalet levande, och eventuella döda och/eller missbildade, yngel. Samtliga yngels längd och totalvikten av ynglen noteras också. Ett antal reproduktionsindex beräknas därefter.



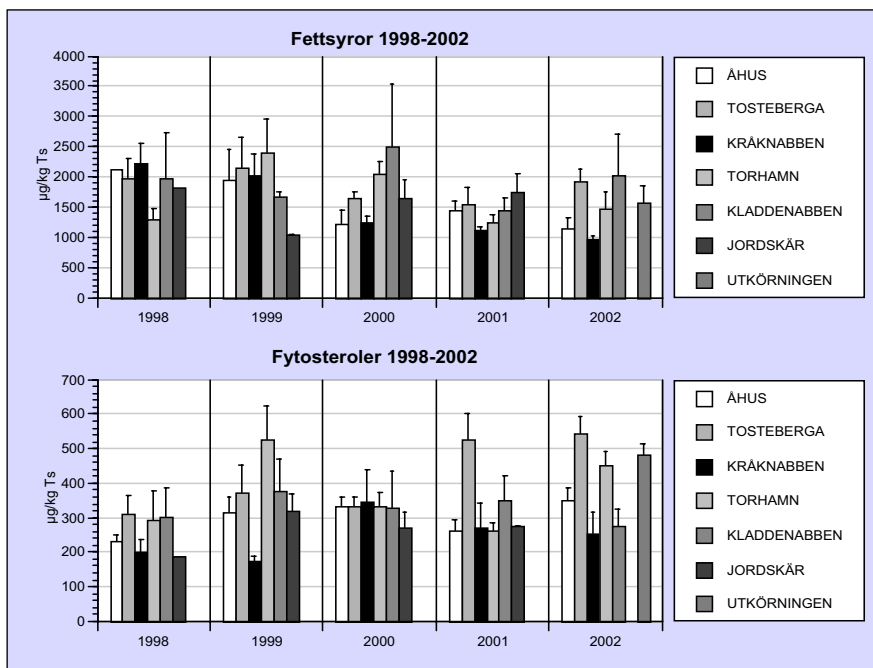
Karta 11 Områden för fiskfysiologiska studier i kontrollprogrammet för Blekinge och Västra Hanöbukten.

8.1 Gallanalyser

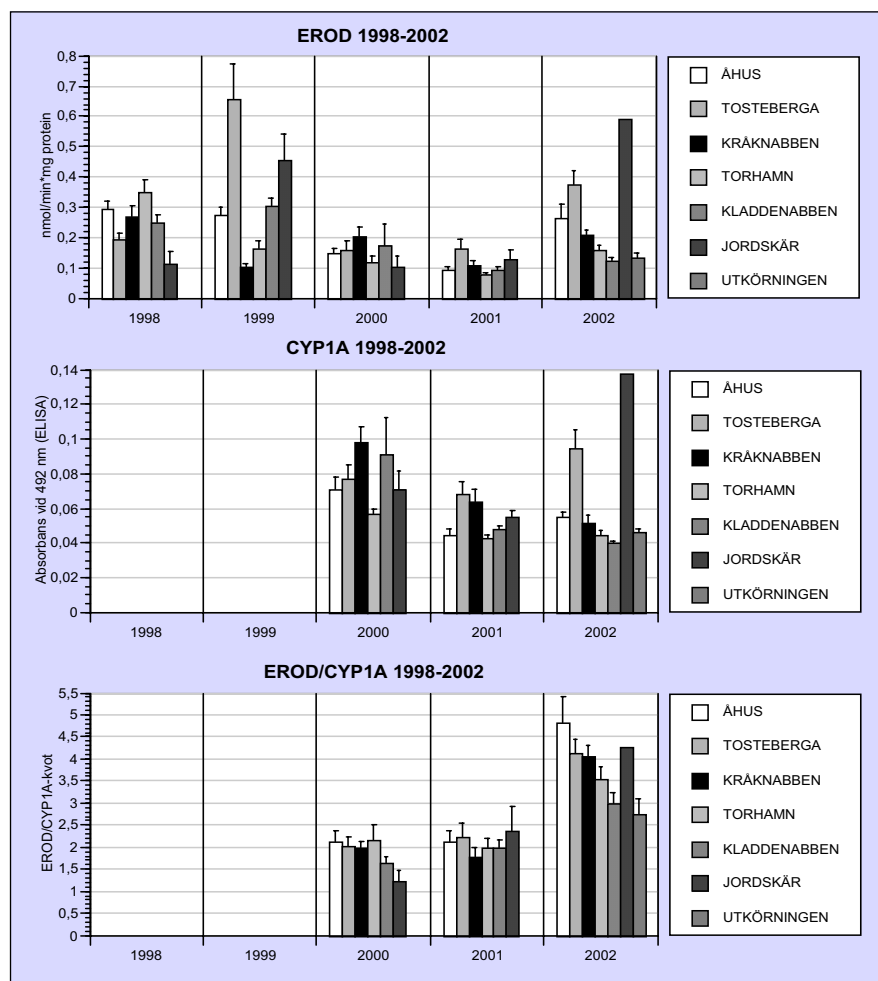
Halterna av hartssyror i fiskgalla låg under eller runt detektionsgränsen i samtliga prover år 2002. I de statistiska analyser som utfördes togs ej Åhus, Kråknabben och Jordskär med då färre än fem replikat erhöles på dessa lokaler. Inga statistiskt signifikanta skillnader förelåg generellt sett mellan lokalerna med avseende på fettsyror (figur 63) och totalhalten steroler (data visas ej). Halten fytosteroler var signifikant lägre på Kladdenabben relativt övriga lokaler

(figur 63). Halterna av extraktivämnen i fiskgalla 2002 överensstämde relativt väl med vad som erhöles i tidigare års undersökningar (Lundgren et al., 1999; Tobiasson et al., 2000; Tobiasson et al., 2001; Tobiasson et al., 2002). Ingen påverkan bedöms föreligga i recipienterna med avseende på analys av extraktivämnen i fiskgalla år 2002.

Då data från samtliga lokaler samslogs och jämfördes på årsbasis erhöles inga skillnader med avseende på fettsyror medan mängden fytosteroler var signifikant högre år 2002 relativt år 1998. Sammanslogs data från samtliga år och jämfördes med avseende på lokal erhöles inga skillnader för fettsyror medan mängden fytosteroler var signifikant högre på Torhamn och Tosteberga relativt Kråknabben. Bedömningen blir att en högre påverkan ej förelåg på recipientlokalerna 1998-2002 relativt referenslokalerna utan att halterna av extraktivämnen i fiskgalla på lokalerna antas utgöra en bakgrundsbelastning.



Figur 63 Extraktivämnena fettsyror och fytosteroler (medelvärde±standardfel) i galla på de olika lokalerna under perioden 1998-2002. Fem poolade prov per lokal analyserades med undantag för Kråknabben och Åhus där det vissa år analyserades färre än fem poolade prover. På lokal Jordskår analyserades högst tre poolade prover under den aktuella perioden medan inget prov analyserades 2002.



Figur 64 Medelvärde±standardfel för EROD-aktivitet (nmol/min* mg protein), CYP1A-halt (abs.enheter) och kvoten EROD/CYP1A på de olika lokalerna. Endast ett prov analyserades på Jordskår 2002.

8.2 CYP1A-halt och EROD-aktivitet

Recipientlokal Tosteberga hade 2002 signifikant högre CYP1A-halt relativt övriga lokaler och dessutom erhöles en signifikant högre EROD-aktivitet på lokalen relativt Torhamn (figur 64). Bedömningen blir att en högre påverkan av CYP1A-inducerande ämnen antas föreligga på lokalen relativt referenslokalerna om det förutsätts att skillnaden måste vara signifikant högre (eller lägre) relativt samtliga tre referenslokaler för att räknas som en påverkan. Detta resonemang utgår från att referenslokalerna uppvisar ett intervall vari enzymet CYP1A's halt och aktivitet antas vara ett uttryck för den naturliga årsvariationen på referenslokalerna. På lokal Tosteberga har det tidigare noterats såväl signifikant högre CYP1A-halt (Tobiasson, et al., 2002) som signifikant högre EROD-aktivitet (Tobiasson et al., 2000) men skillnaden har ej tidigare varit relativt samtliga tre referenslokaler som ingår i programmet till Nymölla bruk. En signifikant lägre EROD-aktivitet och EROD/CYP1A-kvot noterades på Utkörningen relativt Åhus och Kråknabben. Då lokalen ej var signifikant skild relativt samtliga referenslokaler bedöms dock ej en hämning av enzymssystem CYP1A's aktivitet föreligga på lokalen (figur 64).

Då data från samtliga lokaler samslogs och jämfördes på årsbasis

förekom skillnader i CYP1A's halt och aktivitet mellan åren. EROD-aktiviteten var lägst 2000-2001. CYP1A-halten var högst 2000 medan kvoten EROD/CYP1A var högst 2002. Sammanslogs data från samtliga år och jämfördes med avseende på lokal erhöles klart högst EROD-aktivitet på Tosteberga relativt övriga lokaler, men skillnaden var ej signifikant skild relativt någon referenslokal. Däremot erhöles en signifikant högre CYP1A-halt på Tosteberga relativt Åhus och Torhamn. Inga skillnader mellan lokalerna erhöles för kvoten EROD/CYP1A.

Om data från de två referenslokalerna Åhus och Torhamn lades samman till ett "referensområde" och jämfördes med data från recipienten till Södra Cell Mörrum (Jordskär och Kladdenabben) under den aktuella perioden erhöles inga signifikanta skillnader med avseende på EROD-aktivitet, CYP1A-halt eller kvoten EROD/CYP1A. Om samma förfarande gjordes för recipienten till Nymölla bruk (endast Tosteberga), där "referensområdet" innefattar tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) erhöles signifikanta skillnader med avseende på EROD-aktivitet och CYP1A-halt. Detta indikerade att det på lokal Tosteberga under perioden 1998-2002 förelåg en högre påverkan från CYP1A-inducerande ämnen relativt ett "referensområde". Ingen hämning av enzymsystemets aktivitet påvisades under perioden.

Sammantaget har det i föreliggande

studie noterats en tydlig påverkan av CYP1A-inducerande ämnen på lokal Tosteberga 2002. I tidigare undersökningar finns indikationer på såväl förhöjd halt som aktivitet av enzymet CYP1A på lokalen

8.3 Aminotransferasanalyser

En stor spridning förekom år 2002, liksom tidigare år, mellan lokalerna med avseende på ASAT/ALAT-aktivitet. Utkörningen och Tosteberga hade signifikant högre ASAT/ALAT-aktivitet relativt Åhus och Kråknabben, vilka hade värden under detektionsgränsen. Kladdenabben hade signifikant lägre ASAT/ALAT-aktivitet relativt Torhamn (figur 65). Torhamn har tidigare år (med undantag för 2001) haft högst ASAT-aktivitet. Sammantaget har förhöjda ASAT/ALAT-aktiviteter relativt samtliga referenslokaler ej noterats i recipienten under 1998-2002

Då data från samtliga lokaler sammanslogs och jämfördes på årsbasis noterades en minst dubbelt så hög ASAT-aktivitet år 2000 relativt övriga år, beroende på att vissa individer på lokal Torhamn uppvisade mycket höga aktiviteter. Högst ALAT-aktivitet erhöles år 1998, vilket åtminstone delvis kan förklaras med att en dubbelt så hög detektionsgräns för ASAT/ALAT

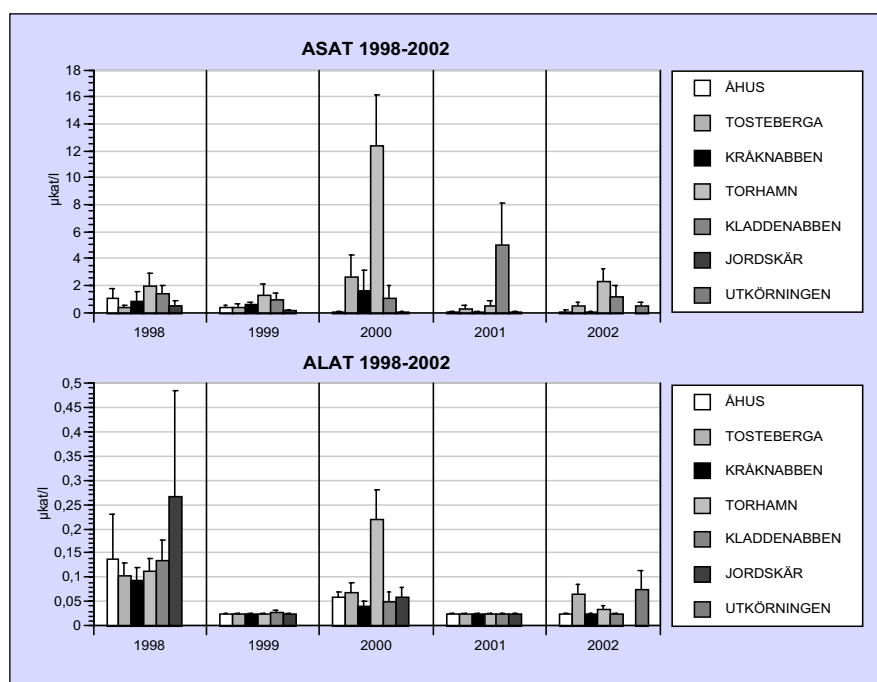
användes detta året jämfört med vad som senare var fallet. Sammanslogs data från samtliga år och jämfördes med avseende på lokal erhöles att Torhamn var signifikant högre relativt övriga lokaler samt att Tosteberga och Kladdenabben var signifikant högre relativt Åhus med avseende på ASAT.

Om data från de två referenslokalerna Åhus och Torhamn slogs samman till ett "referensområde" och jämfördes med data från recipienten till Södra Cell Mörrum (Jordskär och Kladdenabben) under den aktuella perioden erhöles ej signifikanta skillnader med avseende på ASAT/ALAT-aktivitet. Om samma förfarande gjordes för recipienten till Nymölla bruk (endast Tosteberga), där "referensområdet" innefattar tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) erhöles ej heller här signifikanta skillnader med avseende på ASAT/ALAT.

Sammantaget bedöms ej membran-skador, vilket förhöjda ASAT/ALAT-aktiviteter i blodplasma kan ses som en indikator för, föreligga i recipienten 1998-2002

8.4 Leverhistopatologi

Områden av inflammatoriska förändringar i lever, som uteslutande torde bero på parasitinväsning, och påvisade parasitära strukturer hade högst frekvens i tånglakar från Torhamn, Tosteberga, Utkörningen och Åhus (figur 66). Detta indikerade att det liksom tidigare år erhöles en stor andel fynd, på såväl referens- som recipientlokaler, som kan kopplas till parasiter i lever. Detta överensstämde med att en stor förekomst av parasiter noterades i buk-hålan hos tånglakar på samtliga lokaler 2002 (se makroskopiska bedömning). Vakuoliseringsgraden var signifikant högre på Utkörningen relativt Åhus och Kråknabben (figur 66). Med undantag för provtagningen år 2000, då fiskar från Tosteberga hade signifikant högre vakuoliseringsgrad relativt Åhus och Kråknabben, har en signifikant högre vakuoliseringsgrad ej noterats tidigare på recipientlokalerna relativt någon referenslokal. Då vakuoliseringsgraden på Utkörningen (år 2002) och Tosteberga (år 2000) ej var signifikant högre relativt samtliga tre referenslokaler bedöms ej en signifikant skillnad föreligga relativt referenslokalerna 1998-2002. Vakuoliseringen kan dessutom beskrivas som lindrig (en vakuoliseringsgrad

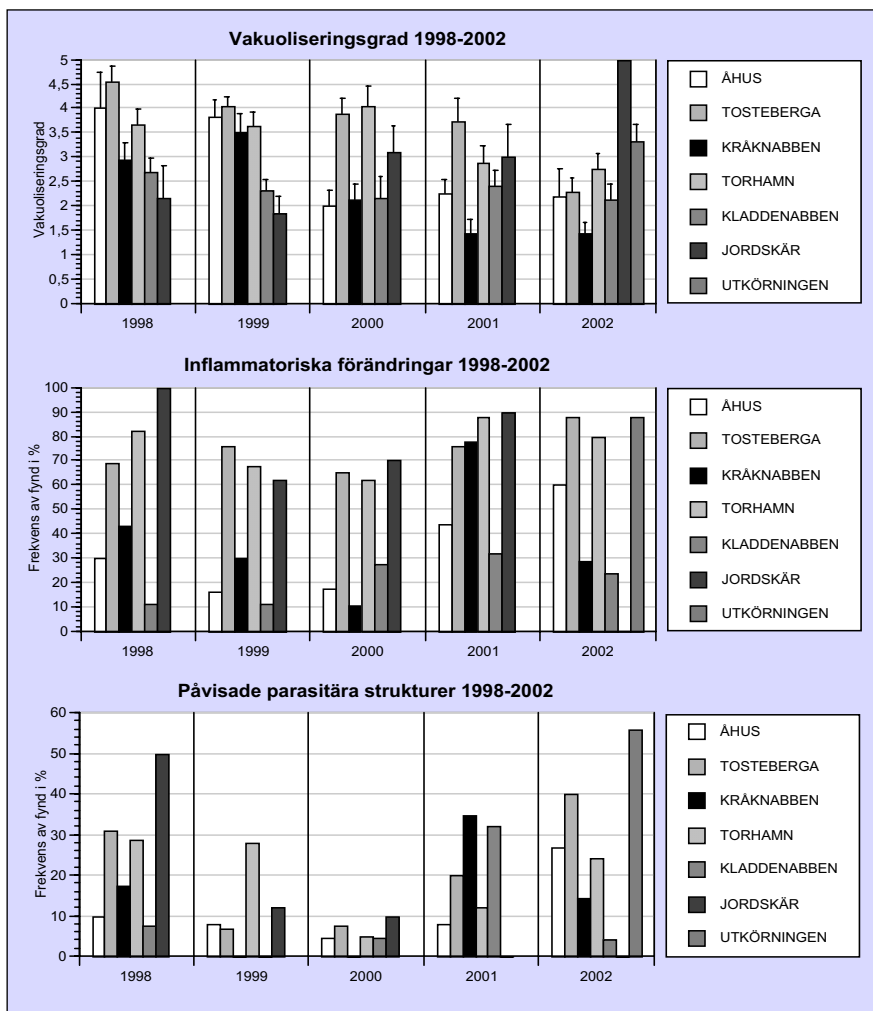


Figur 65 ASAT/ALAT-aktivitet (medelvärde±standardfel) i µkat/L på de olika lokalerna. Värden under detektionsgränsen (0.05 µkat/L) har schablonmässigt dividerats med två vid databearbetningen. Inget prov analyserades på Jordskär 2002.

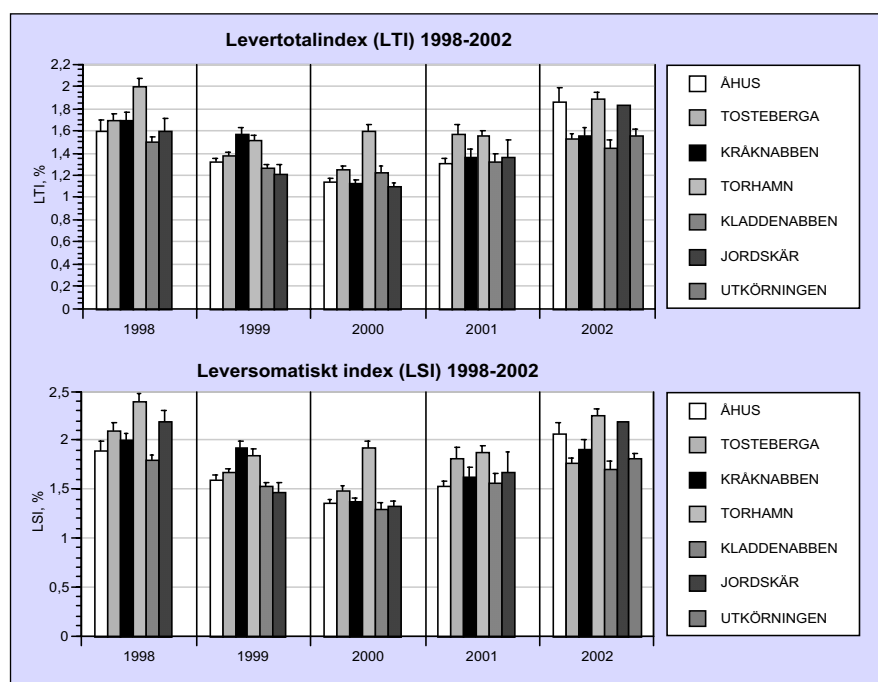
på 3 är gräns för lindrig vakuolisering medan 5 är gräns för måttlig vakuolisering) på samtliga lokaler och har en diffus placering i cellerna (muntligen G. Magnusson). Sammantaget indikerar detta att histopatologiska förändringar ej noterades i större grad hos tånglakar på recipientlokalerna jämfört med tånglakar på referenslokalerna.

Då data från samtliga lokaler sammanslogs och jämfördes på årsbasis erhöles en sjunkande trend med avseende på vakuoliseringsgrad från 1998-2002. Vakuoliseringen kan dock beskrivas som lindrig under den aktuella perioden. Sammanslogs data från samtliga år och jämfördes med avseende på lokal erhöles att Torhamn och Tosteberga hade högre vakuoliseringsgrad jämfört med övriga lokaler

Om data från de två referenslokalerna Åhus och Torhamn slogs samman till ett "referensområde" och jämfördes med data från recipienten till Södra Cell Mörrum (Jordskär och Kladdenabben) under den aktuella perioden erhöles en signifikant lägre vakuoliseringsgrad på recipientlokalerna. Om samma förfarande görs för recipienten till Nymölla bruk (endast Tosteberga), där "referensområdet" innefattar tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) erhöles en signifikant högre vakuoliseringsgrad i recipienten



Figur 66 Vakuoliseringsgrad (medel ± standardfel) och fyndfrekvens av inflammatoriska förändringar och påvisade parasitära strukturer i lever på lokalerna. Endast en fisk ingick på Jordskär 2002.

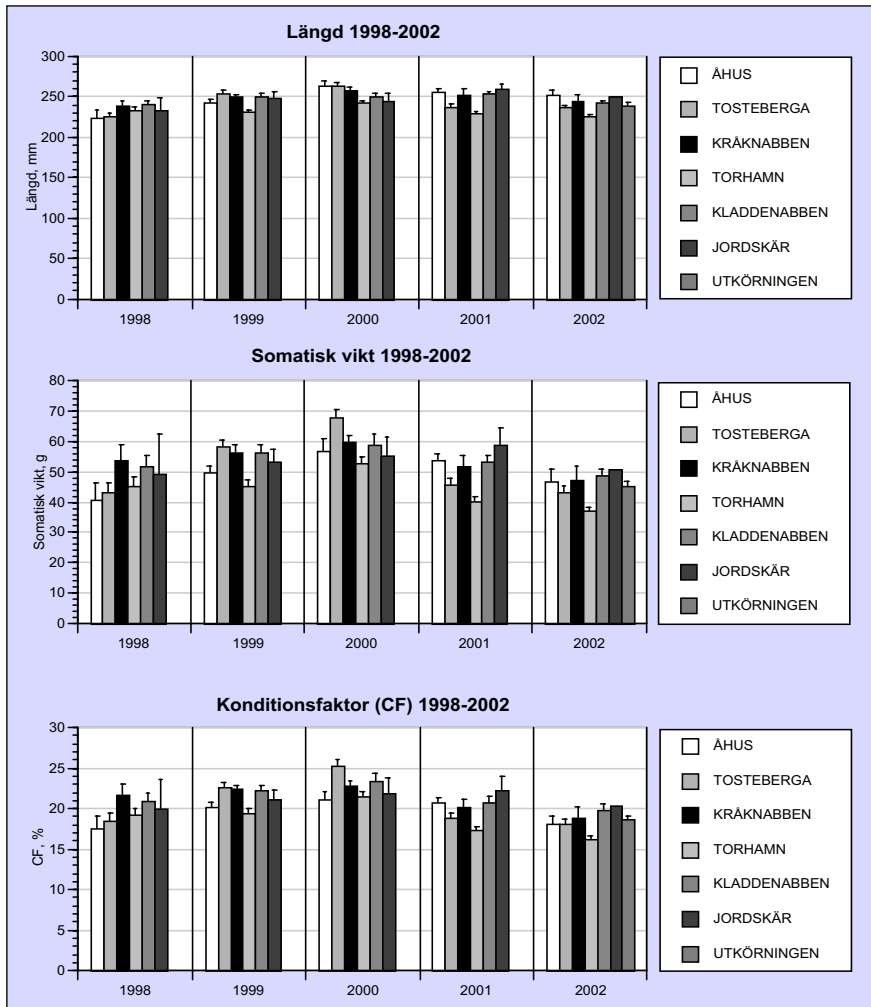


Figur 67 Levertotalindex och leversomatiskt index hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998-2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.

Sammanlagt bedöms dock ej histopatologiska förändringar i lever ha förelegat i större grad i recipienterna till Södra Cell Mörrum och Nymölla bruk än på referenslokalerna under perioden 1998-2002.

8.5 Morfometri

Under perioden 1998-2001 har tånglakarna på lokal Torhamn generellt sett varit mindre relativt övriga lokaler. Detta var även fallet 2002 då signifikant lägre somatisk vikt och konditionsfaktor noterades här relativt recipientlokalerna Utkörningen och Kladdenabben (figur 68). Dessutom var totalvikten (data visas ej) signifikant lägre på Torhamn relativt Åhus (figur 68). Under perioden 1998-2002 noterades ej en signifikant lägre konditionsfaktor på någon recipientlokal relativt en referenslokal. Detta indi-



Figur 68 Längd, somatisk vikt och konditionsfaktor hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998-2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.

kerar att den fysiologiska konditionen hos fiskarna i recipienten ej varit sämre relativt fiskarna på referenslokalerna.

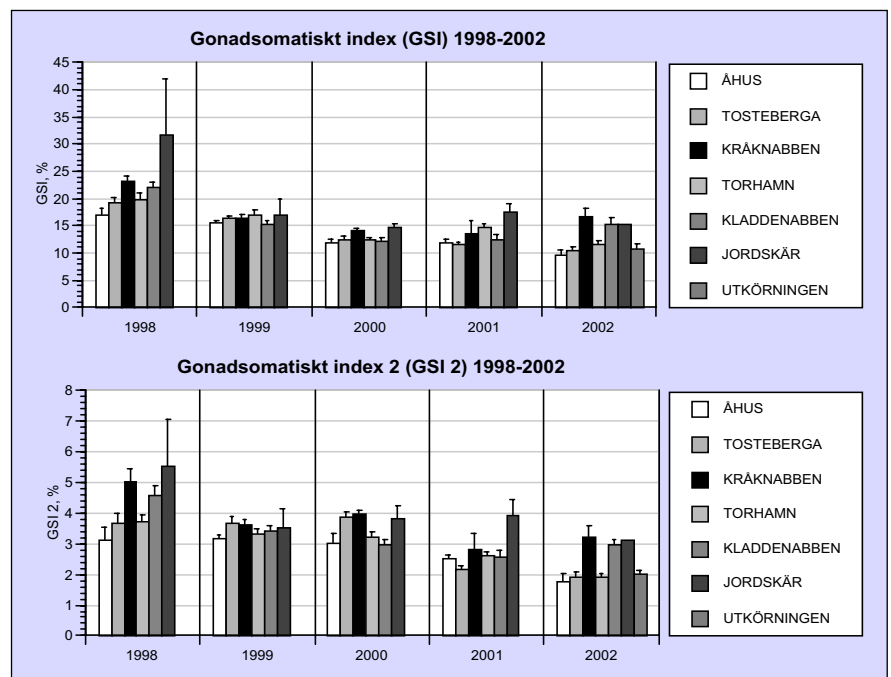
Den högsta relativa levervikten (LSI och LTI) erhöles på Torhamn, vilket överensstämmer med tidigare års undersökningar (Lagenfelt, 1996; Grotell & Härdig, 1997; Lundgren et al., 1999; Tobiasson et al., 2000; Tobiasson et al., 2001). I föreliggande studie var LSI och LTI signifikant högre på Torhamn relativt samtliga recipientlokaler (Jordskär ej medtagit), och dessutom hade Åhus ett signifikant högre LTI relativt Kladdenabben (figur 67). Inga tecken på leverförstoring noterades således i recipienterna 1998-2002.

Då data från samtliga lokaler samlas och jämfördes på årsbasis erhöles för de morfometriska parametrarna, med undantag för relativ levervikt (LSI och LTI), en ökning från år 1998 till 2000 varefter värdena sjunker. Lägst värden för konditionsfaktorn, totalvikt och somatisk vikt noterades år 2002. LSI och LTI uppvisar ett omvänt förhållande relativt

övriga morfometriska parametrar då det från år 1998 sker en minskning ned till en bottennivå år 2000, varefter värdena ökar och år 2002 nästan når upp till 1998-års värden. Sammanslogs data från samtliga år och jämfördes med avseende på lokal erhöles som förväntat att Torhamn var signifikant högre relativt samtliga lokaler med avseende på LSI och LTI. För totalvikt, somatisk vikt, längd och konditionsindex erhöles lägst värde på Torhamn och skillnaden var signifikant relativt tre eller samtliga fyra recipientlokaler.

Om data från de två referenslokalerna Åhus och Torhamn slogs samman till ett "referensområde" och jämfördes med data från recipienten till Södra Cell Mörrum (Jordskär och Kladdenabben) under den aktuella perioden erhöles signifikant högre värden för samtliga parametrar (med undantag för LSI och LTI där signifikant lägre värde erhöles) i recipienten. Om samma förfarande gjordes för recipienten till Nymölla bruk (endast Tosteburga), där "referensområdet" innefattar tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) erhöles inga signifikanta skillnader med avseende på de morfometriska parametrarna.

Detta indikerar att det i recipienterna till Södra Cell Mörrum och Nymölla bruk varken förekommit tånglaxar med leverförstoring eller med nedsatt fysiologisk status under perioden 1998-2002.

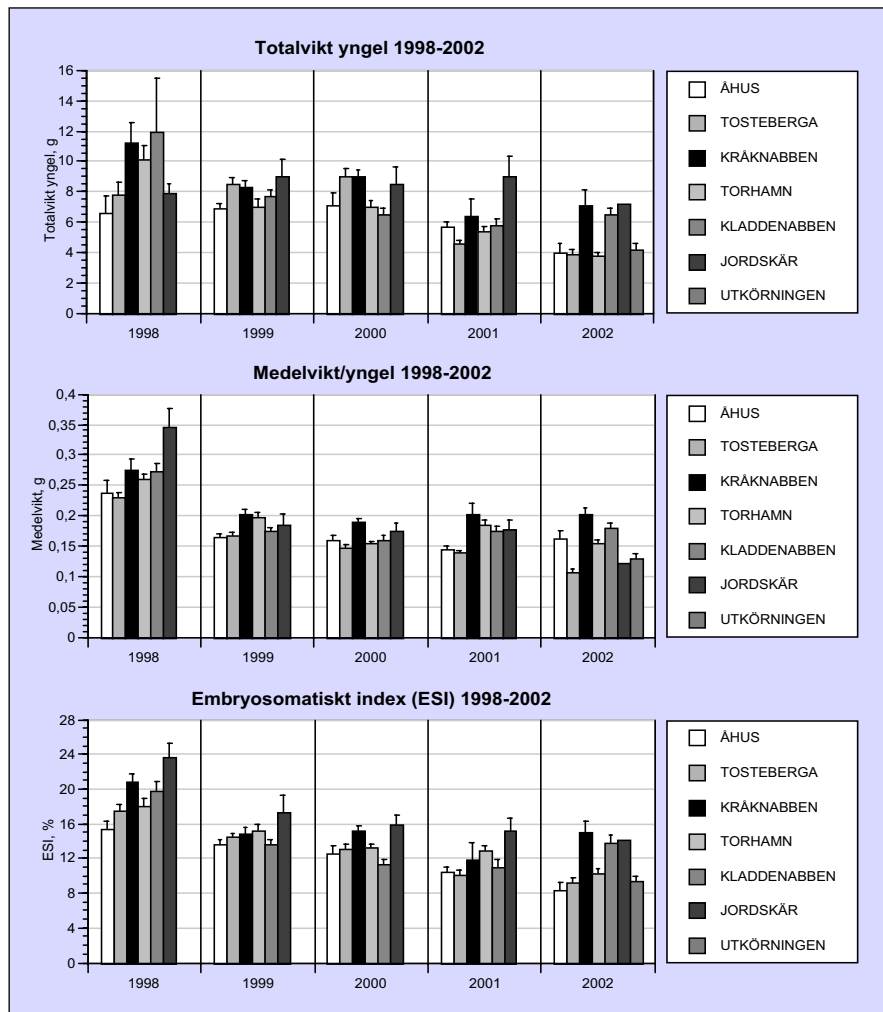


Figur 69 Gonadosomatiska index (GSI och GSI2) hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998-2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.

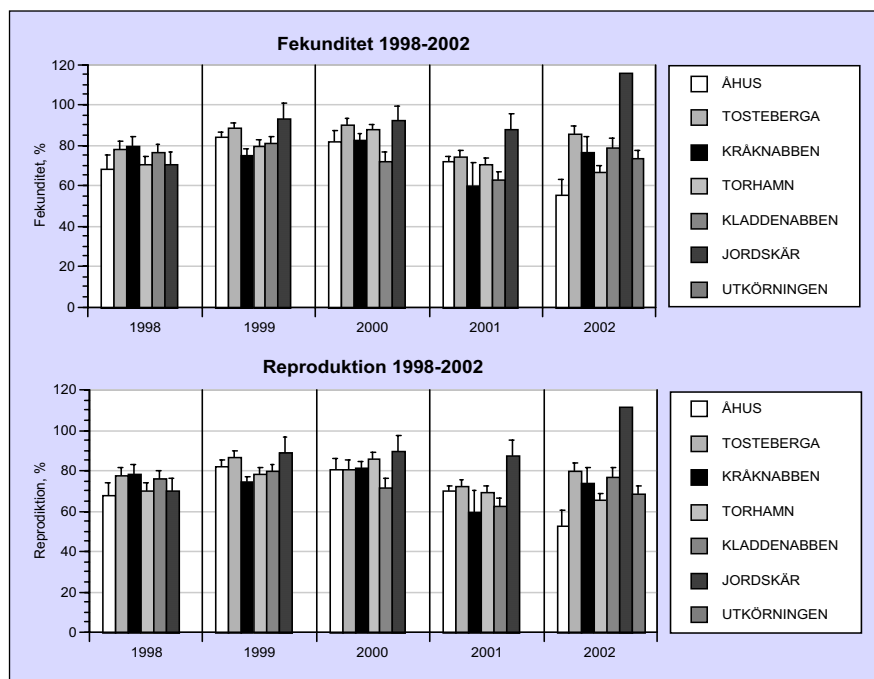
8.6 Reproduktionsstudier

Kladdenabben och Kråknabben hade signifikant högre GSI än Utkörningen, Tosteberga och Åhus. GSI2 var signifikant högre på Kladdenabben och Kråknabben relativt Utkörningen, Tosteberga, Åhus och Torhamn (figur 64). Totalvikten av yngel var signifikant högre på Kladdenabben än Torhamn, Tosteberga och Utkörningen medan Kråknabben var signifikant högre än Torhamn. Medelvikten per yngel var lägst på Tosteberga och Utkörningen. Tosteberga var signifikant skild från övriga lokaler (Jordskär ej inkluderad) medan Utkörningen var skild från Kråknabben och Kladdenabben. Inga signifikanta skillnader förelåg med avseende på ESI (figur 65).

De höga värdena på Kråknabben för GSI, GSI2 och totalvikt yngel kan delvis förklaras med att provfisket på denna lokal utfördes något senare relativt övriga lokaler. Om det förutsätts att fortplantningen skett samtidigt på de olika lokalerna kommer en senare provtagning resultera i att större yngel erhålls. Ett signifikant positivt samband mellan tidpunkt för provtagning och de yngelviktbaserade parametrarna (GSI, GSI2, totalvikten yngel, medelvikten/yngel samt ESI) förelåg (data visas ej). Skillnaden mellan Kråknabben och övriga lokaler med avseende på de yngelviktbaserade parametrarna skall därför tolkas med försiktighet. 2002



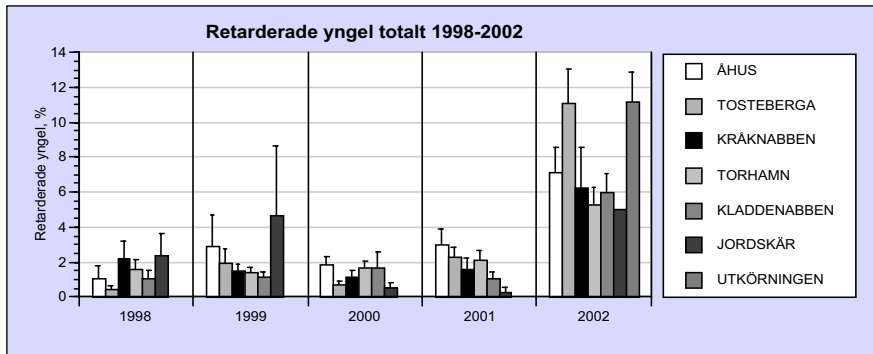
Figur 65 Totalvikt yngel per hona, medelvikt per yngel och embryosomatiskt index hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998–2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.



Figur 66 Totalt antal yngel per hona, fekunditet och reproduktion hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998–2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.

års studie indikerar att signifikant lägre värden ej erhöles på recipientlokalerna jämfört med referenslokalerna för de yngelviktbaserade parametrarna med undantag för medelvikten/yngel. Den signifikant lägre medelvikten/yngel på Tosteberga relativt Åhus, Torhamn och Kråknabben kan tolkas som att en hämning i tillväxten av yngel förelåg på lokalen relativt referenslokalerna. Det kan dock ej uteslutas att tånglakarnas miljö var olika på de olika lokalerna beroende på bl. a. hydrologiska skillnader mellan lokalerna och att detta, eventuellt tillsammans med en exponering för främmande ämnen, resulterat i en lägre medelvikt/yngel på Tosteberga.

Totala antalet yngel var signifikant högre på Kladdenabben och Tosteberga relativt Torhamn. Inga signifikanta skillnader förekom mellan lokalerna med avseende på fekunditet och reproduktion (figur 66). Detta indikerar att inga skillnader mellan recipient- och referenslokaler förelåg med avseende på yngelproduktionen 2002.



Figur 67 Retarderade yngel hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998–2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.

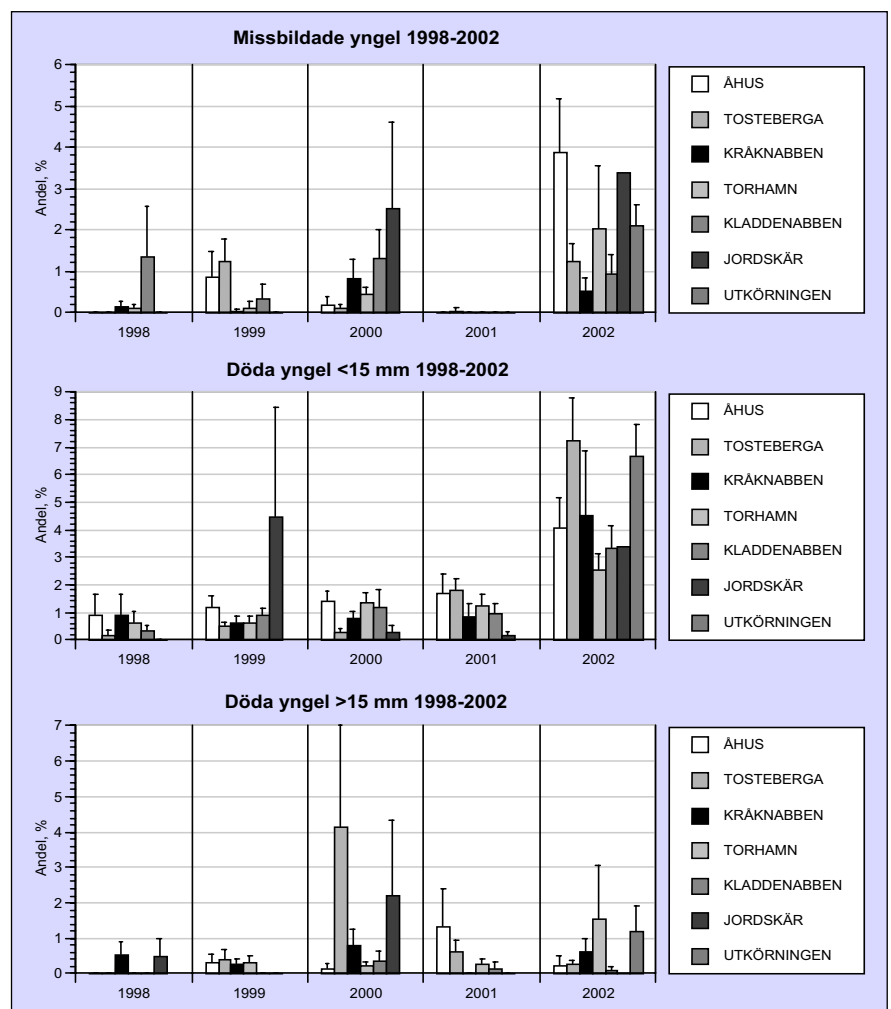
Då data från samtliga lokaler sammanslogs och jämfördes på årsbasis erhöles för de yngelviktbaserade parametrarna (GSI, GSI2, totalvikten yngel, medelvikten/yngel och ESI) högst värde 1998, troligen huvudsakligen beroende på att provfisket detta året var fördröjt pga ogynnsamma väderförhållanden vilket resulterade i att fisk i en senare reproduktiv fas erhöles. En sjunkande trend erhöles från 1998 och framåt för de yngelviktbaserade parametrarna. För totala antalet yngel, fekunditet och reproduktion erhöles en ökning från 1998 till 2000 och därefter sjunker värdena. Sammanslogs data från samtliga år och jämfördes med avseende på lokal erhöles att Tosteberga hade signifikant lägre värde relativt Kråknabben för de yngelviktbaserade parametrarna (för medelvikten/yngel var Tosteberga dessutom signifikant lägre relativt Torhamn) medan inga skillnader förelåg för antalet yngel, fekunditet och reproduktion mellan recipient- och referenslokaler. Detta indikerar att under perioden 1998-2002 förelåg ej negativa effekter på produktionen av yngel. Medelvikten/yngel på Tosteberga bedöms ej som signifikant lägre relativt referenslokalerna då skillnaden ej var skild från samtliga tre referenslokaler 1998-2002.

Signifikant större andel av missbildade yngel, retarderade yngel och döda yngel, relativt referenslokalerna, erhöles endast i recipienten till Nymölla bruk (figur 10 & 11). Andelen små (<15mm) retarderade, och tillika döda, yngel som erhöles på Tosteberga och Utkörningen var signifikant högre relativt referenslokal Torhamn år 2002. Totala andelen retarderade yngel var också signifikant högre på dessa lokaler jämfört med Torhamn. På Utkörningen var andelen missbildade yngel signifikant högre relativt Torhamn. Då en signifikant skillnad endast förelåg relativt en referenslokal för de olika parametrarna bedöms en högre yngeldödlighet samt en större andel missbildade yngel och retar-

derade yngel ej föreligga i recipienten till Nymölla bruk relativt referenslokalerna. Sett över perioden 1998-2002 har det varit högre andel missbildade, retarderade och döda yngel år 2002 relativt tidigare år. Detta indikerar att regionala, snarare än lokala, förhållanden resulterade i en negativ påverkan på fiskarnas reproduktion.

Då data från samtliga lokaler sammanslogs och jämfördes på årsbasis erhöles att minst tre gånger högre värde noterades 2002 relativt övriga år för andelen missbildade yngel, andelen döda yngel <15 mm, andelen retarderade <15 mm, andelen retarderade >15 mm samt totala andelen retarderade yngel. Sammanslogs data från samtliga år och jämfördes med avseende på lokal erhöles att inga större skillnader förelåg mellan lokalerna (totala andelen retarderade yngel var ca 2-4%, andelen retarderade yngel <15 mm var ca 1-2% på lokalerna, andelen missbildade yngel var mindre än 1% samt andelen döda <15mm och andelen döda >15 mm var ca 1-2% respektive 0,5-1%). En relativt låg yngeldödlighet och missbildningsfrekvens bedöms ha förelagat 1998-2002 på lokalerna.

Om data från de två referenslokalerna Åhus och Torhamn slogs samman till ett "referensområde" och jämfördes med data från recipienten till Södra Cell Mörrum (Jordskär och Kladdenabben) under den



Figur 68 Missbildade yngel och döda yngel (mindre och större än 15 mm) hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998–2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.

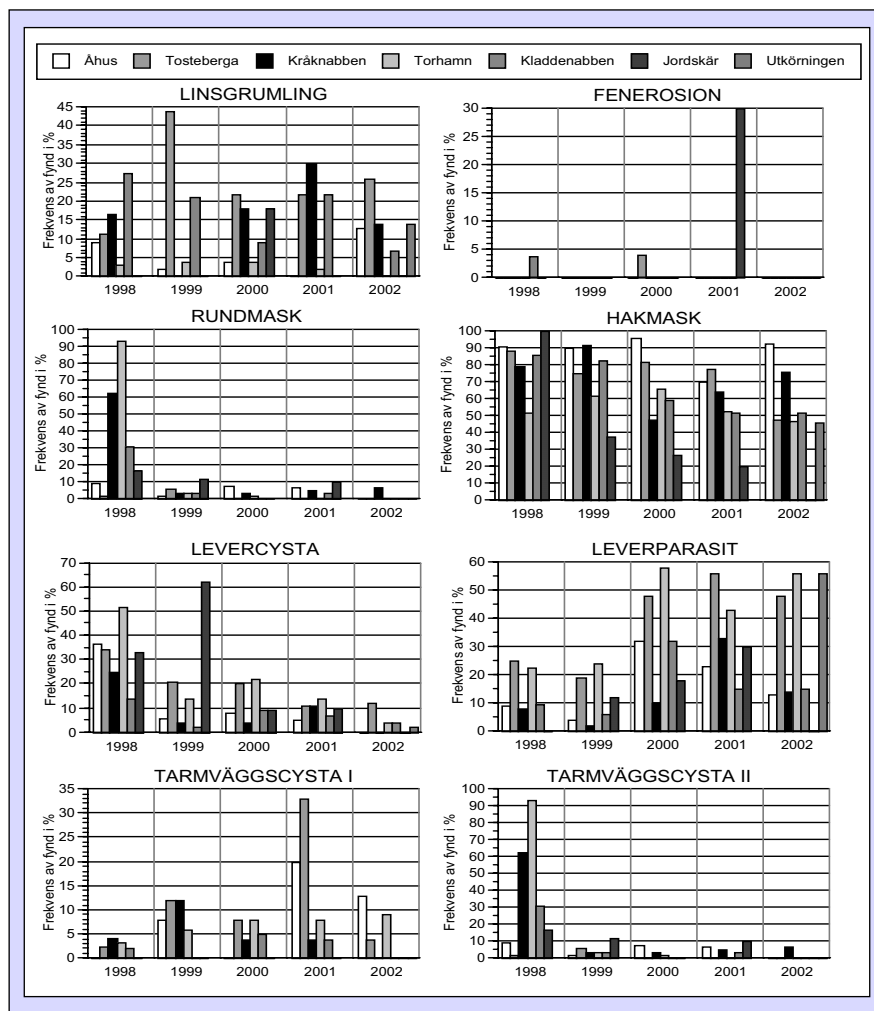
aktuella perioden erhöjls ej signifikant högre värden för någon av reproduktionsparametrarna i recipienten. Om samma förfarande gjordes för recipienten till Nymölla bruk (endast Tosteberga), där "referensområdet" innefattar tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) erhöjls att signifikant lägre värden endast noterades för ESI och medelvikten/yngel. För ESI hade recipienten ett lägre värde endast relativt referenslokal Åhus. För medelvikten/yngel hade recipienten (Tosteberga) signifikant lägre relativt samtliga tre referenslokaler, vilket indikerar att en möjlig påverkan på de enskilda ynglens vikt föreligger på lokalen. Dock skall som diskuterats tidigare en försiktig hållning till de yngelviktbaserade parametrarna beaktas.

Medellängden var år 2002 något lägre på recipientlokaler Tosteberga och Utkörningen relativt övriga lokaler. Tidigare år har ej relativt sett lägre medellängder noterats i recipienterna.

Sammanfattningsvis görs bedömningen att ingen störning på fortplantningen noterades på recipienterna år 2002. Vissa indikationer finns dock på att en möjlig påverkan på fortplantningen (lägre medelvikt/yngel, lägre medellängd samt högre andel små döda yngel) förelåg år 2002 i recipienten (och speciellt uttalat på Tosteberga) till Nymölla bruk. Det skall dock framhållas att parametrar såsom medelvikt/yngel och medellängden helt eller delvis kan styras av naturliga skillnader mellan lokalerna. År 2002 var för samtliga lokaler, sett över hela perioden 1998-2002, ett relativt dåligt år med utgångspunkt från fortplantningen hos tånglake.

8.7 Makroskopisk bedömning

En riklig parasitförekomst noterades år 2002 på såväl referens- som recipientlokaler, vilket överensstämde med den histopatologiska studien



Figur 69 Makroskopiska fynd hos tånglake på de undersökta lokalerna under perioden 1998-2002. Endast en fiskindivid ingick på Jordskär 2002.

på lever samt med undersökningarna 1998-2001 (figur 69). En relativt hög frekvens av fiskar med grumlad ögonlins, möjligen beroende på en parasitinväsion, noterades på såväl recipient- som referenslokaler 1998-2002. Den högre frekvensen av fiskar med grumlad lins bedöms dock ej ha påverkat populationerna av tånglake

på lokalerna. Sammantaget visar den makroskopiska studien 1998-2002 på fiskpopulationer med en hög parasitförekomst i bukhålan på samtliga lokaler. Endast enstaka fynd av patologisk karaktär (t ex fenerosion och hudsår) har noterats under något år.

Referenser

- Andersin, A-B., Lassig, J., Parkkonen, L. & Sandler, H., 1978. Long-term fluktuation of the soft bottom macrofauna in the deep areas of the Gulf of Bothnia 1954-1974; with special referenc to *Pontoporeia affinis* Lindström (Amphipoda). Finnish Marine Research No 244, 137-144.
- Bonsdorff, E., 1980. Macrozoobenthic recolonization of a dredged brackish water bay in SW Finland. *Ophelia Suppl* 1:145-155.
- Bradford, M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72: 248-254.
- Cederwall, H. & Larsson, U., 1988. Miljö kvalitetsbeskrivning, I: fria vattnet och mjukbottenfaunan. -Technical report from Askö Lab. no. 4.
- Clarke, G.M., 1980. *Statistics and experimental designe*. London, Edward Arnold Ltd.
- Engkvist, R., Malm, T. & Tobiasson, S., 2000. Density dependent grazing effects by the isopod *Idothea baltica* L on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. *Aquat. Ecol.* 34(3):253-260.
- Engkvist, R., Nilsson, J. & Tobiasson, S., 2002. Utbredning av blås- och sågtång i Kalmar och Blekinge län: utvärdering och kvalitetssäkring av regionala data. Högskolan i Kalmar. Rapport 2002:4.
- Field, J.G., Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8:37-52.
- Förlin, L. & T. Andersson., (1985). Storage conditions of rainbow trout liver cytochrome P450 and conjugating enzymes. *Comp. Biochem. Physiol.* 80B 569-573.
- Grotell, C. & J. Härdig., (1997). Tånglakeundersökning i Pukaviksbukten år 1996. MFG.
- Hill, C., 1991. Mechanisms influencing the growth, reproduction and mortality of two co-occurring amphipode species in the Baltic Sea. Department of Zoology, Stockholm University.
- Håkansson, L. & Rosenberg, R., 1985. Praktisk kustekologi. Naturvårdsverket. SNV pm 1987.
- Ilvessalo & Tuomi, J., 1989. Nutrient availability and accumulation of phenolic compounds in the brown alae *Fucus vesiculosus*. *Mar.Biol.* 101:115-119.
- Kornfeldt, R. A., 1982. Relations between nitrogen and phosphorous content of macroalgae and the wathers of northern Öresund. *Bot.Mar.* 25:197-201.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M., 1984. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 28:1-8.
- Larsson, U., Elmgren, R. & Wulff, F., 1985. Eutrophication and the Baltic sea: causes and consequences. *Ambio* 14.
- Leppäkoski, E., 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine an brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis, ser B Vol.* 35 nr 2.
- Lindqvist, K., Andersson, J. & Smith, S., 1998. Smordnad kustvattenkontroll i Kalmar län 1997. SMHI och Fiskeriverket
- Lundgren, F., Sjölin, A., Tobiasson, S. & Wickström, K., 1999. Blekingekustens vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Årsrapport 1998. Högskolan i Kalmar Rapport 1999:2.S
- Naturvårdsverket., 1987. Aktionsplan mot havsföroreningar. Naturvårdsverket informerar.
- Naturvårdsverket., 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvaliteten - Kust och Hav. Rapport 4914.
- Neumann, E., Sandstöm, O. & Thoresson, G., 1999. Guidelines for coastal monitoring. National board of Fisheries, Institute of Coastal Research.
- Nilsson, J., 1995. Sturkö innerskärgård - marin inventering. Rapport 95:3. Högskolan i Kalmar.
- Nilsson, J. & Tobiasson, S., 1996. Blekingekustens Vattenvårdsförbund, årsrapport 1995. -Rapport 96:1, Högskolan i Kalmar.
- Notini, M., 1990. Studier av alg tillväxten på grunda botten i Hanöbukten, 1988. -Rapport, Miljöforskargruppen AB, Fryksta.
- Olafsson, E.B., 1986. Density dependence in suspension-feeding and deposit-feeding populations of the bivalve *Macoma baltica*: a field experiment. *Journal of Anim. Ecol.* 55.
- Persson, L-E., 1991. Naturvårdsverket Rapport 3937. Övervakning av mjukbottenfauna vid Sveriges Sydkust. Rapport från verksamheten 1990.
- Persson, L-E. & Göransson, P., 1989. Hanöbukten som naturresurs, del 1 Miljö. Rapport från länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län samt Lunds universitet.
- Rosenberg, R., 1984. Biologisk värdering av grunda svenska havsområden. SNV pm 1911.
- Sandström, O., L. Förlin, I. Lagenfelt, E. Lindesjö & M. Vetemaa., (1996). Undersökning av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Mörrums bruk 1995. Fiskeriverket.
- Sarvala, J., 1971. Ecology of *Harmothoe sarsii* (Malmgren) (Polychaeta, Polynoidae) in the northern Baltic area. *Ann.Zool.Fennici* (:231-309.
- SNV., 1994. Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier. Naturvårdsverket Almännas Råd 94:2.

- Stagg, R.M. & Addison, R.F., 1995. An inter-laboratory comparison of measurements of ethoxyresorufin O-de-ethylase activity in dab (*Limanda limanda*) liver. *Marine Environmental Research* 40 (1):93-108.
- Södergren, A., 1988. Biologiska effekter av blekeriavlopp. Slutrapport från projektområdet Miljö/cellulosa 1. Naturvårdsverket.
- Tobiasson, S., Engkvist, R., Nilsson, J. & Persson, L-E., 1996. Blekingekustens Vattenvårdsförbund. Femårsrapport 1991-1995. Högskolan i Kalmar.
- Tobiasson, S., 1997. Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Samordnad kustvattenkontroll i Kristianstads län - biologi. Årsrapport 1996. -Rapport 97:2, Högskolan i Kalmar.
- Tobiasson, S., 1998. Blekingekustens Vattenvårdsförbund, årsrapport 1997. -Rapport 1998:1, Högskolan i Kalmar.
- Tobiasson, S., 2000. Undersökning av eventuell miljöpåverkan i samband med underhållsmuddring i Sölvesborgs ytterhamn samt tippning av muddringsmassor SW Utkörningen. Högskolan i Kalmar Rapport 2000:3.
- Tobiasson, S., Lundgren, F., Sjölin, A. & Wickström, K., 2000. Blekingekustens vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Årsrapport 1999. Högskolan i Kalmar Rapport 2000:5.
- Tobiasson, S., Lundgren, F., Sjölin, A. & W. Wickström., (2001). Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdförbundet för västra Hanöbukten- Årsrapport 2000-. Högskolan i Kalmar. Rapport 2001:4.
- Tobiasson, S., Lundgren, F., Sjölin, A. & W. Wickström., (2002). Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdförbundet för västra Hanöbukten- Årsrapport 2001-. Högskolan i Kalmar. Rapport 2002:5.
- VBB, 1985. Undersökning av spridningen av avloppsvattnet från Nymölla AB. Rapport till Nymölla AB.

Bilagor

- BILAGA 1 Kortfattad beskrivning av använda metoder.
- BILAGA 2 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2002.
- BILAGA 3 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2002.
- BILAGA 4 Metalltransport till Hanöbukten via några vattendrag under perioden 1991-2001
- BILAGA 5 Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.
- BILAGA 6 Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2002 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.
- BILAGA 6:2 Trendanalys av hydrografiska mätvärden
- BILAGA 7 Resultat av sedimentprovtagning på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.
- BILAGA 8 Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.
- BILAGA 9 Förändringar i olika arters förekomst på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1991-2002.
- BILAGA 10 Trendanalys (korrelation) för sedimentvariabler på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1987-2002.
- BILAGA 11 Trendanalys (korrelation) av summaparametrar på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1987-2002.
- BILAGA 12 Utvärdering av djursammansättningen på bottenfaunastationer i Hanöbukten 1991-2002.
- BILAGA 12:2 Statistisk utvärdering av bottenfaunaprovtagningen i Yttre redden 1993-2001.
- BILAGA 13 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002 - fältnätningar.
- BILAGA 14 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.
- BILAGA 15 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002 - djurlivet i tångbältet.
- BILAGA 16 Förändringar i olika makroalgers förekomst i rödalgsbältet på hårbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1998-2002.
- BILAGA 17 Förändringar i olika påväxtalgers förekomst i tångbältet på hårbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1998-2002.
- BILAGA 18 Förändringar i olika djurarters förekomst i tångbältet på hårbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1998-2002.
- BILAGA 19 Trendanalys (korrelation) av summaparametrar i algprofiler i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1998-2002.
- BILAGA 20 Innehåll av kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.
- BILAGA 21 Halter av tungmetaller och organiska miljögifter i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.
- BILAGA 22 Trendanalys (korrelation) för tungmetallhalter i blåmusslor i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1998-2002.
- BILAGA 23 Fiskfysiologi vid Blekingekusten och västra Hanöbukten 2002.
- BILAGA 24 Konsulternas kvalitetssäkringsarbete under 2002.

Kortfattad beskrivning av använda metoder

Fysikalisk-kemiska parametrar i vatten

Metoder

En trailerburen båt har sjösatts på lämpliga platser utefter kuststräckan och använts vid provtagningstillfällena. Provtagningen har utförts under en eller två dagar beroende på om det varit referensstations- eller grundnätsprovtagning som utförs varannan månad. Vid varje tillfälle har proverna tagits med hjälp av Ruttnerhämtare, förvarats och analyserats enligt ackrediterade metoder. Samtliga prover har analyserats vid SMHI:s Oceanografiska laboratorium i Göteborg med undantag av TOC som utförts av ackrediterad underleverantör (AnalyCen AB). Med hjälp av en CTD-sond har temperatur och salinitet registrerats tillsammans med djupet på varje meter för att bestämma skiktningförhållandena.

Parametrar

Vid varje provtagningstillfälle har följande parametrar mätts:

Parameter		Enhet	Det.gräns	Mätosäk.	Ackred.
• Temperatur	°C		0,1	nej	
• Salinitet		Psu	2	0,003	ja
• Siktdjup		m			ja
• Syrgasinnehåll		mlO ₂ /l	0,02	+0,5%	ja
		mg/l	0,03		
• Fosfatfosfor		µmol/l	0,02	3%	ja
		mg/l	0,0006		
• Totalfosfor	µmol/l	0,1	7%	ja	
		mg/l	0,003		
• Nitritkväve	µmol/l	0,02	4%	ja	
		mg/l	0,0003		
• Nitratkväve		µmol/l	0,1	5%	ja
		mg/l	0,002		
• Ammoniumkväve		µmol/l	0,05	9%	ja
		mg/l	0,001		
• Totalkväve		µmol/l	5,0	7%	ja
		mg/l	0,07		
• Silikatisel		µmol/l	0,2	2%	ja
		mg/l	0,006		
• Klorofyll a	mg kloro/l	0,1	1%	ja	
• Total halt organiskt kol(TOC)		mg C/l	0,1	10%	ja

Bilaga 1 2(10)

Provtagning har skett på nivåerna ytan, 5m, 15m samt en meter ovan botten. Klorofyll a har mätts vid ytan och på 5 meters djup. Vid konstaterad algbloomning har prover för kvalitativ bestämning av dominerade algarter tagits. Vid varje mätillfälle observeras meteorologiska parametrar och siktdjup.

Stationsnät

		Djup,m	Lat	Long
Intensivstationer (Provtagning varje månad)				
VH3	Hanöbukten 3	16	55 49,99	14 15,83
K6	S Kasen (Pukaviksbukten)	27	56 06,69	14 49,42
K19	Torhamns skärgård	4,5	56 04,89	15 49,12
Grundnätstationer (Provtagning jan, mars, maj, juli, sept, nov)				
VH4	Hanöbukten 4	18	55 39,00	14 17,83
VH1	Hanöbukten 1	9	55 58,99	14 30,83
L12	Falkvik (Sölvesborgsviken)	7	56 07,69	14 34,73
K7	Karlshamnshjärden	9	56 09,69	14 51,73
K12	Ronnebyfjärden	10	56 09,49	15 17,82
NY	NV Aspö	16	56 07,89	15 30,12
KAARV 4	NE Aspö (yttre redden)	21	56 08,01	15 35,98
K21	SE Verkö	14	56 08,89	15 39,62
S10	Östra Stärkelsefabriken	7	56 08,19	15 57,22
KL8	Kristianopel	2	56 15,19	16 02,41
Påbyggnadsnät (Provtagning september)				
K1	Inre Sölvesborgsviken	2	56 02,49	14 35,13
K24	Pukavik	11	56 08,69	14 41,93
K27	Nastensö	9	56 08,89	14 56,52
K30	Tärnö	11	56 07,49	14 58,13
K28	Tjärö	15	56 10,09	15 12,42
K29	Ronneby	11	56 09,49	15 16,62
K26	Saltö	8,5	56 09,49	15 33,22

Mjukbottenfauna

Metoder

Mjukbottenfauna har provtagits och analyseras enligt BIN B R06 (Naturvårdsverket, 1986). Vid varje station togs 3 hugg med Van Veen-hämtare utom på stationen vid Kristianopel (KL8) där fem prover med en mindre provtagare, ekmanhuggare, har insamlats. Proverna konserverades sedan i buffrad 4 % formalin färgad med bengalrosa.

Sediment från varje bottenfaunastation provtogs för bestämning av vattenhalt, organisk halt och kornsammansättning. Bottenvatten från stationerna provtogs och analyserades med avseende på temperatur, syrgasinnehåll och syrgasmättnad.

Provtagningen genomfördes i maj 2002.

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för variablerna glödförlust, sedimentets oxiderade skikt, artantal, individantal, biomassa och djursamhällets diversitet. Diversiteten har beräknats enligt Shannon-Wiener med e-logaritmerade värden. Djursammansättningen har dessutom analyserats med hjälp av multidimensional scaling, en multivariat metod som ofta används vid analys av djur- eller växtsamhällen. Vid analysen har programpaketet PRIMER från Plymouth University använts (Field m fl, 1982).

Parametrar

Insamlad makrofauna har bestämts till art. För vissa svårbestämda grupper anges högre taxonomisk nivå, som släkte eller familj. Följande parametrar (och enheter) har analyserats

• Provvolym		l
• Sedimentets lukt/färg		ingen, svag, stark
• Oxiderade skiktets tjocklek		cm
• Vattenhalt		%
• Torrsubstans		%
• Glödförlust		% av TS
• Kornstorleksfördelning		Enl. SGU
• Artbestämning, artsammansättning, artantal		artantal/m ²
• Individtäthet (abundans)	- per art	individantal/m ²
	- totalt	
• Biomassa	- per art	g våtvikt/m ²
	- totalt	
• Storleksfördelning av Östersjömussla	< 5	mm
	5-10	mm
	> 10	mm
• Bottenvattnets temperatur		°C
• Bottenvattnets syrgasinnehåll		mg O ₂ /l
• Bottenvattnets Syrgasmättnad		% O ₂

Bilaga 1

4(10)

Stationsnät

St.nr	Namn	Djup m	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84
KD1	Torsteberga	14,2	55 57,984	14 32,120
KD2	Helgeåns mynning	14,0	55 51,996	14 16,654
N7	Valjeviken	7,0	56 02,437	14 32,231
L12	Sölvesborgviken (Inre redden)	5,8	56 01,692	14 34,755
N5	V. Rönholmen	7,0	56 08,744	14 41,156
N6	V. Gryn	15,5	56 07,865	14 43,405
M1	SO. Rockegrund	15,6	56 07,068	14 47,209
M2	O. Nygrund	17,1	56 07,400	14 45,695
KA	V. Stjärnö	14,7	56 08,825	14 49,325
KN	V. Eneskär (Karlshamnsfjärden)	23,1	56 08,495	14 53,437
T/H	SV. Tärnö	39,0	56 04,566	14 56,123
TÖ	O. Tjärö	15,4	56 10,058	15 03,759
RY	Ronnebyfjärden	9,7	56 09,504	15 17,676
B2	Tånghällan	25,0	56 06,495	15 09,660
K3	V. Aspö	9,0	56 07,156	15 30,715
N3	V. Saltö (Danmarksfjärden)	9,8	56 10,252	15 33,287
KAARV1	SO. Trossö	19,5	56 09,219	15 36,927
KAARV2	SO. Trossö	19,8	56 08,945	15 36,706
KAARV3	SO. Trossö	18,8	56 08,610	15 36,427
KAARV4	NO. Aspö	20,8	56 08,018	15 35,969
KAARV5	O. Aspö	20,8	56 07,621	15 35,602
N2	NO. Aspö (Y. redden)	14,6	56 07,798	15 34,303
K5	SO. Trossö	13,0	56 08,998	15 36,535
N1 (7)	N. Pottneholmen (Ö. fjärden)	15,2	56 09,035	15 40,012
K7	N. Sturkö (Kyrkfjärden)	7,3	56 07,377	15 41,292
PMK 8	Torhamnsfjärden	4,2	56 05,104	15 48,456
PMK 5	Kållafjärden	12,6	56 04,244	15 45,272
KL11	Kristianopel	2,0	56 15,032	16 02,616

Hårdbottenprovtagning

Metoder

Provtagningen är en modifierad variant av BIN V R112-113 (Naturvårdsv, 1986). Provtagning gjordes i september-oktober 2002.

Omvärldsfaktorer

Förutom direkta mätningar och provtagningar noterades även följande för att underlätta tolkningen av resultaten:

- Datum
- Vindriktning
- Vindstyrka (m/s)
- Våghöjd (m)

Profilutläggning

Ett måttband fästes i medelvattenlinjen. Profilerna har omfattat området ner till det djup där hårdbotten övergår i mjukbotten. På några lokaler där bottenlutningen är flack har måttbandet lagts ut till 100 m och längre ut har endast stickprover gjorts för att konstatera djupaste tångförekomst mm. Hela profilen och stickprovskyd har videofilmats.

Fältmätningar

- Linjetaxering längs profilen.

Samtliga observationer och skattningar gjordes i en tänkt korridor på ca 3-5 m bredd åt vardera hållet från linan – korridorens bredd är beroende av siktdjupet vid dyktillfället.

Djup och avstånd från 0-punkten anges för:

- de dominerande växternas täckningsgrad och kondition/status,
- bottensubstrat (typ, %),
- nedslamning,
- förekomst av lösliggande tång,
- typ och mängd av påväxt,
- nyrekrytering av blås- och sågtångsplantor (fristående plantor och vid basen av äldre plantor)
- betningsskador på blås- och sågtång,
- annat, exempelvis blåmusslans (*Mytilus*) täckningsgrad.

- Blåstång (*Fucus vesiculosus*)

Blåstångens täckningsgrad bestämdes enligt en 7-gradig skala, i 10 st utslumpade rutor om 0,5 x 0,5 m (0,25 m²), på ett djup av 1-1,5 m. Påväxten med epifytiska alger uppskattades i varje ruta enligt samma 7-gradiga skala. I de fall större tätheter av blåstång fanns på andra djup, utfördes motsvarande uppskattning av blåstångens täckningsgrad även på dessa djup.

Blåstångsplantornas maximala höjd mättes i varje ruta.

- **Fucusbältet; blåstång** (*F. vesiculosus*) och **sågtång** (*F. serratus*).

I profilen noterades övre och undre gräns för det kontinuerliga Fucusbältet. Kontinuerligt Fucusbälte definieras som en täckningsgrad >25 % av Fucus. Den undre gränsen för enstaka Fucusindivid (samt om möjligt den undre gränsen för rödalgsförekomst) noterades också.

Kvantitativ och kvalitativ provtagning

- Fucus; blåstång (*F. vesiculosus*) och sågtång (*F. serratus*). Proverna togs på 1-1,5 m djup.

Bilaga 1 6(10)

Fauna och påväxt provtogs genom insamling av 3 blåstångsplantor från varje lokal.

Varje planta plaserades i en nätkasse med en maskvidd av 1 x 1 mm. Proverna frystes i väntan på analys.

Epifytiska alger¹ artbestämdes och biomassan bestämdes artvis efter torkning till konstant vikt vid 60 °C. Faunan artbestämdes, abundans och biomassa beräknades artvis, biomassan bestämdes som våtvikt.

Varje planta bearbetades separat.

Närsaltsanalyser på årsskott av blåstång.

Årsskotten från 10 st individuella plantor befriades från påväxt och sköljdes i vatten från provtagningsplatsen.

Provmaterialet fick torka till konstant vikt i 60 °C och förvarades i excikator i väntan på analys

Proverna analyserades på totalkol, totalfosfor och totalkväve.

		Enhet	Detektions-gräns
– Totalkol	Tot-C	mg C / kg TS	≤ 10
– Totalfosfor	Tot-P	mg P / kg TS	≤ 50
– Totalkväve	Tot-N	mg N / kg TS	≤ 100

- Rödalgsbältet

I rödalgsbältet togs 3 rutor om 0,2 x 0,2 m (1/25) på ett bottensubstrat bestående av block, sten eller häll. Rutorna plockades och skrapades rena på alger. Innehållet i varje pevruta artbestämdes och biomassan bestämdes artvis efter torkning till konstant vikt vid 60 °C. Proverna konserverades i avvaktan på bearbetning genom frysning.

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för variablerna tångens näringsinnehåll, artantal, individantal, biomassa och växt- och djursamhällets diversitet. Diversiteten har beräknats enligt Shannon-Wiener med e-logaritmerade värden. Växt- och djursammansättningen har dessutom analyserats med hjälp av multidimensional scaling, en multivariat metod som ofta används vid analys av djur- eller växtsamhällen. Vid analysen har programpaketet PRIMER från Plymouth University använts (Field m fl, 1982).

Stationsnät

St.nr	Namn		R Djup m	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84	Bäring
H3	Simrishamn	E	6	55 31,98	14 21,62	110
H2	Karakås	E	6	55 40,49	14 16,27	045
H1	Rakö	E	6	55 59,03	14 27,41	080
Ma11	Björknabben (3)	E	6	55 59,44	14 40,00	240
Ma9	Norrören (2)	E	6	56 07,55	14 42,16	130
Ma8	Rockegrund (Pukaviksbukten)	E	6	56 07,47	14 47,22	000
Ma7	Stärnö udde	E	6	56 08,02	14 50,26	104
Ma6	Tärnö	E	6	56 07,12	14 57,39	235
Ma5	Lindeskär (Ronnebyfjärden)	S	3	56 09,28	15 16,71	310
Ma4	Lindö (1)	E	6	56 07,13	15 20,81	170
Ma3	Hallarna (N. Hasslö)	S	3	56 07,05	15 26,87	000
Ma2	Getskär (Kna. skärgård)	S	3	56 08,78	15 35,98	225
LöSS	Liten ö S om Sturkö	E	6	56 04,04	15 41,20	185
Ma1	Hästholmen (Torhamn)	S	3	56 04,60	15 45,00	140
Ma15	Ö. Stärkelsefabriken	E	6	56 08,47	15 55,94	105

Siffror inom parentes, under ”Namn”, svarar mot stationer undersökta i samband med Hanöbuktsundersökningen 1987-1988.

S = Skyddad station, E = Exponerad station

Metaller och andra miljögifter i biota (blåmussla)

Metoder för insamling

Blåmussla (*Mytilus edulis*) provtogs och analyserades enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp för metaller och miljögifter i biologiskt material (kontaktperson: Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuseet, Gruppen för miljögiftsforskning).

Musslorna insamlades på ett djup mellan 1,5 - 2,5 meter i samband med dykning vid hårbottenprovtagningen, under september-oktober. På varje station insamlades individer i storleksintervallet 30 - 40 mm (om möjligt). Metaller och klorerade organiska substanser analyseras på ett samlingsprov per station.

I varje samlingsprov ingick för analys av metaller 25 individer, och för klorerade organiska ämnen 50 individer. Representativa individer valdes dvs. individer med påväxt undveks, likasom individer med eroderade eller borrarade skal. Musslorna sköljdes utvändigt i rent vatten från insamlingslokalen för att avlägsna sediment och annat främmande material. Musslorna transporterades till laboratoriet i vatten från respektive provtagningslokal. Före preparering placerades musslorna på ett polyetennät upplyft över botten av ett glasakvarium för att ges möjlighet till rening från sediment och annat främmande material inklusive feces. Akvariet fylldes med vatten taget från samma lokal som proverna insamlades.

Preparering

Musslorna öppnades och skal respektive mjukvävnad tilläts rinna av på ett laboratorieläskpapper i 5 - 15 minuter. Mjukdelarna från musslor för metallanalys placerade därefter i förvägda polyetenkapslar medan musslor för analys av klorföreningar placerades i glasburkar med foliepapper mellan burken och locket. Såväl mjukdelar som skal vägdes individuellt för varje mussla. Alla instrument och övrig utrustning diskades enligt nedanstående schema för att undvika kontaminering.

- normal disk med diskmedel,
- sköljning i HNO₃ p.a./destillerat vatten; spädning 1+6,
- sköljning i destillerat vatten,
- sköljning i aceton p.a. och spektrografsprit 1+1.

Proverna infrysades varefter metallproverna frystorkades till konstant vikt och vägdes igen. Fram till analys förvaras frystorkat material i excikator och fryst material vid -20°C

Parametrar

Parameter	Enhet	Detektionsgräns
Musslor		
• Maximal skallängd	mm	
• Maximal skalbredd	mm	
• Skalvikt	g	
• Mjukdel färskvikt	g	
• Mjukdel torrsvikt	% av färskvikt	
• Mjukdel fetthalt	% av färskvikt	

Bilaga 1 8(10)

Metaller

• Bly	Pb	mg / kg TS	≤ 0,07
• koppar	Cu	mg / kg TS	≤ 0,07
• Krom	Cr	mg / kg TS	≤ 0,007
• Nickel	Ni	mg / kg TS	≤ 0,02
• Kadmium	Cd	mg / kg TS	≤ 0,07
• Kvicksilver	Hg	mg / kg TS	≤ 0,001
• Zink	Zn	mg / kg TS	≤ 0,4

		Enhet	Detektionsgräns
Klororganiska miljögifter			
• Extraherbara organiska klorföreningar	EOCl	mg / kg TS mg / kg fett mg / kg färskvikt	≤ 5
• Klorgajakoler		µg / kg TS µg / kg fett µg / g färskvikt	≤ 1-5
• Klorfenoler		µg / kg TS µg / kg fett µg / kg färskvikt	≤ 1-5

OBS: Analyserna av klorgajakoler och klorfenoler utgick vid undersökningarna 2001 eftersom materialet inte var tillräckligt stort för att få tillräcklig upplösning

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period, dvs 1998-2002. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för de olika analyserade ämnena.

Stationsnät

St.nr	Namn	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84	Bäring	Parameter
H3	Simrishamn	55 31,98	14 21,62		Me+EOCl
H2	Karakås	55 40,49	14 16,27		Me+EOCl
H1	Rakö	55 59,03	14 27,41		Me+EOCl
	Sölvesborgsviken (Kiaskär)	56 01,97	14 35,10		Me
	Jordskär, (Svarta stenar)	56 08,56	14 45,98		Me+EOCl
Ma9	Norrören (2)	56 07,55	14 42,16	130	Me+EOCl
Ma8	Rockegrund (Pukaviksbukten)	56 07,47	14 47,22	000	Me+EOCl
Ma1	Hästholmen (Torhamn)	56 04,60	15 45,00	140	Me+EOCl

Siffror inom parentes, under "Namn", svarar mot stationer undersökta i samband med Hanöbuktsundersökningen 1987-1988.

Me = Metallanalyser.

EOCl = Analys av Extraherbara organiska klorföreningar (EOCl och EPOCl)

Fiskfysiologi

Provfisket av tånglake utfördes av lokala fiskare från början av november och tre veckor framåt under 2002. De recipientlokaler som provfiskades för Södra Cell Mörrum var Jordskär och Kladdenabben medan Tosteberga och Utkörningen provfiskades för Nymölla bruk. Referenslokaler till Södra Cell Mörrum var Åhus och Torhamn medan dessa två lokaler samt Kråknabben (Hällevik) användes som referenslokaler till Nymölla bruk (Karta 1). Under perioden 1998-2001 har lokal Kråknabben ingått som recipientlokal medan den fr o m 2002 har omdömts till referenslokal. Orsaken till detta är att lokalen troligen endast nås av avloppsvatten från Nymöllas bruk (och eventuellt också från Södra Cell Mörrum) som är så utspädd att varken påverkan eller effekter antas föreligga på lokalen (VBB, 1984). Istället har därför en ny lokal, Utkörningen, som är geografiskt mer närbelägen Nymölla bruks utsläppspunkt lagts till kontrollprogrammet. Utkörningen ligger på ungefär samma avstånd öster om Nymölla bruks utsläppspunkt som den andra recipientlokalen (Tosteberga) ligger väster om punkten. Länsstyrelsen i Skåne har godkänt omdömmen av lokal Kråknabben till referenslokal och tillägget av en ny recipientlokal i beslut daterat 2002-10-31.

St.nr	Namn		Lat °N WGS-84	Long °E WGS-84
	Hällevik (Kråknabben)	(Referens)	56 00,0	14 42,6
	Tosteberga		55 59,4	14 26,3
	Åhus	Referens	55 56,7	14 20,0
	Utkörningen		56 01,1	14 32,7
	Kladdenabb		56 05,9	14 43,2
	Jordskär, (Svarta stenar)		56 08,6	14 46,3
	Torhamn, Långören	Referens	56 03,5	15 49,8

Provtagningen av tånglakehonor genomfördes med samma procedur för samtliga fiskar. Enligt kontrollprogrammet skall 50 gravida honor per lokal användas till reproduktionsstudien, varav 25 av dessa, från varje lokal, även skall användas till såväl fysiologiska-, biokemiska-, histopatologiska som kemiska analyser. Analys av steroler samt fett- och hartssyror i galla gjordes på fem poolade prover (bestående av fem individer per prov) per lokal. De kemiska analyserna utfördes av Firma Sebastian V. Schoultz, Åbo, Finland. Levermikrosomerna preparerades fram efter en modifiering av Förllin & Andersson (1985). EROD-aktiviteten analyserades enligt Stagg & Addison (1995) och protein bestämdes enligt Bradford (1976). CYP1A-halten bestämdes spektrofotometriskt efter en modifiering av Celander & Förllin (1991) enligt ett ELISA-protokoll från Biosense (Norge). Aktiviteten av alanin transaminas (ALAT) och aspartat transaminas (ASAT) i blodplasma bestämdes spektrofotometriskt vid institutionen för klinisk kemi på SLU, Uppsala. Leversnitt framtofs, enligt standardprocedur, av avdelningen för cytologi och patologi vid Helsingborgs lasarett. Bedömningen av de fixerade leverproverna gjordes av docent Göran Magnusson. Längd, kroppsvikt, levervikt, somatisk vikt (total vikt minus magtarpaket och gonader) och ett antal morfometriska index bestämdes på samtliga fiskar. Antalet levande samt eventuella döda och/eller missbildade

Bilaga 1

10(10)

yngel räknades separat per hona. Procentandel retarderade yngel (större respektive mindre än 15 mm samt totalt), procentandelen döda (större respektive mindre än 15 mm) och procentandelen missbildade yngel bestämdes enligt Neumann *et al.* (1999). Samtliga yngel längdmättes (i 2.5 mm intervaller) och totalvikten av samtliga yngel (levande respektive döda) per hona registrerades. Ett antal index räknades fram som mått på fortplantningen. Yngelklassning utfördes enligt en fyrgradig skala efter en modifiering av Sandström *et al.* (1996). Gonadvikten räknades som vägd tom gonadsäck plus vikten av tillhörande yngel.

En okulär besiktning av tånglakarna genomfördes, där parasitförekomst och skador i gäl- och bukhåla noterades. Statistisk behandling genomfördes med envägs-ANOVA (parametrisk test) efter log-transformering av samtliga data med undantag för bedömningen av vakuoliseringsgraden, ASAT/ALAT-analyserna samt för andelen retarderade, döda och missbildade yngel där ett icke-parametrisk test (Kruskal-Wallis) användes. För att finna skillnader mellan lokalerna efter ANOVA-test användes Scheffé´s post-hoc-test för samtliga parametrar. För att påvisa skillnader mellan lokalerna efter icke-parametriska test användes Mann-Whitney U-test. Statistisk signifikans noterades vid 95% ($p < 0,05$).

Omfattande statistiska analyser (ANOVA och Kruskal-Wallis) utfördes också på hela datamaterialet över perioden 1998-2002 för samtliga parametrar. Data har här analyserats med avseende på att se eventuella skillnader mellan år, där samtliga lokalers data sammanslagits till en grupp för respektive år, och mellan lokalerna, där samtliga data från alla åren sammanslagits till en grupp för respektive lokal. Dessutom har samtliga recipientlokaler respektive referenslokaler för respektive bruk sammanslagits med avseende på respektive parameters data. Därefter har variansanalys utförts för ”recipienten” mot ”referensen”. Utöver detta har ett antal korrelationer och regressioner utförts.

kväve (ton)

	Vattendrag-----						Industrier-----				Reningsverk-----								Totalbelastning	
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bråkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik		Totalt
jan	444,4	28,7	100,0	46,9	26,2	26,0	672,3	11,0	9,9	0,2	21,1	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	707,6
feb	1011,7	71,4	263,7	65,1	53,7	52,2	1517,7	11,3	10,2	0,2	21,7	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	1553,6
mar	748,7	81,2	245,4	72,0	43,3	49,9	1240,4	11,4	8,4	0,2	20,1	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	1274,7
apr	248,9	35,5	92,3	25,3	13,4	12,3	427,8	12,6	14,3	0,2	27,2	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	469,2
maj	161,2	22,0	66,6	26,3	8,5	5,3	289,8	18,9	15,4	0,2	34,5	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	338,5
jun	120,0	24,5	63,8	19,9	10,5	3,8	242,4	22,3	18,1	0,2	40,6	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	297,3
jul	79,9	15,3	52,9	14,7	4,1	3,5	170,4	26,4	12,2	0,2	38,8	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	223,4
aug	47,7	17,5	35,2	10,4	1,3	3,2	115,3	25,2	8,3	0,2	33,8	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	163,2
sep	19,2	9,3	21,4	5,3	0,8	0,7	56,8	13,9	7,1	0,2	21,2	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	92,2
okt	75,3	10,3	30,3	8,5	5,6	2,4	132,4	13,2	6,1	0,2	19,5	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	166,2
nov	214,7	8,1	43,0	35,5	10,9	15,5	327,6	9,1	3,1	0,2	12,4	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	354,2
dec	257,7	15,0	48,0	20,4	10,7	27,4	379,1	12,4	6,5	0,2	19,1	4,9	2,7	2,2	1,9	0,9	1,2	0,5	14,2	412,5
	3429,2	338,7	1062,6	350,2	189,1	202,3	5572,1	187,7	119,6	2,7	310,0	59,3	31,8	26,2	23,0	10,6	14,0	5,5	170,4	6052,5

fosfor (ton)

	Vattendrag-----						Industrier-----				Reningsverk-----								Totalbelastning	
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bråkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik		Totalt
jan	9,91	0,11	2,59	1,37	0,58	1,17	15,72	0,43	1,02	0,18	1,63	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	17,94
febr	23,83	0,72	6,96	2,02	1,54	1,78	36,85	0,76	0,84	0,18	1,77	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	39,21
mar	13,65	1,23	6,38	1,38	1,87	0,79	25,30	1,83	0,90	0,18	2,90	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	28,79
apr	4,10	0,51	2,89	0,63	0,37	0,82	9,31	1,50	3,03	0,18	4,71	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	14,60
maj	3,31	0,33	3,09	1,15	0,27	0,32	8,47	2,76	5,58	0,18	8,51	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	17,57
jun	2,78	0,47	3,26	0,83	0,34	0,19	7,87	2,94	4,11	0,18	7,23	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	15,68
jul	2,02	0,14	2,36	0,40	0,10	0,13	5,15	2,29	2,43	0,18	4,90	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	10,63
aug	1,35	0,10	1,45	0,27	0,02	0,09	3,30	2,55	1,30	0,18	4,03	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	7,91
sep	0,67	0,09	0,68	0,18	0,01	0,02	1,65	1,59	0,84	0,18	2,61	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	4,84
okt	1,23	0,07	0,81	0,26	0,05	0,06	2,48	0,96	0,50	0,18	1,64	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	4,70
nov	2,69	0,10	1,10	0,98	0,16	0,45	5,49	0,45	0,56	0,18	1,19	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	7,26
dec	3,58	0,23	1,22	0,36	0,18	0,41	5,97	0,81	0,87	0,18	1,85	0,19	0,14	0,08	0,10	0,02	0,03	0,02	0,58	8,40
	69,12	4,11	32,79	9,83	5,49	6,23	127,57	18,87	21,98	2,10	42,95	2,30	1,70	0,90	1,23	0,23	0,40	0,25	7,01	177,52

Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2002
Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton

Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2002

Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton.

Signifikanta trender (korrelation) anges med fet stil, minustecken anger minskande mängder.

Data är erhållna från industrierna, databasen Cemir och för vattendragen från SLU hemsida

http://info1.ma.slu.se/www_ma.acgi?Projekt?ID=Intro

kväve (ton)

	Vattendrag-----							Industrier-----				Reningsverk-----							
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bråkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik	Totalt *
1990	3815,0	130,5	629,4	194,6	81,4	132,0	4982,9					130,2	64,0		50,3	16,3			196,80
1991	2763,0	218,9	591,8	219,4	91,8	151,0	4035,9					123,7	59,3			16			
1992	3068,0	171,9	568,9	237,6	94,9	128,1	4269,4					162,9			40	14			216,90
1993	2970,0	234,3	621,6	228,3	115,1	156,8	4326,1					175	52,6		39,3	15			229,30
1994	3875,0	337,6	984,7	380,9	226,1	334,0	6138,4	306,2				199	29,0		47,9	14,3			261,20
1995	2727,0	387,7	1068,3	312,5	163,5	245,0	4904,0					174	24,0		55,9	14,3			244,20
1996	1208,0	159,0	399,9	194,9	91,1	229,9	2282,9					170			48	13			231,00
1997	1230,0	180,0	445,3	188,1	82,4	152,7	2278,5					41,8			49	9,9			100,70
1998	3054,0	235,0	782,9	244,5	125,8	177,0	4619,2		124,0			30			56	5			91,00
1999	3013,0	303,0	977,3	209,3	168,7	237,0	4908,3		118,0			36							
2000	2441,4	242,3	730,5	303,5	132,6	194,6	4045,0	137,9	127,8	1,9	267,6	34,0	20,0	27,4	42,5	6,8	13,4	2,7	83,30
2001	2529,8	261,8	861,9	318,9	164,8	256,0	4393,1	145,4	118,3	2,0	265,7	49,0	24,1	29,0	21,2	4,5	15,4	4,5	74,70
2002	3429,0	338,7	1062,6	350,2	189,1	202,3	5571,9	187,7	119,6	2,7	310,0	59,3	31,8	26,2	23,0	10,6	14,0	5,5	92,90
trend	<i>-0,07</i>	<i>0,23</i>	<i>0,36</i>	<i>0,24</i>	<i>0,29</i>	<i>0,15</i>	<i>0,07</i>	<i>-0,88</i>	<i>-0,32</i>		<i>0,85</i>	<i>-0,82</i>	<i>-0,52</i>		<i>-0,52</i>	<i>-0,77</i>			<i>-0,85</i>

fosfor (ton)

	Vattendrag-----							Industrier-----				Reningsverk-----							
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bråkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik	Totalt *
1990	87,00	2,34	16,28	5,99	1,26	3,09	115,96					2,07	0,7		0,857	0,18			3,11
1991	71,10	4,40	17,97	6,48	1,66	4,09	105,71					1,68	0,9			0,15			
1992	84,90	4,00	14,71	9,44	1,73	3,05	117,83					2,15			0,7	0,18			3,03
1993	87,00	5,80	13,29	6,47	1,41	3,94	117,90					1,67	1,2		0,674	0,18			2,52
1994	56,60	6,40	27,43	12,94	3,95	9,01	116,33	54,30				2,03	1,0		1,04	0,15			3,22
1995	53,00	5,00	26,72	8,32	4,33	7,12	104,49					1,8	0,7		0,64	0,116			2,56
1996	31,70	4,54	10,40	5,29	1,82	5,32	59,08					1,6			0,42	0,14			2,16
1997	28,00	5,55	12,34	4,81	1,56	3,99	56,25					1,2			0,6	0,25			2,05
1998	59,00	3,51	23,22	6,61	2,54	3,74	98,62		12,16			1,4			0,84	0,094			2,33
1999	67,00	5,52	25,20	4,40	3,50	5,30	110,92					1,2							
2000	55,22	3,21	20,68	6,15	2,62	4,84	92,72	12,28	13,46	3,0	28,74	1,0	1,1	1,7	0,7	0,05	0,59	0,13	1,75
2001	57,92	3,20	23,09	7,72	3,64	7,78	103,35	11,72	12,36	2,6	26,68	2,0	1,2	0,7	0,9	0,10	0,40	0,11	3,00
2002	69,10	4,11	32,79	9,83	5,49	6,23	127,55	18,87	21,98	2,10	42,95	2,30	1,70	0,90	1,23	0,23	0,40	0,25	3,76
trend	<i>-0,43</i>	<i>-0,08</i>	<i>0,51</i>	<i>-0,06</i>	<i>0,63</i>	<i>0,40</i>	<i>-0,14</i>	<i>-0,93</i>	<i>0,73</i>		<i>0,80</i>	<i>-0,26</i>	<i>0,73</i>		<i>0,32</i>	<i>-0,21</i>			<i>-0,06</i>

* = Karlskrona, Ronneby, Sölvesborg och Nogersund

Mörrumsån

Metalltransport, total mängd

	Cu ton	Zn ton	Cd ton	Pb ton	Hg ton	Cr ton	Ni ton
1991	0,74	2,87	0,009	0,11			
1992	0,65	2,02	0,008	0,11			
1993	0,72	2,01	0,005	0,06			
1994	1,35	4,47	0,011	0,37			
1995	2,10	5,07	0,016	0,39	0,0082		
1996	0,62	1,17	0,006	0,20	0,0019	0,18	0,43
1997	0,92	1,50	0,008	0,19	0,0019	0,27	0,40
1998	1,32	2,46	0,010	0,42	0,0041	0,37	0,74
1999	1,40	3,24	0,015	0,53	0,0032	0,50	0,84
2000	1,21	4,12	0,014	0,46	0,0022	0,42	0,70
2001	1,52	2,92	0,016	0,57	0,0031	0,55	0,86

<i>trend :</i>	<i>0,46</i>	<i>0,12</i>	<i>0,58</i>	<i>0,84</i>	<i>-0,47</i>	<i>0,94</i>	<i>0,84</i>
----------------	-------------	-------------	-------------	--------------------	--------------	--------------------	--------------------

Lyckebyån

Metalltransport, total mängd

	Cu ton	Zn ton	Cd ton	Pb ton	Hg ton	Cr ton	Ni ton
1991	0,20	1,58					
1992	0,20	0,97					
1993	0,23	1,38	0,0028	0,02			
1994	0,51	5,07	0,0067	0,10			
1995	0,36	1,73	0,0046	0,11	0,0016		
1996	0,27	1,26	0,0048	0,20	0,0013	0,09	0,22
1997	0,16	0,69	0,0028	0,11	0,0011	0,07	0,11
1998	0,24	1,00	0,0032	0,13	0,0007	0,08	0,16
1999	0,28	1,39	0,0054	0,14	0,0011	0,12	0,20
2000	0,32	1,66	0,0068	0,15	0,0012	0,12	0,22
2001	0,45	2,01	0,0089	0,21	0,0018	0,17	0,30

<i>trend :</i>	<i>0,32</i>	<i>-0,11</i>	<i>0,55</i>	<i>0,73</i>	<i>0,11</i>	<i>0,85</i>	<i>0,64</i>
----------------	-------------	--------------	-------------	--------------------	-------------	--------------------	-------------

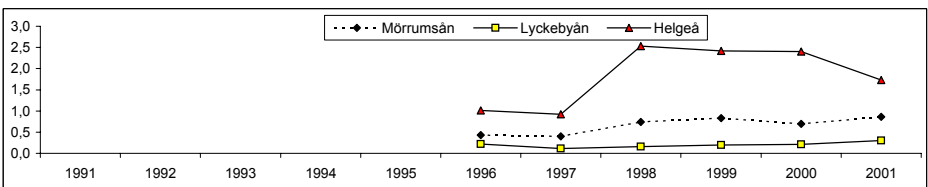
Helgeå

Metalltransport, total mängd

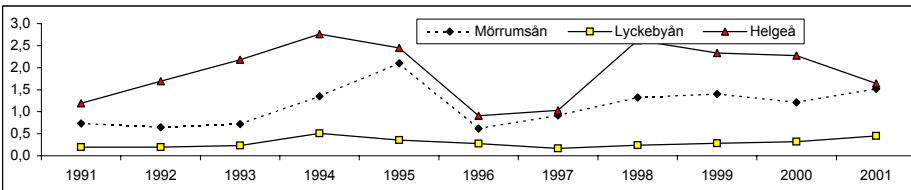
	Cu ton	Zn ton	Cd ton	Pb ton	Hg ton	Cr ton	Ni ton
1991	1,19	11,00					
1992	1,69	12,10					
1993	2,18	11,90					
1994	2,76	17,60					
1995	2,45	12,40					
1996	0,91	2,75	0,010	0,35		0,54	1,01
1997	1,03	3,98	0,014	0,40		0,73	0,92
1998	2,62	11,80	0,040	0,92		1,00	2,53
1999	2,33	10,20	0,041	1,15		1,38	2,42
2000	2,27	16,70	0,079	1,37		1,41	2,40
2001	1,64	6,34	0,030	0,76		0,92	1,73

<i>trend :</i>	<i>0,15</i>	<i>-0,19</i>	<i>0,63</i>	<i>0,69</i>		<i>0,67</i>	<i>0,58</i>
----------------	-------------	--------------	-------------	-------------	--	-------------	-------------

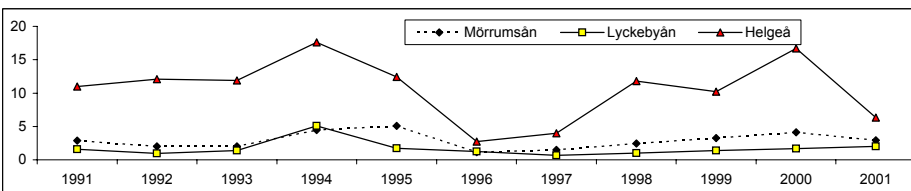
Ni (ton)



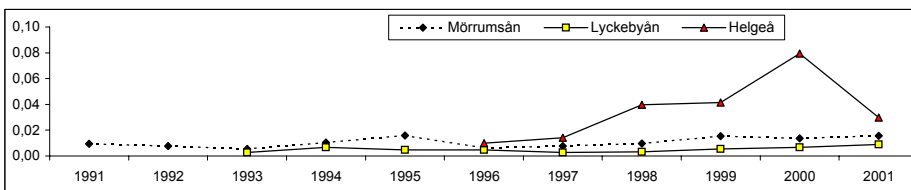
Cu (ton)



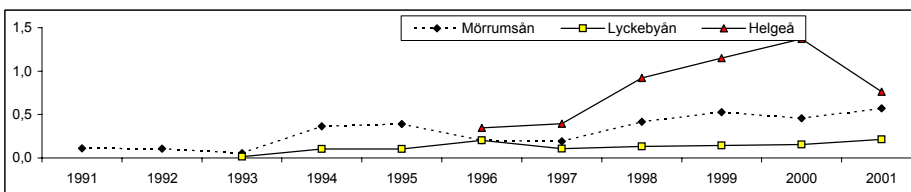
Zn (ton)



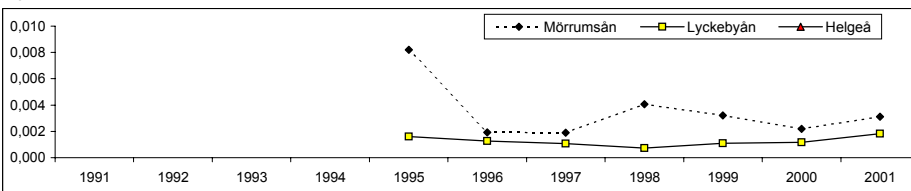
Cd (ton)



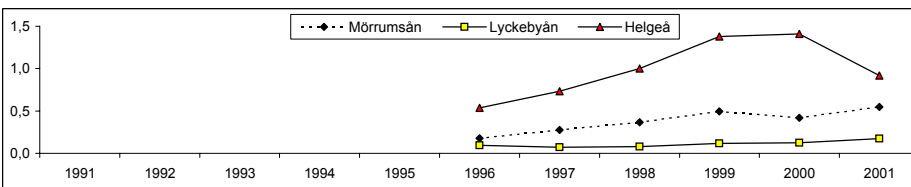
Pb (ton)



Hg (ton)



Cr (ton)



Mörrumsån

Metaltransport, flödesviktade halter

	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Hg mg/l	Cr mg/l	Ni mg/l
1991	0,0010	0,004	0,00001	0,00015			
1992	0,0009	0,003	0,00001	0,00015			
1993	0,0010	0,003	0,00001	0,00008			
1994	0,0013	0,004	0,00001	0,00034			
1995	0,0018	0,004	0,00001	0,00033	0,000007		
1996	0,0011	0,002	0,00001	0,00037	0,000004	0,0003	0,0008
1997	0,0014	0,002	0,00001	0,00030	0,000003	0,0004	0,0006
1998	0,0013	0,002	0,00001	0,00041	0,000004	0,0004	0,0007
1999	0,0014	0,003	0,00001	0,00050	0,000003	0,0005	0,0008
2000	0,0013	0,004	0,00001	0,00049	0,000002	0,0004	0,0007
2001	0,0015	0,003	0,00002	0,00055	0,000003	0,0005	0,0008

trend :	0,57	-0,14	0,55	0,92	-0,71	0,86	0,48
----------------	-------------	--------------	-------------	-------------	--------------	-------------	-------------

Lyckebyån

Metaltransport, flödesviktade halter

	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Hg mg/l	Cr mg/l	Ni mg/l
1991	0,0013	0,010					
1992	0,0014	0,007					
1993	0,0015	0,009	0,00002	0,0001			
1994	0,0016	0,016	0,00002	0,0003			
1995	0,0015	0,007	0,00002	0,0004	0,000007		
1996	0,0014	0,006	0,00002	0,0010	0,000006	0,0005	0,0011
1997	0,0011	0,005	0,00002	0,0007	0,000007	0,0005	0,0007
1998	0,0013	0,005	0,00002	0,0007	0,000004	0,0004	0,0009
1999	0,0013	0,006	0,00003	0,0006	0,000005	0,0005	0,0009
2000	0,0014	0,007	0,00003	0,0007	0,000005	0,0005	0,0010
2001	0,0018	0,008	0,00003	0,0008	0,000007	0,0007	0,0012

trend :	0,15	-0,40	0,76	0,68	-0,18	0,81	0,35
----------------	-------------	--------------	-------------	-------------	--------------	-------------	-------------

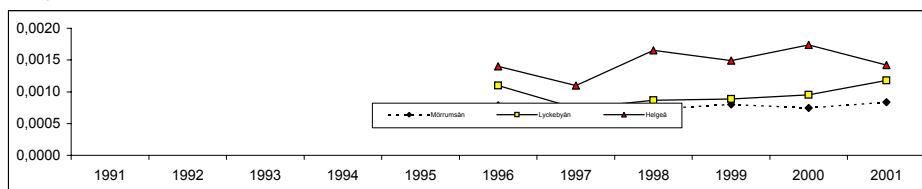
Helgeå

Metaltransport, flödesviktade halter

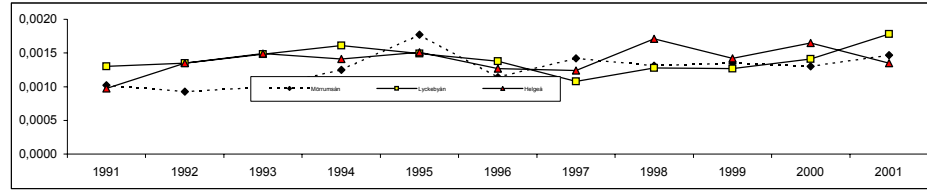
	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Hg mg/l	Cr mg/l	Ni mg/l
1991	0,0010	0,009					
1992	0,0014	0,010					
1993	0,0015	0,008					
1994	0,0014	0,009					
1995	0,0015	0,008					
1996	0,0013	0,004	0,00001	0,0005		0,0007	0,0014
1997	0,0012	0,005	0,00002	0,0005		0,0009	0,0011
1998	0,0017	0,008	0,00003	0,0006		0,0007	0,0017
1999	0,0014	0,007	0,00003	0,0007		0,0009	0,0015
2000	0,0017	0,012	0,00006	0,0010		0,0010	0,0017
2001	0,0014	0,005	0,00002	0,0006		0,0008	0,0014

trend :	0,48	-0,22	0,61	0,67		0,28	0,44
----------------	-------------	--------------	-------------	-------------	--	-------------	-------------

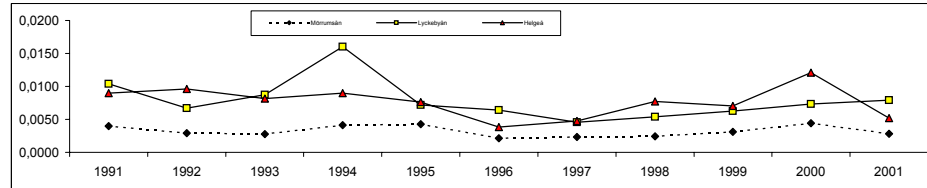
Ni (mg/l)



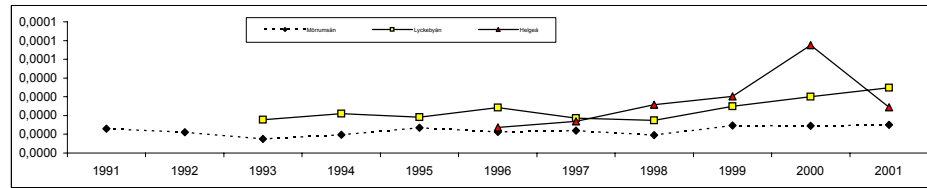
Cu (mg/l)



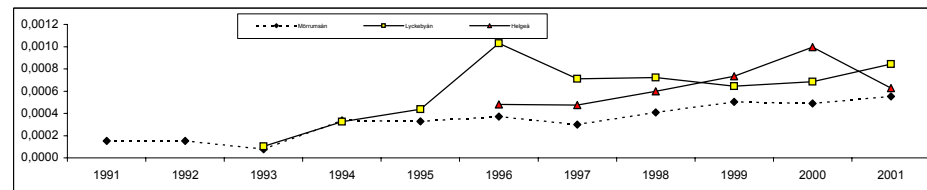
Zn (mg/l)



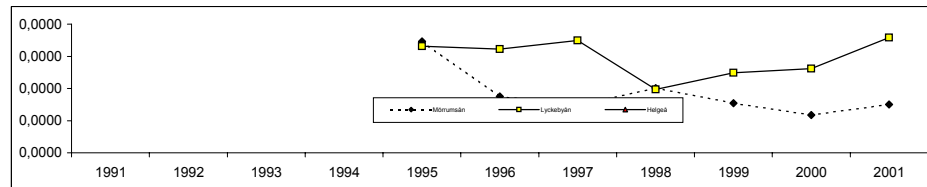
Cd (mg/l)



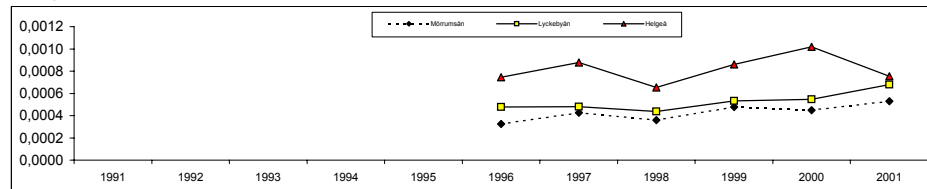
Pb (mg/l)



Hg (mg/l)



Cr (mg/l)



Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.

Klassningen är gjord efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

Statistisk tillståndsklassning av totalhalter av kväve och fosfor, lösta närsalter och klorofyll i ytvatten (0-10 meter), syrgas i bottenvatten samt siktdjup år 2002.

(Naturvårdsverket: rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljökvalitet)

Klass	Näringsämnen	Siktdjup	Syrgas
1	Mycket låg halt	Mycket stort siktdjup	Hög halt
2	Låg halt	Stort siktdjup	Mindre hög halt
3	Medelhög halt	Medelstort siktdjup	Låg halt
4	Hög halt	Litet siktdjup	Mycket låg halt
5	Mycket hög halt	Mycket litet siktdjup	svavelväte

Siktdjup: Augustivärdet. Annars medel av juli-september

Syrgas: Lägsta bottenvärdet som uppmätts under året

Po4-p, No2+3-N, Nh4-N: Vintervärden från januari-februari (ytskikt 0-10m)

Tot-P, Tot-N: Vintervärden från januari-mars samt sommarvärden juli-augusti (ytskikt 0-10 m)

Station	Djup m	Siktdjup m	O ₂ ml/l	PO ₄ -P µmol/l	Tot-P µmol/l	Tot-P µmol/l	NO ₂₊₃ -N µmol/l	NH ₄ µmol/l	Tot-N µmol/l	Tot-N µmol/l	Klorof-a µg/l	
	årstid	aug	aug-sep	jan-feb	jan-feb	juli	jan-feb	jan-feb	jan-feb	juli	juli-aug	
KL8	2	mv	>	6,81	0,58	1,29	2,12	83,75	5,94	99,9	38,6	
		klass		1	3	4	5	5	5	5		
S10	6	mv	5,2	6,23	0,56	0,86	0,82	3,51	0,19	23,3	17	
		klass	2	1	3	2	4	1	1	2	1	
K19	4	mv	>	5,69	0,53	0,79	0,85	3,81	0,56	23,6	20,4	0,1
		klass	2	2	2	2	4	1	1	2	2	1
K21	15	mv	5,9	4,49	0,47	0,74	0,78	6,28	1,59	30	20,4	
		klass	1	2	2	2	4	2	3	3	2	
KAARV4	21	mv	7,0	4,88	0,5	0,78	0,88	8,23	1,17	29,8	19,9	0,3
		klass	1	2	2	2	4	3	2	3	2	1
NY	16	mv	5,5	3,92	0,52	0,81	0,8	5,79	0,9	27,3	19,2	
		klass	1	3	2	2	4	2	2	3	2	
K12	10	mv	5,5	6,01	0,3	0,87	0,69	26,1	4,2	68,3	22,9	1,0
		klass	1	1	1	2	3	5	4	5	3	1
K7	10	mv	6,0	5,63	0,56	0,93	1,14	33,51	1,98	61,1	31,8	
		klass	1	2	3	3	5	5	3	5	4	
K6	27	mv	7,0	5,16	0,49	0,77	0,86	4,09	0,15	22,3	18,3	0,1
		klass	1	2	2	2	4	1	1	2	2	1
L12	6	mv	4,2	6,1	0,48	0,99	1,11	11,61	1,87	37	24,1	
		klass	2	1	2	3	5	4	3	4	3	
VH1	12	mv	6,5	6,19	0,56	0,78	0,73	3,65	0,1	19,6	27,5	
		klass	1	1	3	2	3	1	1	2	4	
VH3	16	mv	6,5	6,24	0,53	0,73	0,62	3,5	0,12	20,2	20,2	0,3
		klass	1	1	3	2	3	1	1	2	2	1
VH4	20	mv	8,8	5,88	0,55	0,75	0,54	3,32	0,13	20,1	16,5	
		klass	1	2	3	2	2	1	1	2	1	

Station K1-K30 har provtagits under september månad och bedömts som sommarvärden

K26	2	mv	7	6,10		1,03				21	
		klass	1	1		5				2	
K29	11	mv	7,3	5,87		0,9				21,8	
		klass	1	2		4				2	
K28	8	mv	7	5,94		0,72				19,9	
		klass	1	2		3				2	
K30	10	mv	6	6,04		0,76				20,8	2,9
		klass	1	1		3				2	3
K27	15	mv	6,8	5,96		0,66				20,1	
		klass	1	2		3				2	
K24	11	mv	5,5	5,13		0,81				21,3	4,4
		klass	1	2		4				2	4
K1	2	mv	1,5	5,98		3,36				33,7	
		klass	5	2		5				5	

**Statistisk avvikelseklassning för näringsämnen och klorofyll i ytvatten samt siktdjup.
Västra Hanöbukten / Blekinge under år 2002.**

(Naturvårdsverket: Rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet.)

Klass Näringsämnen/siktdjup/klorofyll-a

- 1** Ingen/obetydlig avvikelse
- 2** Liten avvikelse
- 3** Tydlig avvikelse
- 4** Stor avvikelse
- 5** Mycket stor avvikelse

Siktdjup: Augustivärdet. Annars medel av juli-september

Po4-p, No2+3-N, Nh4-N: Vintervärden från januari-februari (ytskikt 0-10m)

Tot-P, Tot-N: Vintervärden från januari-mars samt sommarvärden juli-augusti (ytskikt 0-10 m)

Station		Djup m	Siktdjup m	PO ₄ P µmol/l	Tot-P µmol/l	Tot-P µmol/l	NO ₂₊₃ -N µmol/l	NH ₄ µmol/l	Tot-N µmol/l	Tot-N µmol/l	Klorof-a µg/l
	vatten- oms.klass	årstid	aug	jan-feb	jan-feb	juli	jan-feb	jan-feb	jan-feb	juli	juli-aug
KL8	1	2 mv	>	2,9	3,69	10,6	41,88	59,4	8,33	3,22	
		klass		3	5	5	5	5	5	5	
S10	1	6 mv	0,52	2,8	2,46	4,1	1,76	1,90	1,94	1,42	
		klass	4	3	3	4	2	2	3	2	
K19	1	4 mv	>	2,65	2,26	4,25	1,91	5,60	1,97	1,70	0,1
		klass		3	3	4	2	2	3	3	1
K21	2	15 mv	0,85507	1,38	2,18	3,9	2,33	15,9	2,31	1,57	
		klass	2	2	3	4	3	4	3	2	
KAARV4	2	21 mv	1,01449	1,47	2,29	4,4	3,05	11,7	2,29	1,53	0,21
		klass	1	2	3	4	3	3	3	2	1
NY	2	16 mv	0,7971	1,53	2,38	4,0	2,14	9,0	2,10	1,48	
		klass	2	2	3	4	2	3	3	2	
K12	1	10 mv	0,55	1,5	2,49	3,45	13,05	42,0	5,69	1,91	1
		klass	3	2	3	3	5	5	5	3	2
K7	1	10 mv	0,6	2,8	2,66	5,7	16,76	19,8	5,09	2,65	
		klass	3	3	4	5	5	5	5	4	
K6	1	27 mv	0,7	2,45	2,20	4,3	2,05	1,50	1,86	1,53	0,1
		klass	3	3	3	4	2	2	3	2	1
L12	1	6 mv	0,42	2,4	2,83	5,55	5,81	18,7	3,08	2,01	
		klass	4	3	4	5	5	4	4	3	
VH1	1	12 mv	0,65	2,55	2,23	3,65	1,83	1,00	1,63	2,29	
		klass	3	3	3	4	2	2	2	4	
VH3	1	16 mv	0,65	2,65	2,09	3,1	1,75	1,20	1,68	1,68	0,3
		klass	3	3	3	3	2	2	2	3	1
VH4	1	20 mv	0,88	2,75	2,14	2,7	1,66	1,30	1,68	1,38	
		klass	2	3	3	3	2	2	2	2	

Station K1-K30 har provtagits under september månad och bedömts som sommarvärden

K26	1	2 mv	0,7			5,15				1,75	
		klass	3			5				3	
K29	1	11 mv	0,73			4,5				1,817	
		klass	3			4				3	
K28	1	8 mv	0,7			3,6				1,658	
		klass	3			3				3	
K30	1	10 mv	0,6			3,8				1,733	2,9
		klass	3			4				3	4
K27	1	15 mv	0,68			3,3				1,675	
		klass	3			3				3	
K24	1	11 mv	0,55			4,05				1,775	4,4
		klass	3			4				3	5
K1	1	2 mv	0,15			16,8				2,808	
		klass	5			5				5	

Trendanalys av hydrografiska mätvärden (*Olof Liungman*)

Sammanfattning

Det är svårt att urskilja några trender i de hydrografiska mätserierna. Variationerna är stora både från mättillfälle till mättillfälle, mellan olika djup och från år till år. Det är också svårt att bedöma hur realistiska de statistiska trender som påvisats egentligen är.

Sammanfattningsvis pekar resultaten varken på någon förbättring eller försämring av vattenmiljön med avseende på övergödning, men ger möjligtvis en svag antydning till att närsaltshalterna minskar i vissa områden, framför allt i västra Hanöbukten.

För att kunna analysera långsiktiga förändringar krävs längre tidserier, helst med fler mättillfällen tätare i tiden.

Då eventuella trender är så osäkra är det inte meningsfullt att försöka korrelera dessa med andra faktorer såsom avrinning från land, väderförhållanden, etc. Fortsatt mätning, helst med högre frekvens, krävs för att långsiktiga trender ska kunna identifieras. En noggrannare analys av mätmetoder, mättillfällen och andra faktorer som påverkar resultaten synes också lämpligt.

Metod

Den analys som utförts baserar sig på samtliga uppmätta värden för perioden 1990-2001¹. Parametrarna ifråga är: salthalt, syrgashalt, halterna av fosfat-fosfor (PO₄), totalfosfor (TotP), nitrit (NO₂), nitrat (NO₃), ammonium (NH₄), totalkväve (TotN), silikat-kisel (SiO₄) och klorofyll-a (Chl-a) samt siktdjupet. Alla dessa parametrar har inte alltid uppmätts på alla stationer under hela perioden ifråga.

Trendanalysen har utförts med hjälp av s k linjär LMS-regression, en robust metod för data som kan innehålla enstaka mycket avvikande värden².

För **närsalterna** har endast vintervärden (november till februari) från djup mindre än 10 m tagits med i regressionen, eftersom övriga värden inte är relevanta med avseende på trender över flera år. Djupgränsen 10 m är en grov uppskattning av den mest produktiva zonen. Vintervärdena anger den för produktion tillgängliga halten av närsalter, medan de låga vårsommar- och höstvärdena avspeglar konsumtionen snarare än tillförseln.

Klorofyll-a uppvisar stora variationer. Detta beror till stor del på att värdena för Chl-a blir mycket höga om man råkar ta sitt prov just i samband med en algbloomning. Vid nästa provtagningstillfälle kan algbloomningen vara över och värdena blir mycket lägre. Klorofyll-a kan också uppvisa en kraftig rumslig variation, både vertikalt och horisontalt. För att motverka detta har halterna Chl-a integrerats över djupet, vilket ger innehållet av Chl-a i vattenkolumnen i µg/m² vattenyta. Trendanalysen har därefter utförts på dessa värden.

¹ För station KAARV4 (Y redan) finns endast mätdata för februari 1998.

² Se Rousseeuw P.J. och Leroy A.M. (1987): *Robust regression and outlier detection* (Wiley).

Bilaga 6:2

2(6)

Vad gäller **salthalten** har endast ytvärdena analyserats, vilket definierats som att provtagningsdjupet ska vara mindre än 3 m. Syftet är att möjliggöra en koppling till eventuella trender i avrinningen.

För **syrgashalten** är det bottenvärdena som är av intresse. Nära ytan är vattnet alltid mättat med syrgas och halterna är därför mer en funktion av temperaturen än någonting annat. Vid botten avspeglar syrgashalterna däremot nedfallet av organsikt material och därmed även produktionen. Det bör påpekas att flera stationer ligger så pass grunt att yt- och bottenvärden är i stort sett identiska.

Resultat

Nedanstående tabell visar lutningen i enheter/år på den linjära regressionslinjen för samtliga stationer och ovan uppräknade parametrar. Symbolerna \cap (YY) respektive \cup (YY) betyder att mätvärdena inte uppvisar någon linjär trend, utan snarare först ökande/minskande värden med ett maximum/minimum runt år YY varefter värdena tycks minska/öka. Parenteser runt lutningskoefficienten anger att trenden är tveksam och tomma rutor anger att ingen signifikant trend kan urskiljas.

Station	S (psu)	O ₂ (ml/l)	PO ₄ (μmol/l)	TotP (μmol/l)	NO ₂ (μmol/l)	NO ₃ (μmol/l)	NH ₄ (μmol/l)	TotN (μmol/l)	SiO ₄ (μmol/l)	Chl-a (μg/m ²)	Siktdjup (m)
VH1							-0,04			(0,002) [#]	
VH3							-0,04				
VH4	(-0,08)			-0,02		-0,4	-0,04		-0,4		
K1						(0) [*]	(0,003) [*]	2,6 [*]			
L12					-0,06 ⁺						
K24						0 [*]		1,4 [*]			(-0,6)
K27				\cap (95)			-0,07 [*]	\cap (97)			-0,3
K28				\cap (95)			-0,08 [*]	\cap (97)		0,0004 [#]	\cup (96)
K30											-0,5
K6							-0,06				
K7			(0)				(-0,07)				
K29				\cap (95)			\cap (95)	\cap (97)			-0,3
K12							(-0,06)				
NY								0,2	(0,8)		
K26		0,04	-0,03 [*]	-0,03 [*]			-0,07 [*]				
KAARV4									4,6		
K21									(1,4)		
K19											0
S10			(-0,02)			-0,4	(-0,1)				
KL8								(-0,7)			

* Vintervärdena innefattar perioden september-april, då värden för perioden november-februari saknats.

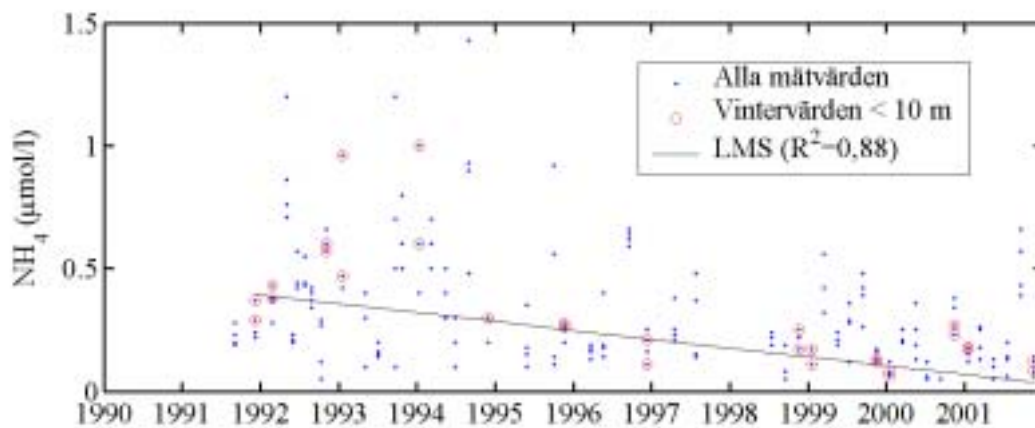
⁺ Mätningar har endast gjorts under perioden 1998-2001.

[#] Mätningar har endast gjorts under perioden 1990-1997.

Slutsatser

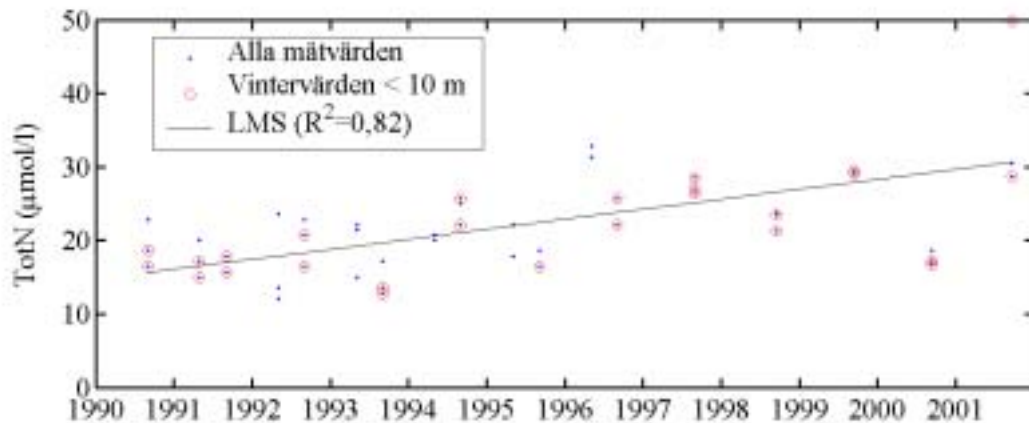
Sammanfattningsvis kan man säga att det krävs längre serier, helst med tätare mättillfällen, för att det säkert ska gå att identifiera långsiktiga trender. Nuvarande underlag är otillräckligt för att man ska kunna dra några säkra slutsatser angående långsiktiga förändringar. Resultaten ger dock vissa antydningar.

1. Alla stationerna i västra Hanöbukten (VH1, VH3 och VH4) uppvisar minskande vinterhalter av ammonium, där minskningen tycks ligga på ca $0,04 \mu\text{mol/l}$ per år vid samtliga stationer. Figur 1 visar samtliga mätvärden, vintervärdena för provtagningsdjup grundare än 10 m och regressionslinjen genom de sistnämnda för stationen VH4. VH4 är den sydligaste stationen och uppvisar också sjunkande halter för NO_3 , SiO_4 och TotP, även om dessa trender inte är lika tydliga. Däremot syns ingen trend i TotN.



Figur 1. Halten NH_4 vid station VH4 (S. Hanöbukten) 1991-2001. Den linjära regressionen är anpassad till vintervärdena för djup mindre än 10 m (röda ringar).

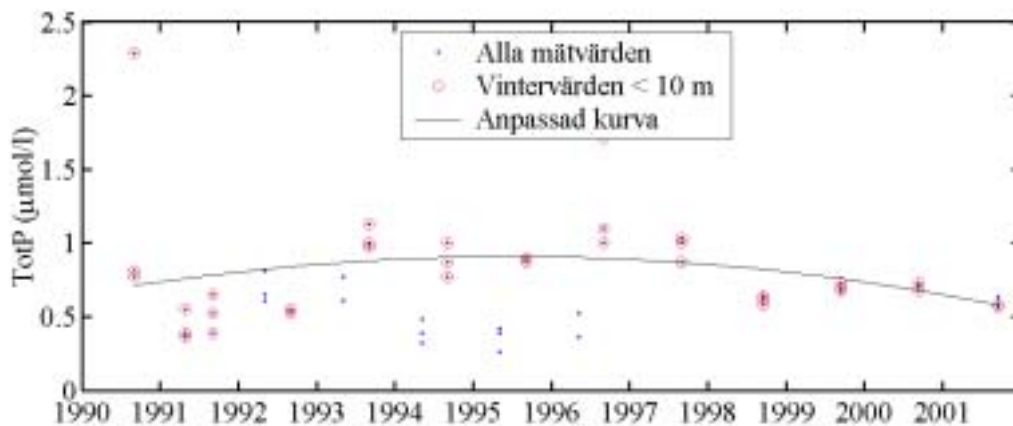
2. Både station K1 (Sölvesborg) och K24 (Pukaviksbukten) i nordvästra hörnet av Hanöbukten uppvisar ökande halter TotN; $2,6 \mu\text{mol/l}$ per år respektive $1,4 \mu\text{mol/l}$ per år (se figur 2). Det bör däremot påpekas att för det första saknar båda stationerna värden för perioden november t o m februari — så att ”vintersäsongen” har fått utökas till att omfatta september-april — och för det andra så uppvisar inte station L12 (Sölvesborg) någon identifierbar trend. Istället minskar NO_2 -halterna något vid denna station. Observera att NO_2 endast har mätts vid station L12 sedan 1998.



Figur 2. Halten TotN vid station K24 (Pukaviksbukten) 1990-2001. Den linjära regressionslinjen är anpassad till vintervärdena (september-april) för djup mindre än 10 m (röda ringar).

3. Tre strandnära stationer längs Blekinges kust mellan Karlshamn och Ronneby (K27, K28 och K29) uppvisar samtliga en bågformad förändring i både TotP och TotN under perioden 1990-2001, d v s en ökning under början av perioden, en topp någonstans i mitten följt av en minskning under de senaste åren. Om detta är statistiskt signifikant är däremot oklart. Ett typiskt exempel visas i figur 3.

Något längre ut från kusten men i samma område ligger stationerna K6 och K7. Som framgår av tabellen ovan uppvisar stationerna K6, K27 och K28 nedåtgående trender i halten NH_4 och mätvärdena från station K7 antyder något liknande. Siktdjupet vid station K27 och K29 har däremot också en nedåtgående trend.



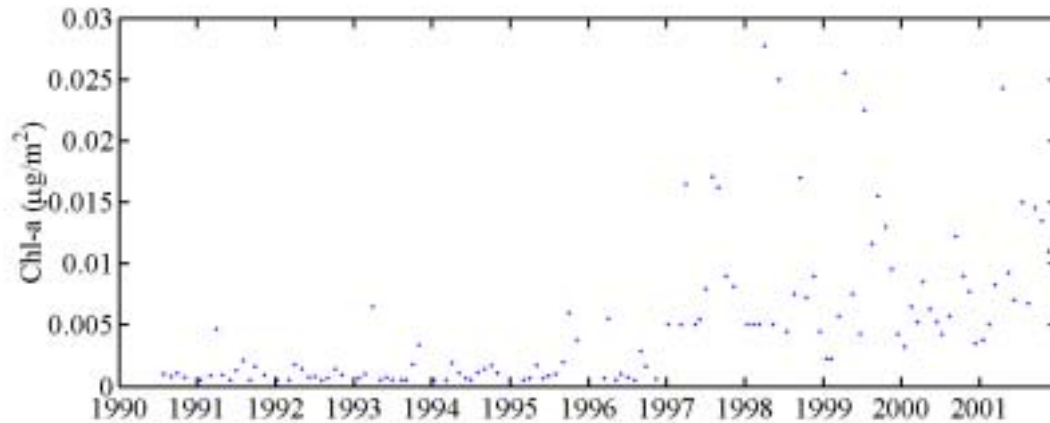
Figur 3. Halten TotP vid station K27 1990-2001. En parabolisk kurva har anpassats till vintervärdena (september-april) för djup < 10 m (röda ringar).

4. I Karlskronas skärgård kan få trender skönjas. På station K26 antyder resultaten en nedåtgående trend i både PO_4 , TotP och NH_4 samt en uppåtgående trend i O_2 -halten. Den låga mätfrekvensen (en till två gånger per år; se t ex figur 3) innebär däremot att man måste vara försiktig i tolkningen av trendanalysen. Stationerna KAARV4 och K21 uppvisar ökande SiO_4 -halter, men för station KAARV4 finns endast mätvärdena f o m 1998 och trenden för station K21 är av tveksam statistisk signifikans ($R^2 = 0,57$).

Bilaga 6:2

6(6)

5. Trendanalysen för stationerna S10 (östra Blekinge) och KL8 (Kristianopel) tycks antyda nedåtgående trender i flera närsalter, men spridningen på mätvärdena är stor och det är oklart om dessa trender är i överensstämmelse med verkligheten.
6. Mätningarna av Chl-a har tyvärr visat sig mer eller mindre oanvändbara. I de fall där mätningar gjorts efter 1997 så visar det sig att de integrerade värdena genomgående ligger på en mycket högre nivå efter 1997 än före (se figur 4). Eftersom detta mönster upprepas på i stort sett alla stationer där mätningar utförts efter 1997 så är det knappast troligt att naturliga orsaker ligger bakom. Kort sagt, det verkar som om mätningarna utförts på mycket olika sätt före och efter årsskiftet 1997-98.



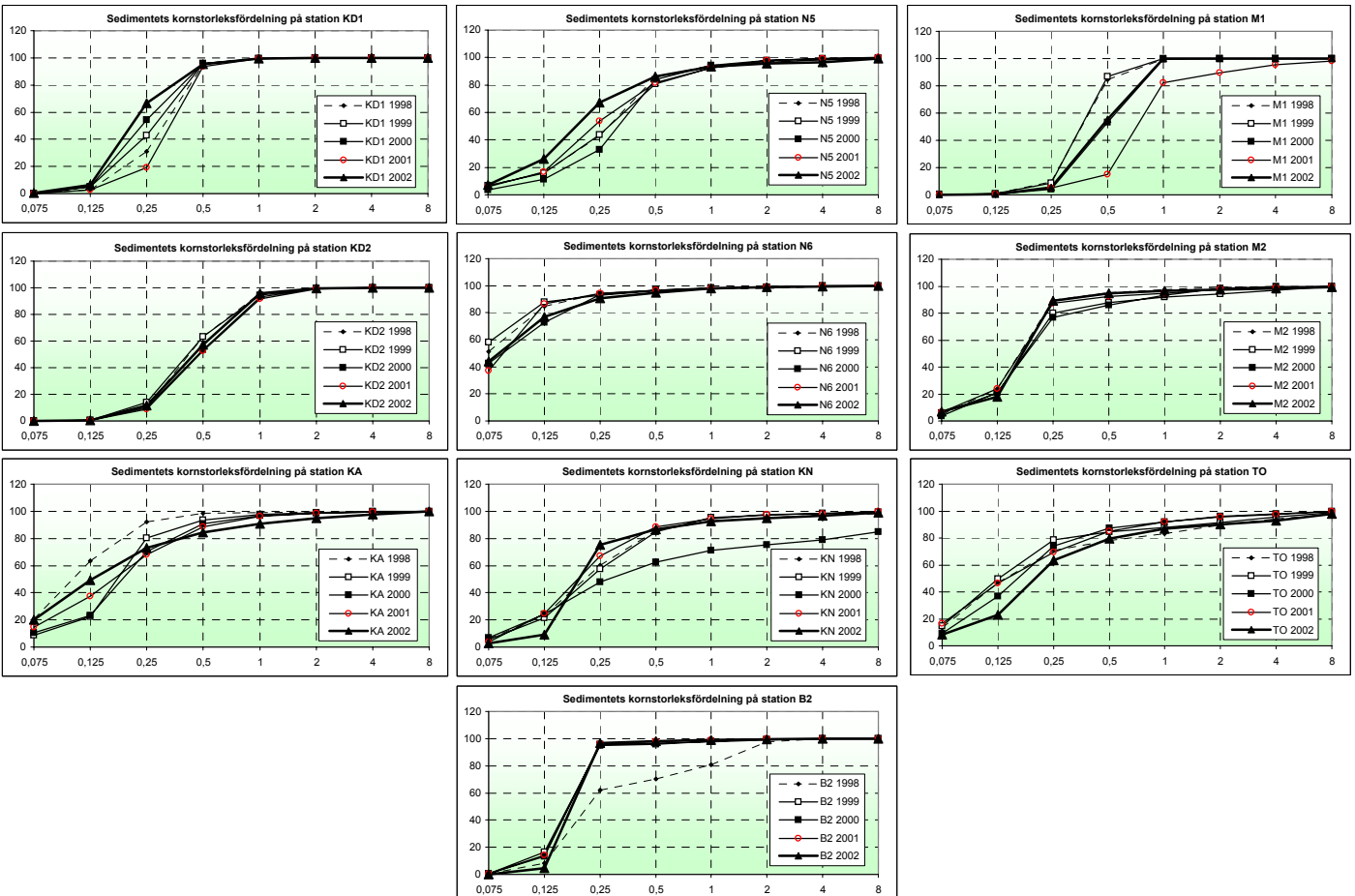
Figur 4. Vertikalintegrerade halten av Chl-a vid station K6 (Pukaviksbukten). Observera de synnerligen olika värdena före och efter 1997.

Resultat av sedimentprovtagningar 2002 på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten. Under tabellen visas siktogram från 1998 till 2002 från stationer med "siktbara" sediment.

station	djup, m	provtagare	sediment-typer (fältbedömd)	H2S-lukt	oxiderad skikt, cm	vattenhalt, %	glödförlust, %
KD1	14	V	sand	-	>5	61,2	0,2
KD2	14	V	sand	-	>5	57,5	0,2
N7	7	V	FG	++	0,1	93,7	23,8
L12	6	V	FG	++	>5	85,7	7,9
N5	7	V	siltig grusig sand	-	>5	71,6	1,4
N6	16	V	sand	-	>5	80,4	5,7
M1	16	V	sand	-	>5	63,4	0,3
M2	17	V	finsand på lera	-	>5	61,2	1,0
KA	15	V	grusig sand	-	>5	66,4	0,9
KN	23	V	sand med småsten	-	>5	64,9	0,7
T/H	39	V	gyttig lera	-	2	78,8	4,5
TÖ	15	V	siltig gyttig sand på lera	-	>5	72,2	2,1
RY	10	V	FG	++	0,1	94,5	23,7
B2	25	V	sand	-	>5	63,6	0,3
K3	9	V	FG	+	1,0	94,2	23,0
N3	10	V	FG	+	0,5	93,9	21,7
KAARV1	19	V	FG + slagg	+	0,5	93,1	21,3
KAARV2	20	V	FG	+	0,5	93,7	20,2
KAARV3	19	V	FG	+	0,5	94,2	18,7
KAARV4	21	V	FG	++	0,2	93,2	16,8
KAARV5	21	V	FG + slagg	++	0,5	94,0	16,7
N2	14	V	FG	++	1	92,3	20,2
K5	13	V	FG	++	0,2	95,5	22,1
N1	15	V	FG	+	0,2	93,7	20,3
K7	7	V	FG	+	>5	93,3	21,1
PMK8	4	V	FG m växer	+	>5	84,3	6,8
PMK5	12	V	FG	++	0,2	94,4	20,2
KL11	2	E	FG	++	0,1	96,6	26,2

FG=findeitrusgyttja, (+)=svag, +=förekomst, ++=stark, V=Van Veen-huggare, E=Ekmanhuggare

X-axeln anger kornstorleken i mm och y-axeln den kumulativa %-andelen av respektive kornstorlek



Trendanalys (korrelation) för sedimentvariabler på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1987-2002.

Minustecken före r-värdet innebär sjunkande trend, signifikanta förändringar anges med fet stil

	GLÖDFÖRLUST			SEDIMENTETS OXIDERADE SKIKT		
	<u>r-värde</u>	<u>period</u>	<u>antal år</u>	<u>r-värde</u>	<u>period</u>	<u>antal år</u>
B2	0,23	1987-2002	13	0	1991-2002	12
K3	-0,42	1987-2002	14	0,70	1991-2002	10
K5	-0,15	1987-2002	14	-0,11	1991-2002	10
K7	-0,61	1987-2002	13	0,49	1991-2002	12
KA	-0,39	1991-2002	12	0	1991-2002	12
KAARV1	0,15	1994-2002	9	0,28	1994-2002	9
KAARV2	-0,03	1994-2002	9	0,38	1994-2002	9
KAARV3	-0,53	1994-2002	9	0,66	1994-2002	9
KAARV4	0,52	1994-2002	9	0,14	1994-2002	9
KAARV5	0,23	1994-2002	9	0,47	1994-2002	9
KD1	-0,31	1993-2002	7	0	1993-2002	7
KD2	-0,24	1993-2002	7	0	1993-2002	7
KL11	-0,04	1992-2002	11	-0,43	1992-2002	10
KN	-0,66	1991-2002	12	0	1991-2002	12
L12	-0,57	1991-2002	12	0,71	1991-2002	12
M1	-0,38	1991-2002	12	0,48	1991-2002	12
M2	0,02	1991-2002	12	0	1991-2002	12
N1	-0,68	1991-2002	12	-0,43	1991-2002	10
N2	-0,41	1991-2002	12	0,65	1991-2002	10
N3	0,13	1991-2002	12	0,22	1991-2002	10
N5	0,17	1991-2002	12	-0,22	1991-2002	12
N6	0,00	1991-2002	12	0	1991-2002	12
N7	-0,51	1991-2002	12	-0,16	1991-2002	10
PMK5	-0,94	1990-2002	8	-0,79	1990-2002	7
PMK8	-0,36	1990-2002	8	0,12	1990-2002	7
RY	-0,66	1988-2002	13	-0,01	1991-2002	10
T/H	-0,36	1988-2002	13	-0,75	1991-2002	12
TÖ	0,17	1988-2002	13	0	1991-2002	12

gräns för signifikans ($p < 0,05$)

<u>antal år</u>	<u>r-värde</u>	<u>antal år</u>	<u>r-värde</u>
7	0,707	11	0,576
8	0,666	12	0,553
9	0,632	13	0,532
10	0,602	14	0,514

Trendanalys (korrelation) av summarparametrar på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1987-2002

Siffrorna anger r-värdet, minustecken betyder nedåtgående trend. Signifikanta förändringar anges med fet stil

	<u>KD1</u>	<u>KD2</u>	<u>N7</u>	<u>L12</u>	<u>N5</u>	<u>N6</u>	<u>M1</u>	<u>M2</u>	gräns för signifikans	
									antal år	r-värde
artantal	-0,20	-0,75	0,02	0,26	-0,05	0,09	0,39	0,22	7	0,707
abundans	0,35	-0,84	0,70	-0,10	-0,26	-0,22	0,79	0,22	8	0,666
biomassa	0,84	-0,70	0,20	-0,14	-0,06	-0,08	-0,01	-0,65	10	0,602
diversitet (Shannon)	-0,07	-0,72	0,31	0,48	0,15	0,54	-0,57	0,13	11	0,576
antal år	7	7	12	12	12	12	14	14	12	0,553
									13	0,532
									14	0,514

	<u>KA</u>	<u>KN</u>	<u>T/H</u>	<u>TO</u>	<u>RY</u>	<u>B2</u>	<u>K3</u>	<u>N3</u>	<u>KAARV1</u>	<u>KAARV2</u>
artantal	-0,25	-0,15	0,42	0,13	0,03	0,02	0,78	0,35	-0,78	-0,21
abundans	0,31	0,17	0,14	0,02	0,14	0,12	0,26	0,14	-0,77	-0,72
biomassa	-0,43	-0,55	-0,34	0,14	0,26	-0,34	0,34	0,45	0,94	0,92
diversitet (Shannon)	-0,36	-0,41	0,04	-0,03	-0,25	0,59	0,30	-0,27	0,48	0,08
antal år	12	13	13	13	13	14	14	14	10	10

	<u>KAARV3</u>	<u>KAARV4</u>	<u>KAARV5</u>	<u>N2</u>	<u>K5</u>	<u>N1</u>	<u>K7</u>	<u>PMK8</u>	<u>PMK5</u>	<u>KL11</u>
artantal	-0,09	-0,45	-0,59	-0,51	0,49	0,01	0,56	0,32	-0,06	0,49
abundans	-0,81	-0,65	-0,45	-0,60	0,14	-0,37	0,34	0,64	0,09	-0,10
biomassa	0,83	0,21	0,11	0,25	-0,32	0,24	0,56	-0,23	0,07	-0,22
diversitet (Shannon)	-0,51	-0,79	-0,57	-0,05	-0,27	0,54	-0,07	-0,03	-0,30	0,22
antal år	10	10	10	12	14	12	14	8	8	11

	<u>Blek + Skan</u>		<u>Blek</u>	<u>Skan</u>	<u>Pukavik</u>		<u>Karlskrona</u>		
period	87-02	93-02	91-02	93-02	87-02	91-02	87-02	91-02	93-02
antal stationer	n=7-28	n=26	n=18	n=2	n=2	n=5	n=4	n=6	n=11
artantal	0,56	-0,75	-0,08	-0,64	0,38	-0,12	0,63	-0,06	-0,56
abundans	0,33	-0,91	-0,12	-0,76	0,55	-0,08	0,26	-0,24	-0,78
biomassa	0,30	0,03	-0,18	0,52	-0,46	-0,33	0,54	0,50	0,82
diversitet (Shannon)	-0,20	-0,46	0,17	-0,34	-0,40	-0,11	-0,08	0,05	-0,26
antal år	14	7	12	7	14	12	14	12	10

Utvärdering av djursammansättningen på bottenfaunastationer i Hanöbukten 1991-2002

Östersjöns mjukbottensamhällen är i allmänhet så artfattiga att de inte lätt kan utvärderas med metoder tillämpliga i t ex marina system. Standardmetoder såsom diversitetsindex enligt Shannon-Wiener tenderar att överreagera när någon av de fåtaliga arterna befinner sig i en rekryteringsfas och därmed ökar kraftigt i antal. Där finns också mycket få fleråriga djur i Hanöbukten och bara östersjömusslan (*Macoma baltica*) förekommer på i princip alla stationer. Flera arter tenderar att växla i antal på ett sätt som är svårt att knyta till yttre faktorer såsom näringstillgång, miljögifter eller enkla vädermodeller. Exempel på sådana är gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*), havsborstmasken *Pygospio elegans* (främst på botten med fin sand), gruppen fjädermygglarver (*Chironomidae*) (på näringsbelastade botten) och vitmärslan (*Monoporeia affinis*) på välventilerade, samtidigt mindre våg-ström påverkade botten. Det krävs därför ingående kunskap om mjukbottensystemets speciella förutsättningar för att inte missa att upptäcka allvarliga, antropogent genererade förändringar, eller att av misstag hävda att en plötslig förändring beror på effekter från mänskliga verksamheter. För vitmärslan finns inom PMK ett program för kontroll av dess larver. Dessa påverkas av omgivningsfaktorer såsom metaller eller organiska miljögifter och missbildas vid förhöjda halter. Något sådant program tillämpas dock inte i Blekinge.

Vid utvärderingen av mjukbottenprovtagningarna i Hanöbukten har varje lokal för sig analyserats med multivariatanalys för samtliga observationer sedan 1991. Analysmetoden, MultiDimensionalScaling, ger en grafisk bild där observationer med avvikande djursamhälle skiljs ut. Utifrån denna analys har sedan detaljstudier av respektive lokal genomförts, bl a med avseende på vilka djurarter som förorsakat att observationerna har avvikit från övriga. Med kännedom om lokalernas djup- och sedimentförhållanden, arternas ekologi och känslighet har sedan ev förändringar kommenterats i texten nedan.

Sammanfattningsvis kan sägas att det egentligen bara är en lokal i Blekinge som under perioden uppvisar katastrofala händelser, dvs där lokalen sannolikt har dött ut för att sedan åter koloniserats (PMK 5 i östra Blekinge). Övriga lokaler visar gradvisa förändringar av långlivade arter vilket närmare kommenteras nedan. I stort får utvecklingen tolkas som positiv, dvs. möjligen tyder den på minskande effekter av fr a gödande ämnen

Några lokaler i Karlskronaområdet har utelämnats vid denna genomgång eftersom dessa utvärderades i 2001 års rapport.

En allmän observation är att det var stor rekrytering av östersjömussla kring 1993 (ex lokalerna N2,RY,KN m fl). Rovborstmasken *Nereis diversicolor* verkar nu ha en period med mycket låga antal och har i stort försvunnit på flera lokaler i Karlskronafjärden m fl platser.

Bilaga 12

2(13)

Djupa, exponerade lokaler, närmast av referenskaraktär

B2

Denna lokal, belägen utomskärs SV Ronneby är så starkt påverkad av vågor och strömmar att sedimentet får mycket låg halt av organiskt material. Risken för syrebrist är därmed mycket låg. Djursamhället får en speciell sammansättning, med väldigt få renodlade detritusätare. Det kan tänkas reagera på miljögifter, genom att känsliga arter försvinner och kanske på övergödning så att näringsgynnade arter kommer att dominera.

Sedimentet vid B2 har under perioden ändrats från grövre sand, till fin sand vilket har påverkat djursamhället i riktning mot ökande förekomst av fr a havsborstmasken *Pygospio elegans*. Denna art tillsammans med gruppen fåborstmaskar och vitmärlan *Monoporeia affinis* varierar kraftigt mellan åren men visar i 10-års perspektivet ingen tydlig utvecklingstrend. Det faktum att arterna förekommer regelbundet får bedömas som att lokalen är välventilerad och utan markanta halter av miljögifter. Den enda långlivade arten på denna lokal är östersjömusslan (*Macoma baltica*).

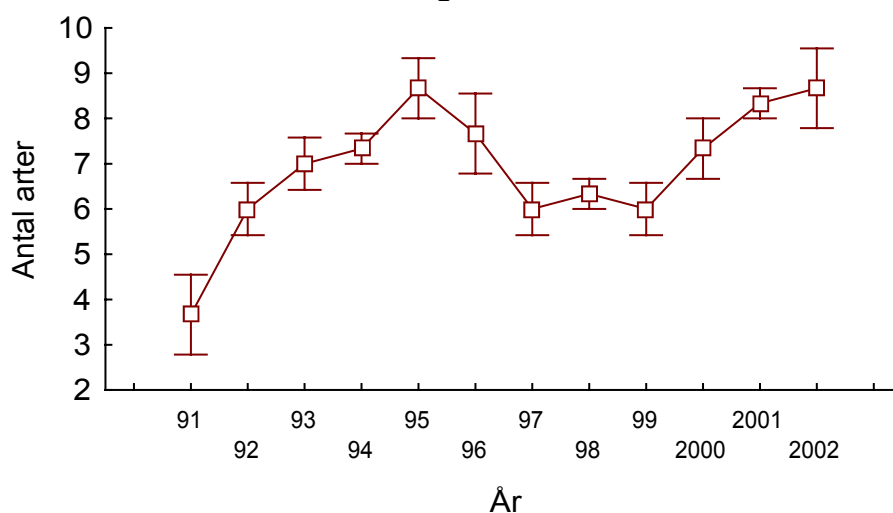
Den visar jämn rekrytering och de stora individerna av denna art tenderar att öka under perioden vilket visar att lokalen inte varit utsatt för någon allvarlig störning under perioden.

Diversitetsindex ligger jämnt och relativt högt de senaste 5 åren.

T/H

Lokalen ligger utomskärs, SW Tärnö, med ett vattendjup på 39 m. Sedimentet har knappt 4 % organisk halt, varför den betecknas som ett mellanting mellan ackumulations- och transportbotten, dvs den har tillräckligt mycket organiskt material för att kunna hålla rena detritusätare.

Lokalen har utvecklats från artfattig till mer artrik



Figur 1. Antal arter per prov vid T/H 1991-2002. Spridningsmättet är Standard Error.

Det var mycket stark rekrytering av flera arter 1995. Den kanske mest intressanta arten som förekom då och som åter etablerat sig är havsborstmasken *Harmothoe sarsi*, som anses känslig för föroreningar (Leppäkoski 1975), men också för höga temperaturer (Sarvala 1971).

Östersjömusslan tenderar att öka, även om den minskade 2002 och att nyrekryteringen var svag under hela perioden. Vitmärlan, som äts av *Harmothoe sarsi*, visar toppar 1995, 1997 och 2001,

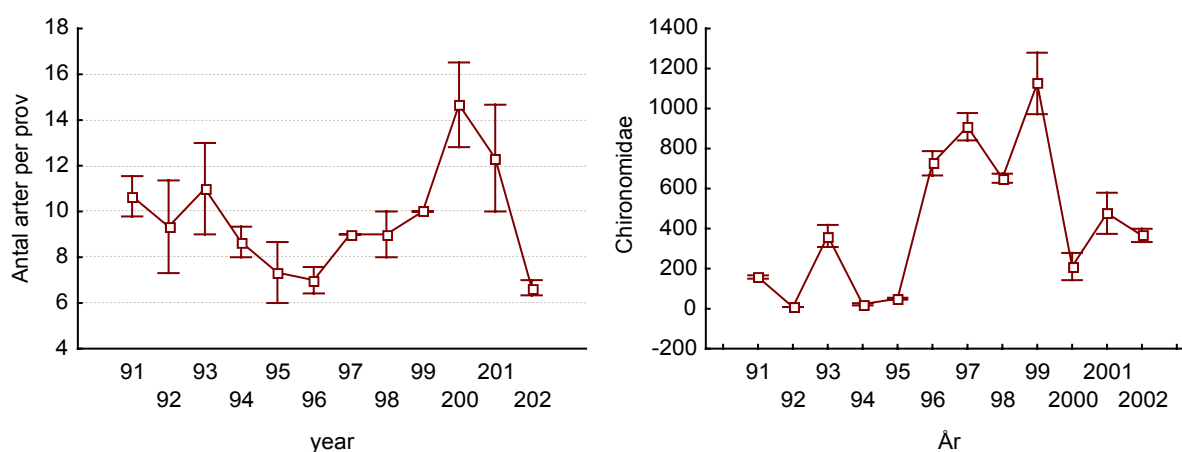
vilket avviker från förväntade sjuårscykler (Andersin m fl 1978) medan den nära släktingen *Pontoporeia femorata* varierar i mindre skala och finns med hela perioden utom begynnelseåret 1991. Något minskande trend för *Pontoporeia* och något ökande för *Monoporeia*. *Pontoporeia* är dock känsligare för predation än *Monoporeia* (Hill 1991).

Sammanfattningsvis antyder utvecklingen vid lokalen låg belastning av miljögifter, förbättrade syreförhållanden, och ökad diversitet enligt Shannon-Wiener. Diversitetsindex bör dock tolkas med försiktighet i detta artfattiga system.

Lokaler med mer utpräglat läge inom recipienter

Valjeviken, N7

Här har antalet arter minskat mot slutet av perioden (se figur 2) men flera av de försvunna arterna är sådana som bara tillfälligt kan överleva i den typ av extremt mjukt sediment som förekommer här. Exempel på sådana tillfälliga arter är hjärtmussla (*Cerastoderma glaucum*), den rörbyggande havsborsmasken *Pygospio elegans*, märlan *Leptocheirus pilosus* och sandmussla (*Mya arenaria*). Den fleråriga östersjömusslan visar jämn utveckling under perioden vilket antyder att lokalen inte utsatts för allvarlig syrebrist uppe i vattenmassan. En sådan händelse hade dock varit osannolik då vattendjupet bara är 7 m. En liten invandring av Slammärsla (*Corophium volutator*) 1997 skulle kunna tyda på att det varit svåra förhållanden vid lokalen året innan (Bonsdorff 1980). Antalet arter vid lokalen var då mycket lågt (6 arter mot som mest 18 arter år 2000). Lokalen får betecknas som svårt belastad och känslig för ytterligare belastning. Den domineras av Östersjömussla, slamsnäckor och fjädermygglarver, alla tåliga för organisk belastning? Denna typ av mycket mjuka sediment på grunt vatten håller ofta, men oregelbundet, stora antal av fjädermygglarver (Chironomidae, figur 2).



Figur 2. Artantal respektive antal fjädermygglarver per prov och m² vid lokal N7. Spridningsmättet är Standard Error.

Bilaga 12

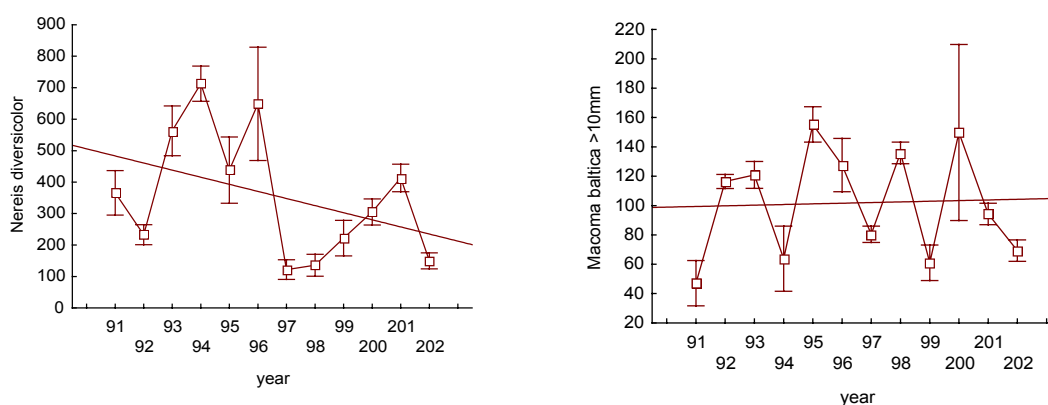
4(13)

Sölvesborgsviken, L 12

Denna grunda, organiskt belastade lokal har under perioden förlorat ett antal arter som dock rimligen inte kan kopplas direkt till någon miljöstörning. Ett exempel är den lilla havsborstmasken *Alkamaria romijni* som förekom kring 1993 men som nu saknas sedan några år. Ett viktigare exempel är den tidigare dominerande havsborstmasken *Nereis diversicolor* som har minskat, från att ha dominerat både i biomassa och antal. Denna trend finns också på andra lokaler, tex i Pukaviksbukten och i Karlskronafjärden. Arten anses gynnad av näringsberikning (Leppäkoski 1975) och den ävenledes näringsgynnade gruppen slamsnäckor (*Hydrobidae* och *Potamopyrgus jenkinsii*) har ökat under perioden.

Litteraturen anger dessutom rovborstmasken som ganska tålig mot både föroreningar (ex tungmetaller) och syrebrist.

Den fleråriga *Macoma baltica* uppvisade god rekrytering i början av 1990-talet men genomgående har nu mellanstora individ minskat medan stora individer ligger konstant kring 100 per m². Vad är det som stoppar rekryterna från att övergå till större individer? Sedimentet är relativt fast och kan möjligen hålla ett bestånd med skrubbskädda eller annan predator som håller antalet musslor nere. Man kan dock inte utesluta någon form av förorening, alternativt fysisk störning.



Figur 1. Utveckling av arterna *Nereis diversicolor* och *Macoma baltica* > 10 mm vid lokalen L12 i Sölvesborgsviken under perioden 1991-2002. Antal individ per kvadratmeter och prov. Spridningsmättet är Standard Error.

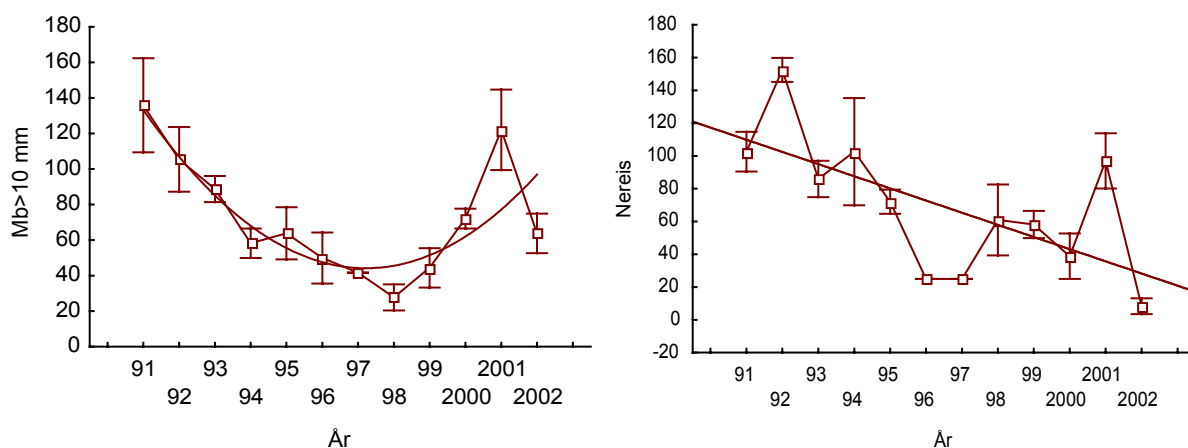
Pukaviksbukten

N5

En lokal som varierat mycket över tiden, men där stora östersjömusslor förekommer i stabila antal över tiden. Lokalen är påverkad av växtmaterial då och då och har ett sediment med blandad struktur (sten, grus, slam). Båda faktorerna medverkar till variationen i djursamhället. Variationer såsom 20000 blåmusslor 1993 och därefter bara några hundra är typiska. Fler arter som varierar till synes slumpmässigt mellan nästan 0 och flera hundra till tusen ind per m² är slamsnäckor (*Hydrobidae* och *Potamopyrgus*), Sandmussla (*Mya arenaria*) och gruppen *Oligochaeta*. Ingen del av variationen kan dock knytas till antropogen påverkan.

M1

Stora östersjömusslor minskade mot mitten av 90-talet men har visat antydning till ökning igen (Polynom linje-anpassning där förklaringsgraden blir mycket högre än med linjär anpassning ,0,54 mot 0,091. Se figur 3).



Figur 3. Utvecklingen för antalet stora östersjömusslor per prov och kvadratmeter vid lokalen M1 och för havsborstmasken *Nereis diversicolor*. Spridningsmättet är Standard Error.

Havsborstmaksen *Nereis diversicolor* har dock visat en tydligare minskning med oklar tendens till uppgång som dock inte kan uteslutas(fig 2).

Den för området relativt nya havsborstmasken *Marenzelleria viridis* har varierat men med en tendens till ökning, liksom havsbostmasken *Pygospio elegans*. Rapporter från andra håll i Östersjön framhåller att *Marenzelleria* kan konkurrera ut t.ex *Nereis*.

Här finns fler arter som varierar mycket över tiden. Sammanfattningsvis har vi här en lokal med ganska grovt bottensediment, vilket tyder på att vågpåverkan stundom är stark. De variationer man ser kan säkerligen i viss mån förklaras av att sedimentet omlagras och att djursamhället störs på detta sätt. Det är därmed svårt att knyta ev effekter till antropogena faktorer, men lokalen bör observeras speciellt kanske med avseende på östersjömussla och havsborstmasken *Nereis diversicolor*.

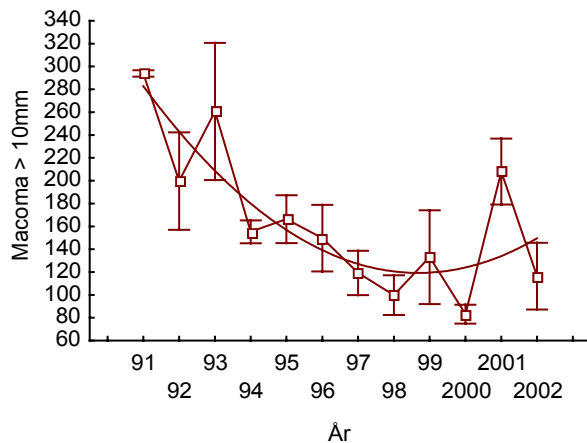
M2

Östersjömusslor totalt, <5 mm och 5-10 mm visar inga trender medan stora musslor minskar signifikant över tiden (regression $p < 0,001$, $\beta = -0,56$). Gör man dock en polynom kurvanpassning (se figur 4) får man dock en högre förklaringsgrad än vid linjär anpassning (R^2 polynom är 0,45 och för rät linje 0,30). Den polynoma linjen antyder en nedgång följt av en uppgång. Läget är m a ord lite osäkert. Varför övergår inte de små musslorna till stora? Är det mekanisk störning eller något annat. Jämför också lokalen M1 ovan som har en antydd liknande utveckling.

Monoporeia affinis var fåtalig 91-92 men hade senare flera toppar, vilka minskade i amplitud med åren. Det är dock inte rimligt att ge någon förutsägelse om vidare utveckling för denna art. Sammanfattningsvis en lokal med osäker bild av djursamhället, samtidigt som den ligger i ett exponerat läge med risk för omlagringar pga vågor och strömmar. Kommande år får visa läget, fr a med avseende på *Macoma baltica*.

Bilaga 12

6(13)

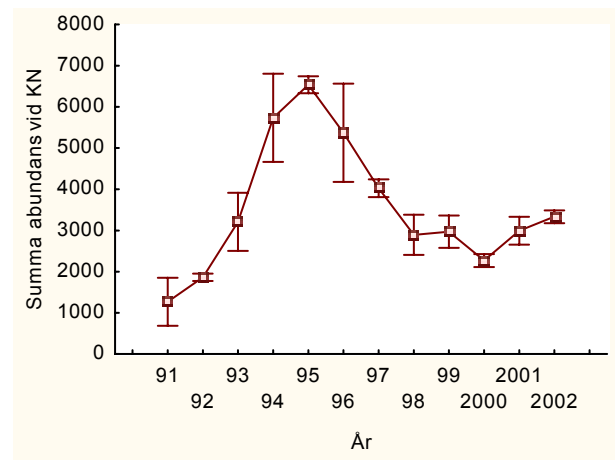
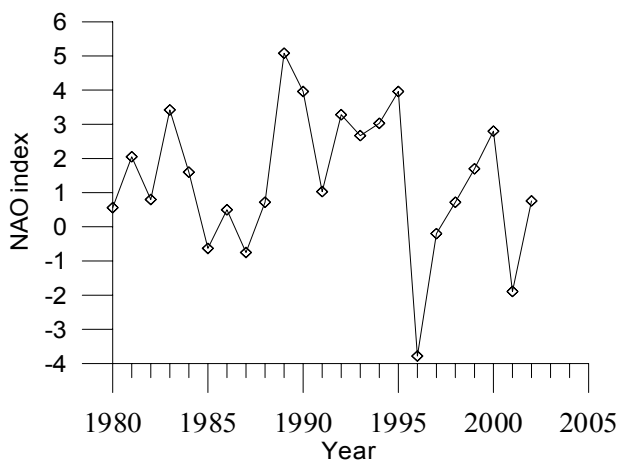


Figur 4. Stora östersjömusslor vid M2, jämför med M1 ovan. Spridningsmättet är Standard Error.

Sammanfattningsvis för båda lokalerna M1 och M2 kan sägas att de har likartade utvecklingar för djursamhällena, exemplifierat av östersjömusslan som tenderar att återhämta sig efter en nedgång under mitten av 1990-talet. Dock är biomassan nästan dubbelt så stor på M2 som på M1, förklarad av stora östersjömusslor, vitmärla och skorv (*Saduria entomon*). Sedimentet vid M2 har en något högre organisk halt samt något mer finkornigt sediment, dvs mindre fysisk störning av vågor och mer föda.

Karlshamn, KN

Här verkar det ha varit en relativt allmän topp i samhället kring 1994-1996 (se figur 5) med höga antal av arter som vitmärlan (*Monoporeia affinis*) dess predator skorv (*Saduria entomon*), gruppen *Oligochaeta* den rörybyggande havsborstmaskan *Pygospio elegans* och inte minst i form av hög rekrytering av östersjömussla. Rekryteringstoppen synes sammanfalla med höga värden på vinter-NAO-index, dvs relativt varma vintrar och den går ner i anslutning till den extrema vintern 1995-1996 (se figur 5)



Figur 5. Total abundans per prov och år vid KN. En markant topp kring 1995 bestående av stor rekrytering av flera arter. Liknande fenomen kan ses t. ex vid lokalerna i Karlskronabassängen men då istället koncentrerat kring 1993. Spridningsmättet är Standard Error.

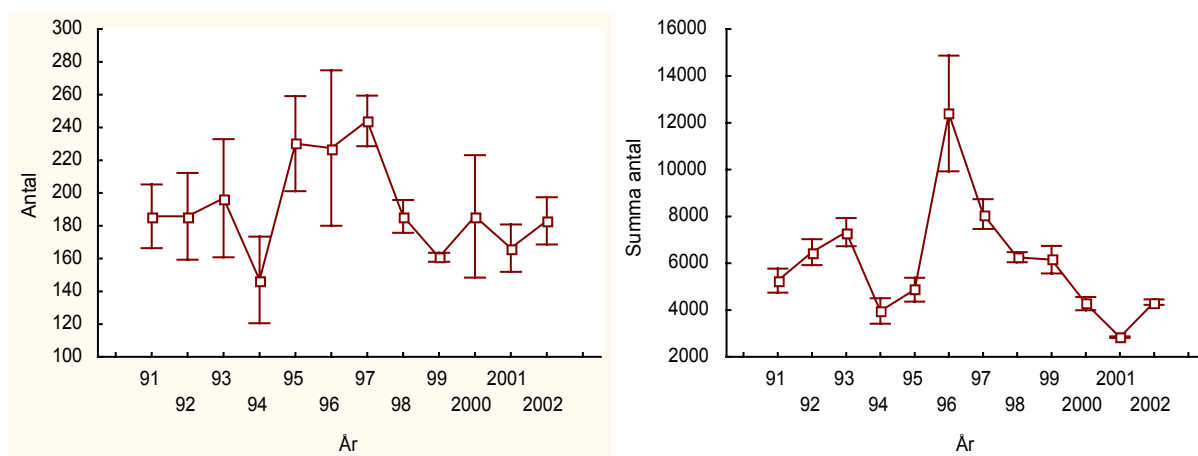
Sammanfattningsvis synes lokalens djursamhälle befinna sig i ett mellanstadium, med lågt artantal (8 arter år 2002 mot 16 år 1993) och relativt låg diversitet. Stora östersjömusslor förekommer under perioden 1991-2002 i medeltal i oförändrade antal.

Tjärö, TÖ

Mycket variabel lokal med avseende på österjömusslan men ingen trend varken uppåt eller nedåt. Rekrytering förekommer under i stort sett hela perioden. Lokalen har ett bestånd med kallvattensarten *Halicryptus spinulosus*, vilken också emellanåt anses som föroreningskänslig (Leppäkoski 1975) men ändå tålig mot t ex syrebrist (Bonsdorff 1980). Märkligt är att *Halicryptus* och stora östersjömusslor visar nästan exakt lika utveckling över tiden (se figur i ekologiska kommentarer). Genomgående är det låga antal av arter som kan kopplas till övergödning. Potentiellt föroreningskänsliga arter som den ovan nämnda *Halicryptus spinulosus* och vitmärlan *Monoporeia affinis* förekommer under hela perioden. Dessa ting sammantaget antyder att lokalen inte är utsatt för miljöstörningar i större utsträckning, men att den möjligen har tillräckligt låg organisk halt för att fungera som jaktmark för t ex skrubbskädda, vilket skulle kunna förklara variationen i Östersjömusslor.

Ronnebyfjärden, RY

Här har det varit jämn rekrytering av östersjömussla under alla år, och jämn förekomst av stora exemplar (figur 6). 1996 var här ett extremt år med stor rekrytering (figur 6) av *Oligochaeta* och fjädermygglarver (*Chironomidae*). Slamsnäckor (*Potamopyrgus*) fanns med i varierande mängd alla år. Lokalen är så pass grund att kallvattenarter inte kan förekomma under längre perioder, vilket också visas av sporadiska toppar av t ex vitmärlan (*Monoporeia affinis*). Dessa förekomster kan dock antyda att vattenkvaliteten är god.



Figur 6 Antal östersjömusslor > 10 mm per prov och år samt totalt antal individ visande en markant rekryteringstopp 1996, dvs året efter en isvinter (jämför ovan vid lokalen KN). Spridningsmättet är Standard Error.

Bilaga 12

8(13)

Karlskronafjärden

Rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) minskade på alla lokaler utom på K3 (som allmänt blivit bättre under perioden) På N2 och de djupa KAARV-lokalerna har den knappt förekommit under den aktuella perioden vilket är normalt för arten. I närliggande Torhamnsfjärden (Pmk 8) har rovbormasken också minskat markant.

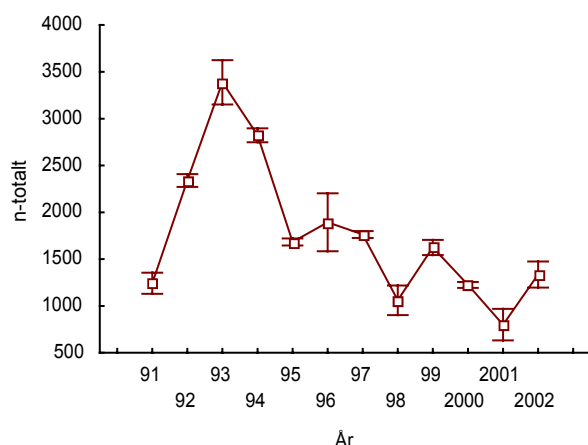
Den föroreningskänsliga *Diastylis rathkie* som tidigare fanns vid flera lokaler har försvunnit, även om den tidigare bara fanns i låga antal. Den betydligt vanligare vitmärlan (*Monoporeia affinis*) synes ha gått ner i antal under perioden

1993 var ett år då så gott som samtliga lokaler visade stark rekrytering av flera arter och därmed också extremt höga abundanser och höga artantal. Biomassan uppvisade en ökande trend sett över alla lokaler i Karlskronabassängen, främst kopplad till östersjömusslan.

N2

Det förekom stor rekrytering av östersjömussla 1993-1994. Stora musslor förekom i stabila antal under perioden. Lokalen har genomgående haft mycket *Oligochaeta*, men också vitmärla.

Kallvattensarten *Halicryptus spinulosus* har funnits med i litet bestånd hela perioden (predator på vitmärlan).



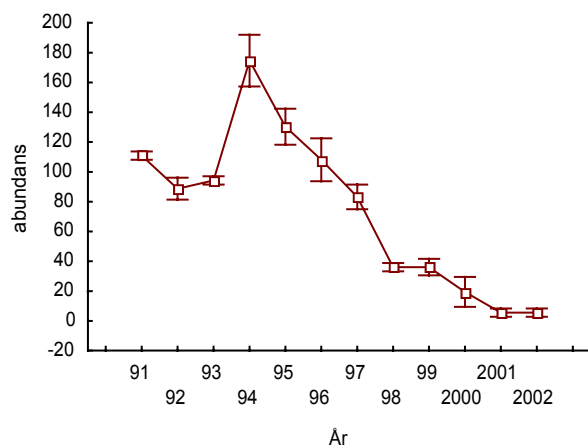
Figur 7. Totalt antal individer vid N2. Spridningsmättet är Standard Error.

Lokalens innehåll av föroreningskänsliga arter såsom vitmärla och *Halicryptus spinulosus* kan tyda på god vattenkvalité. Artantalet har minskat från 10 till 6 under perioden. Mestadels är det dock arter som förekommit i mycket små antal som nu är borta.

N1.

Minskad rekrytering av östersjömussla men stora individ ökade sakta hela perioden (även biomassan). Att stora musslor ökade tyder på ostörda syreförhållanden och god näringstillgång i lite större skala. Att rekryteringen minskat kan tyda på ogynnsamma förhållanden för små individ, t. ex. låga syrehalter närmast sedimentytan. Rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) och slamsnäckorna (*Hydrobidae* och *Potamopyrgus*) minskade. Nedgången för rovbormasken synes svårförklarlig, då den är tålig både mot föroreningar och låga syrehalter.

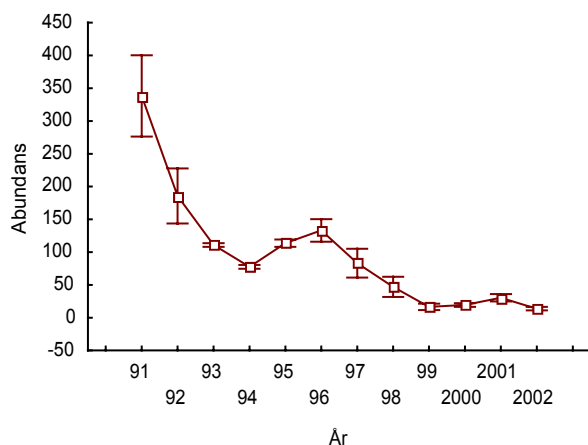
Totala antalet individ minskade, ej antalet arter. Totalbiomasan vid lokalen visade en tendens till ökning och tillsammans med att individantalet minskade kan detta vara tecken på ostörda förhållanden som gynnat fleråriga djur. Det är dock svårt att dra denna slutsats mot bakgrund av utvecklingen för rovborstmasken.



Figur 8 Abundans av rovborstmask (*Nereis diversicolor*) vid N1. Spridningsmättet är Standard Error.

N3

Samma trend som övriga med avseende på *Nereis diversicolor* dvs starkt nedåt under perioden. För östersjömusslan finns ingen trend för stora musslor. Ett stort rekryteringstillfälle 1997-1998 gav endast ett kortvarigt tillskott av stora musslor.



Figur 9. Antalet rovborstmask (*Nereis diversicolor*) per m² och prov vid N3. Spridningsmättet är Standard Error.

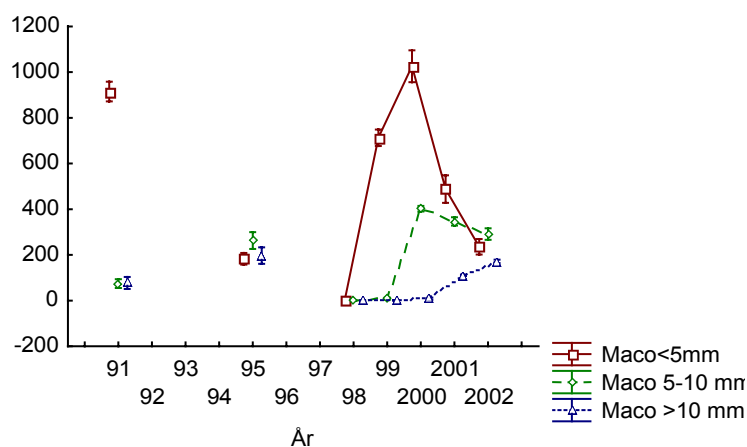
Kållafjärden, PMK5

1998 och 1999 förekom ett ökande antal slammärlor *Corophium volutator*. Dessa kan ses som opportunisterna, dvs de kommer efter en störning som slagit ut ett samhälle (Bonsdorff 1980). Tillsammans med övriga data med lågt antal av östersjömussla som ökar efter 1998 kan man

Bilaga 12

10(13)

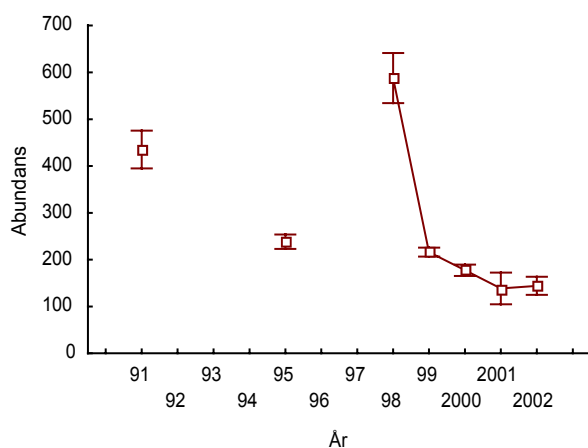
hävda att denna lokal drabbats av syrebrist i sådan omfattning att hela bottensamhället slagits ut någon gång mellan 1995, då det fanns ett väletablerat samhälle av Östersjömussla och 1997, en period då inga prover tagits. Senaste åren uppvisar lokalen en positiv utveckling, dvs ett samhälle med alla årsklasser av Östersjömussla. Övriga arter förekom dock endast i mycket låga antal och biomassor. Lokalen för betecknas som mycket känslig för organisk belastning .



Figur 10. Utvecklingen hos östersjömussla vid PMK 5. Där linje saknas har prover ej tagits. Man ser att 1998 saknas alla storleksklasser, men sedan återkommer rekryter och därefter även stora individ. Spridningsmättet är Standard Error.

Torhamnsfjärden, PMK8

Det har varit mycket stor rekrytering av östersjömussla de senaste åren, vilket dock ännu ej givit utslag bland stora musslor. Rovborstmasken (*Nereis diversicolos*) minskade stadigt under hela perioden (se figur 9) i likhet med på många andra lokaler i Blekinge. Det fanns ingen trend i rovbortmaskens biomassa heller, dvs att ett lägre antal skulle motsvaras av större biomassa per individ .



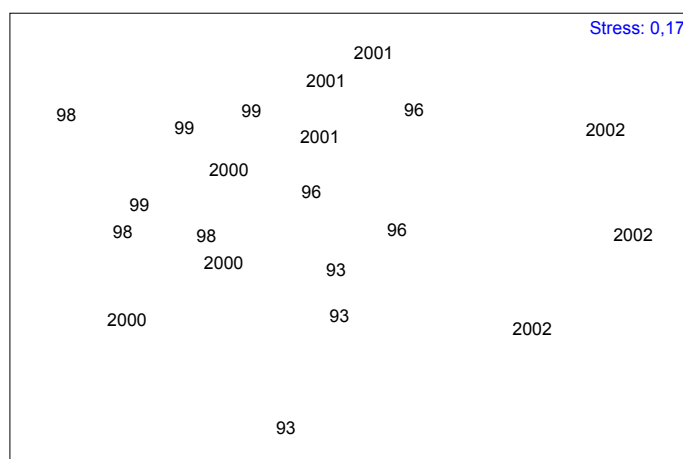
Figur 9 Rovborstmasken (*Nereis diversicolos*), antal per prov och kvadratmeter vid PMK8. Där linje saknas har prover ej tagits. Spridningsmättet är Standard Error.

Västra Hanöbukten

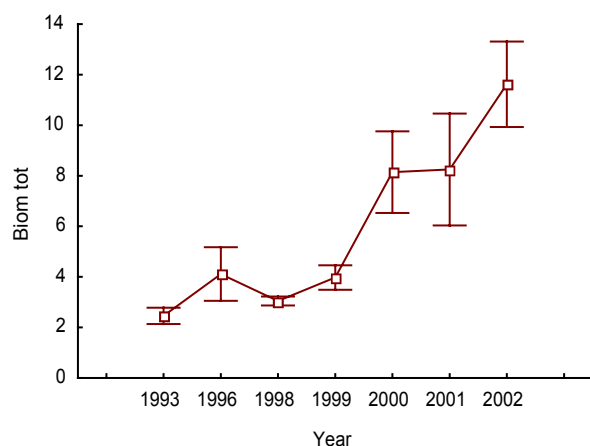
KD1

Av ordinationen nedan framgår att 2002 avviker från övriga år. Lokalen höll då en stor population av märlan *Bathyporeia pilosa* och likaså av den rörbyggande havsborstmasken *Pygospio elegans*.

KD1, dsqr-transf



Bathyporeia fanns också i början av perioden, men saknades helt däremellan. Man kan urskilja 3 perioder, 93-96 med *Pygospio-Bathyporeia-Hydrobidae*, 98-2000 med *Pygospio-Hydrobidae-Mya* och 2001-2002 med *Pygospio-Bathyporeia-Hydrobidae* igen. Stora östersjömusslor uppvisar en liten tendens till ökning. Den totala biomassan per prov ökade under perioden, huvudsakligen förklarad av små sandmusslor (*Mya arenaria*) och i någon mån också av Östersjömusslan.



Figur 10 . Biomassan totalt per prov vid KD1. Observera att årsföljden är bruten. Spridningsmättet är Standard Error.

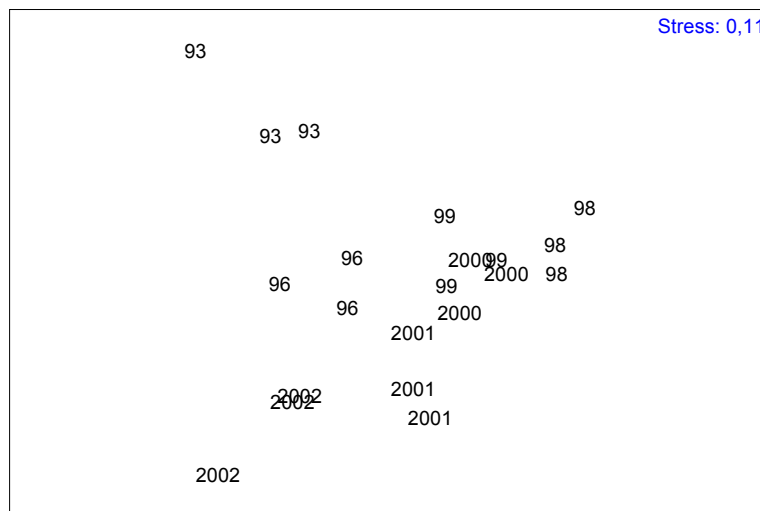
Bilaga 12

12(13)

Stora sandmusslor satt djupare i sedimentet vid tidigare provtagningar och följde inte med upp vid provtagningen. Man kan tänka sig att Sandmusslan haft stark rekrytering och god överlevnad av yngel. Dessa har nu vuxit till sig och framöver kommer de att gräva sig djupare ner i sedimentet. Man kan därmed, om inte ytterligare rekrytering sker, räkna med att biomassan kommer att sjunka igen när musslorna blivit stora nog att undkomma provtagningen. Sammanfattningsvis synes lokalen vara relativt ostörd och ej märkbart påverkad av föroreningar.

KD2

I ordinationen nedan skiljer fr. allt 1993 ut sig, men även åren 1998 och 2002 och kanske kan man här, som vid föregående lokal, urskilja 3 tidsperioder med lite olika djursamhällen



Vid jämförelse mellan 1993 och 2002 framkommer att många arter minskat, men 1993 var å andra sidan lite av ett extremår med mycket hög rekrytering av flera arter samtidigt. Vid nästa mättillfälle 1996 hade rekryteringen avklingat och därefter har samhället hållit relativt konstant antal individ och biomassa på en låg nivå. Totala antalet arter har varit närmast konstant. Typiska arter har varit havsborstmasken *Pygospio elegans* och gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*). Dessa arter brukar variera avsevärt men på denna lokal har de förekommit i relativt jämna antal över åren.

Om man jämför 1998 med 2002 kan man notera det 1998 fanns ett bestånd av slamsnäckor (*Hydrobidae*) vilket sedan försvunnit, kanske för att lokalen är vågpåverkad.

Den finsand-bundna märlan *Fabricia sabella* fanns enbart 1993 och har inte återkommit som på KD1. Sedimentet torde dock vara lite för grovt på denna lokal för att passa *Fabricia*. Rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) har minskat kraftigt efter 1996, kanske av liknande orsaker som på andra lokaler, t ex i Blekinge. Orsaken är dock okänd.

Biomassan har legat relativt konstant under perioden även om unga sandmusslor också på denna lokal ökat sin andel av biomassan. Östersjömusslans biomassa är oförändrad under perioden. Sammanfattningsvis har detta varit en lokal med relativt låg biomassa, kanske främst beroende på att lokalen har ett sediment som störs av vågeffekter. Den visar inga trender i artantal, individantal eller biomassa utöver vad som angivits ovan.

Referenser

Bonsdorff E. 1980. Macrozoobenthic recolonization of a dredged brackish water bay in SW Finland. *Ophelia* Suppl 1: 145-155.

Hill C. 1991. Mechanisms influencing the growth, reproduction and mortality of two co-occurring amphipod species in the Baltic Sea. Department of Zoology, Stockholm University.

Leppäkoski E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis Ser B.* 35:

Sarvala J. 1971. Ecology of *Harmothoe sarsi* (Malmgren) (Polychaeta, Polynoidae) in the northern Baltic area. *Ann. Zool. Fennici* 8: 231-309.

Bilaga 12:2
1(6)

Statistisk utvärdering av bottenfaunaprovtagningen i Yttre redde 1993-2001

Inledning

Inför projektering av Karlskrona nya reningsverk, med utsläppspunkt vid yttre redde, tillskapades 6 bottenfaunalokaler i anslutning till denna (se karta). Lokalen 6 provtogs 1993-1996 och lokalerna 1-5 har hittills provtagits 1993-2002. Lokal 6 slopades då dess sedimentstruktur avvek från övriga lokalers. Data finns framme t o m 2001.

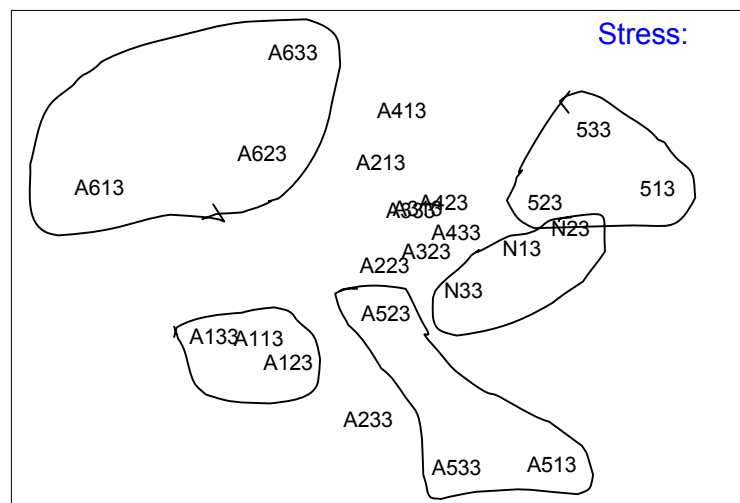
Provtagningsprogrammet är upplagt för att kunna upptäcka förändringar i bottenfaunasamhället som kan kopplas till utsläppet eller till andra möjliga påverkansfaktorer.

25-procentiga förändringar i summavariabler som total biomassa och total abundans kan upptäckas med 90 % sannolikhet mellan 2 år, medan sannolikheten att upptäcka förändringar hos enskilda arter är betydligt lägre.

Nedanstående genomgång syftar till att avslöja eventuella förändringar kopplade till utsläpp och till att utvärdera provtagningsprogrammet.

Utvärdering, jämförelse mellan åren 1993 och 1998

MDS på år 1993 med alla lokaler gav dock tydliga grupperingar



Enligt ANOSIM fanns tydliga grupperingar (Global R =0,619, p= 0,001)

Pairwise Tests

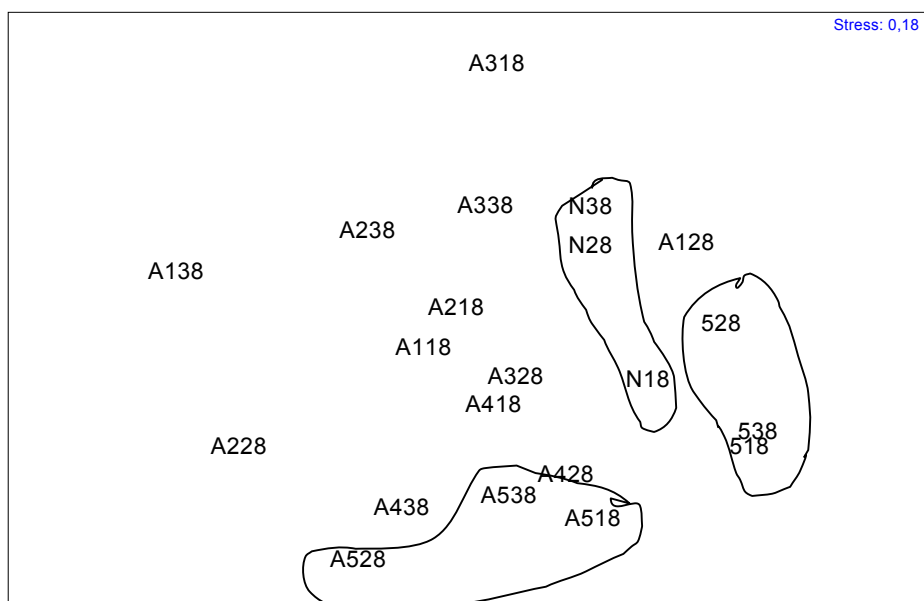
Groups Observed	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >=
53, A13	1,	10,	10	10	1
53, A23	0,889	10,	10	10	1
53, A33	0,926	10,	10	10	1
53, A43	0,963	10,	10	10	1
53, A53	0,889	10,	10	10	1
53, A63	1,	10,	10	10	1
53, N3	0,111	30,	10	10	3

A13, A23	0,556	10,	10	10	1
A13, A33	1,	10,	10	10	1
A13, A43	1,	10,	10	10	1
A13, A53	0,593	10,	10	10	1
A13, A63	1,	10,	10	10	1
A13, N3	0,963	10,	10	10	1
A23, A33	0,296	10,	10	10	1
A23, A43	0,37	10,	10	10	1
A23, A53	0,519	10,	10	10	1
A23, A63	0,889	10,	10	10	1
A23, N3	0,444	10,	10	10	1
A33, A43	0,111	30,	10	10	3
A33, A53	0,444	10,	10	10	1
A33, A63	0,704	10,	10	10	1
A33, N3	0,667	10,	10	10	1
A43, A53	0,556	10,	10	10	1
A43, A63	0,778	10,	10	10	1
A43, N3	0,667	10,	10	10	1
A53, A63	0,667	10,	10	10	1
A53, N3	0,296	20,	10	10	2
A63, N3	1,	10,	10	10	1

K5 skiljer sig från alla utom N2, A6 skiljer sig från alla de andra lokalerna, A1 från A3,A4,A6 och N2. Det synes som om det år 1993 var avvikande lokaler på K5, KAARV 6 och KAARV 1, i viss mån även på N2. Lokalerna KAARV 2-4 ligger väl samlade vilket tyder på att de har likartade samhällen.

Det som skiljer K5 från alla utom N2 är att den har gott om Oligochaeta och saknar Halicyptus. A6:an har Diastylis och saknar små Macoma, även ont om Monoporeia. A1 saknar Oligochaeta, har lite Mya (lite mer transportbotten?)

MDS för 1998 (KAARV 1-5,N2 och k5. Sista tecknet anger året, näst sista är prov nummer, övriga tecken anger lokal)



Bilaga 12:2 3(6)

Grupperingarna är mindre tydliga 1998 (ANOSIM global $R=0,503$, $p= 0,001$). Signifikant skilda är K5 från A2-N2 (ej från A1 längre). A1 är möjligen skild från A5. N2 är definitivt skild från A4 och A5 dessutom. Lokalerna synes genomgående vara mer spridda än 1993.

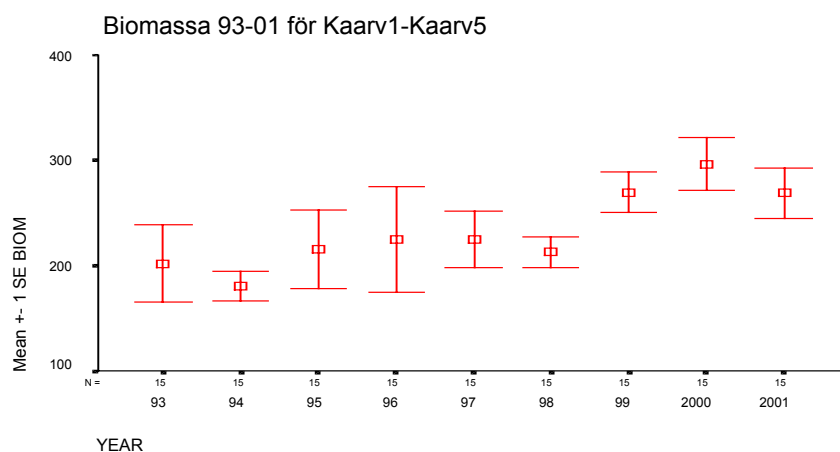
Ett sätt att upptäcka störning i djursamhällen är att mäta spridningen inom t ex en lokal. Om antalet av en viss art ökar starkt i ett prov och andra arter plötsligt minskar kan det t ex vara tecken på att en art gynnas och en annan missgynnas av t ex övergödning. I Figuren nedan visas utvecklingen vid lokalen KAARV3 där proverna för 1998 (A318, A328 och A338) ligger långt ifrån varandra jämfört med t ex proverna för 1993 (A313, A323 och A333).



Denna spridning kan mätas och jämföras. Variansanalys (ANOVA) på multivariata spridningsdata för åren 1993-2001 visar att det finns skillnader mellan åren ($p<0,04$) och Fishers starka post-hoc-test pekar ut åren 1998 och 2001 som avvikare med större spridning än övriga ($p<0,05$). Man kan tänka sig att djursamhället reagerat på utsläppen från det nya reningsverket.

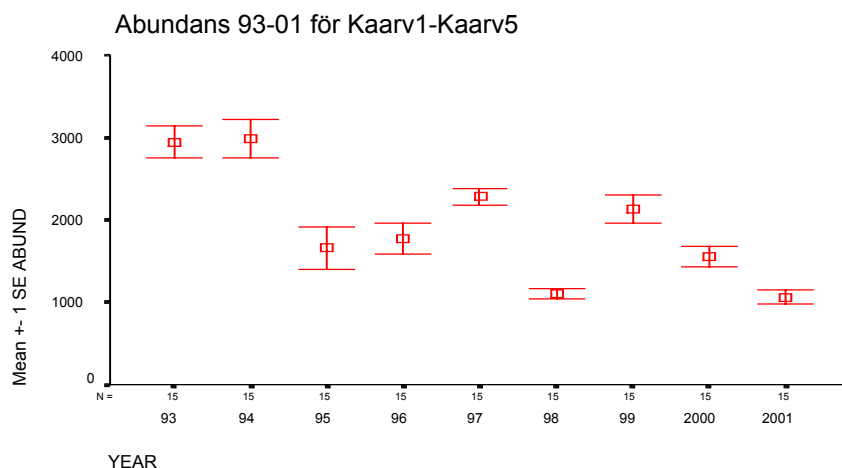
Biomassa räknat för alla prover

Sett över alla lokaler i området har biomassan ökat (ANOVA, $p=0,004$). 1999-2000 var biomassan större än 1993-1994 (Post Hoc test enligt Tukey, $p<0,05$).

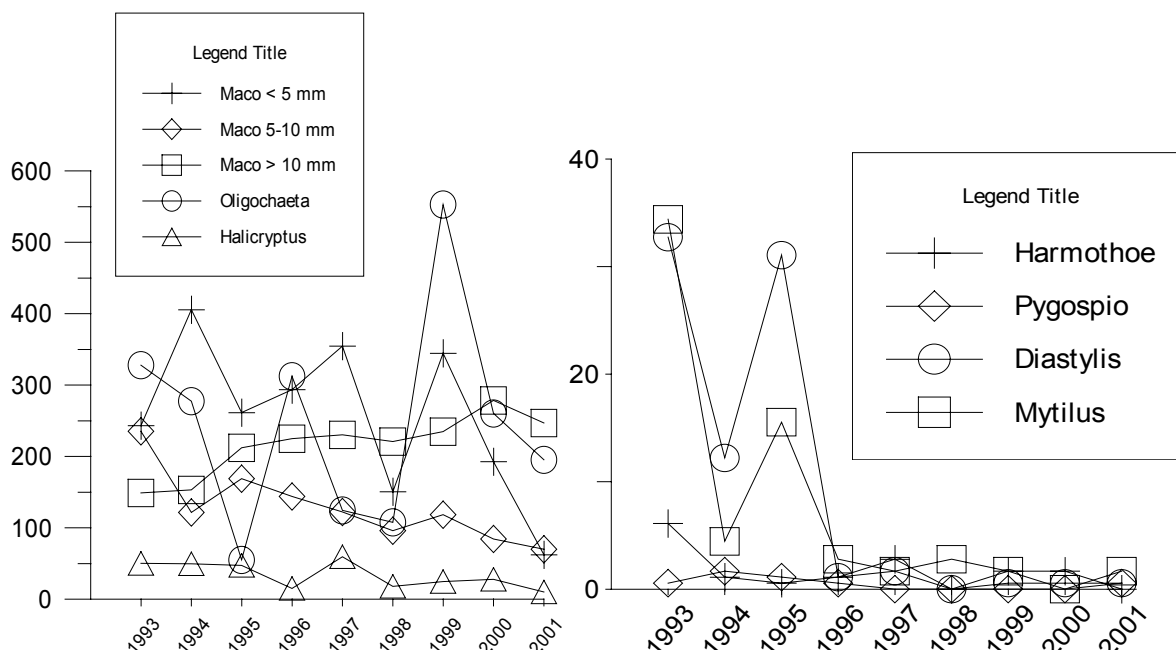


Abundans räknat för alla prover.

Abundanserna på Kaarv3 minskade under perioden ($p < 0,0001$). Medelabundansen för Kaarv 1-5 minskade också kraftigt ($p < 0,001$)



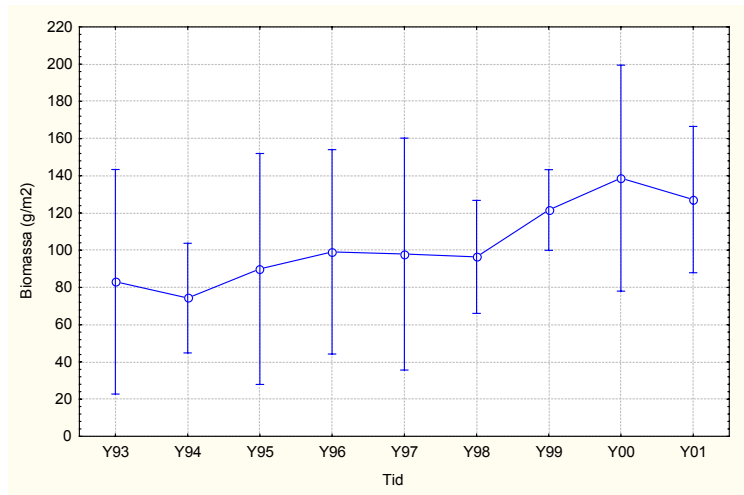
Det verkar som om biomassan stabiliseras, ev ökar medan abundansen går ner. Kan detta vara ett tecken på att läget stabiliseras eller? Man bör nog vara försiktig med tolkningarna. Fåartssamhällena i Östersjön, som är så beroende av Östersjömusslan (*Macoma baltica*) kan ju reagera helt annorlunda än lokaler ute i Nordsjön som kanske har en bred "redundans" (flera arter med liknande funktion).



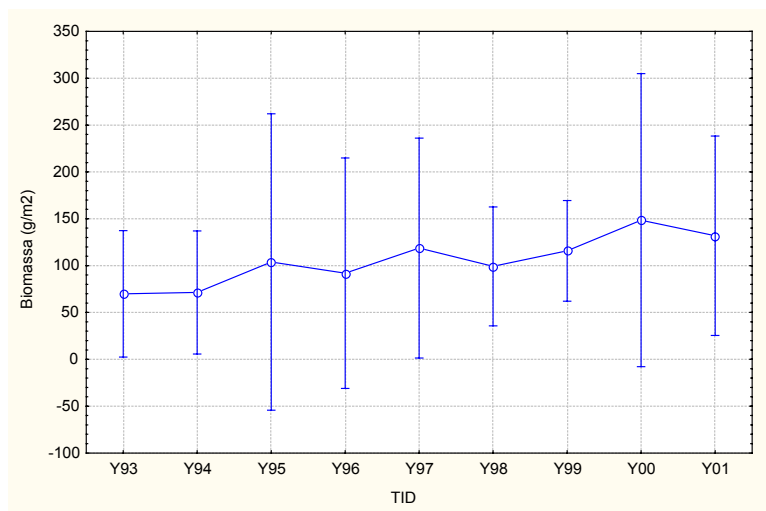
Diagrammen ovan antyder att de flesta arter minskar i antal, *Oligochaeta* och *Saduria* är oförändrad, medan *Macoma*>10 mm tenderar at öka.

Bilaga 12:2 5(6)

Om man tittar närmare på bakgrunden till den ovan angivna ökningen av biomassa visar det sig att den ligger nästan helt på *Macoma baltica* > 10 mm. En ANOVA (upprepad mätning) på denna undergrupp visar att en ökning har skett ($p < 0,04$) och åren 99-01 var biomassan större än 1994 (Fishers LSD-post hoc test, $p < 0,05$) (se figur).



Om man gör analysen bara på lokalerna 2-4 blir ökningen också signifikant ($p = 0,01$) och år 2000 har större biomassa än åren 93 och 94 (Tukey, $p < 0,02$)



Sammanfattningsvis

Djursamhället vid lokalerna i Yttre Redden har utvecklats mot minskad abundans och biomassa för de flesta arterna. Tydligt undantag är att Stora Östersjömusslor ökar både i antal och i biomassa. Trenderna har dock börjat innan utsläppet från nya reningsverket. En effekt man kan se som kan ha koppling till det nya reningsverket är att multivariat spridning ökat efter 1997. Speciellt 1998 ökade samtliga av lokalerna 1-5 sin spridning, dvs man kan tolka det som en störning i samband med att lokalerna utsattes för det nya avloppsvattnet. Hög spridning även 2001 gör att området bör studeras även framöver.

Angående urval av lokaler

Lokal 1 ligger i anslutning till en elkabel och till diverse skrot på botten. Sedimentet avviker också från övriga lokaler genom att ha ett ganska grunt sedimentlager ovanpå lera. KAARV 5 ligger relativt nära en hårdare botten vid utloppet från Karlskronabassängen. Lokalen har bl a haft inslag av djur som mestadels finns på hårdare botten (t. ex blåmusslor och slammärlor) vilket kan tyda på influenser från utanför liggande havsområden. När man vill avslöja miljöeffekter är det viktigt att undvika störande faktorer, såsom olika djup och sedimentkvalité mm. Sammantaget talar data för att man i framtida provtagningar kan dra in lokalerna KAARV 1 och KAARV 5 och behålla lokalerna KAARV 2-4. De senare har t ex visat sig tillsammans räcka som underlag för att statistiskt kunna fastlägga att stora Östersjömusslor har ökat i området.

Eftersom det finns tendenser till minskande djurförekomster och ökad spridning av data i anslutning till att utsläppen från det nya avloppsreningsverket började, finns det anledning att noggrant följa den fortsatta utvecklingen i området, vilket sannolikt med tillräcklig effektivitet kan göras med hjälp av fortsatt provtagning och utvärdering av lokalerna KAARV 2-4. Förutsättning är dock bl a att övriga lokaler som N2 och K5 behålls.

Bilaga 13

1(1)

Resultat av algprofilprovtagningar i Blekinge och Skåne 2002 - fältobservationer

station	datum	tångbältets övre gräns (m)	tångbältets undre gräns (m)	djupaste tångplanta (m)	rödalger undre gräns(m)	substrat undre gräns (m)	Fucus täckn på 1-1,5 m (%)	medeltäckning för Fucus med slumprutor (%)	djup vid slumpade prover (m)
H 3	2002-09-03	-	-	5,8	>12,1	>12,1	<5	0	1,2-1,5
H 2	2002-09-03	0,0	2,6	>3,7	~7,0	~7,0	25-100	72,5	1,4-1,5
H1	2002-09-17	0,1	0,4	4,2	6,2	6,2	<5-10	34	1,1-1,6
MA 11	2002-09-17	0,4	0,5	3,8(?)	>10,0	>10,0	<5	0	0,8-1,0
MA 9	2002-09-17	0,2	0,9	2,2	~10,0	~12,0	10-25	82,5	0,6-0,7
MA 8	2002-09-18	-	-	-	>6,0	>6,0	0	0	-
MA 7	2002-09-18	-	-	-	~9,8	~9,8	0	0	2,5-3,0
MA 6	2002-09-18	0,6	0,7	6,9(?)	>9,5	~10,0	<5	37,5	0,9-1,1
MA 5	2002-09-12	-	-	0,4	9,3	9,3	0	0	0,8-1,4
MA 4	2002-09-12	0,5	0,6	6,6	>10,5	>10,5	<5	0 / 21	1,1-1,4 / 0,2-0,4
MA 3	2002-09-04	0,3	2,6	4,4	4,6	4,6	75-100	75	1,1-1,5
MA 2	2002-09-04	0,4	1,7	1,7	>10,1	~10,1	100	76	1,0-1,5
LösS	2002-09-16	0,4	0,8	>7,1	>11,1	>11,1	<5	0 / 72,5	1,4 / 0,6-0,9
MA 1	2002-09-16	0,2	0,4	0,6	>5,0	~5,0	0	8,1 / 65	0,4-0,7 / 0,4
MA 15	2002-09-19	-	-	>5,6	>9,0	>9,0	<5	0	1,0-1,5

station	datum	max täckning för Fucus (%)	djup för max tångtäckn (m)	rekrytering (0-2)	betning (0-2)	nedslamn (0-2)	påväxt (0-2)	maxtäckning rödalger (%)	djup för maxtäckning rödalger (m)
H 3	2002-09-03	5	2,2-2,5	0-1	0-1	0	1	100	5,1->7,5
H 2	2002-09-03	100	0,4-0,6	1	1	1	0-1	100	2,4-3,1
H 1	2002-09-17	75-100	0,1-0,4	1-2	1-2	0	1	100	4,5-6,0
MA 11	2002-09-17	50-75	0,3-0,5	1	-	0	1	100	3,5->6,5
MA 9	2002-09-17	100	0,4-0,8	2	1	0	1	100	1,9->6,0
MA 8	2002-09-18	0	-	0	-	0-1	-	75	2,1->6,0
MA 7	2002-09-18	0	-	0	-	-	-	100	2,2-9,8
MA 6	2002-09-18	25	0,6-0,7	1	0	0	-	75-100	3,7-7,5
MA 5	2002-09-12	<5	0,4	0	0	-	2	50	2,5-4,6
MA 4	2002-09-12	25	0,6-0,7	1-2	1	0	1	75	1,4-8,0
MA 3	2002-09-04	75-100	0,3-1,1	0-1	0	2	1-2	5	3,0-3,7
MA 2	2002-09-04	100	0,4-1,5	1-2	0-1	1	1	10-25	1,8-4,0
LösS	2002-09-16	25	0,4-0,8	1	1	0	1	75-100	1,3-7,1
MA 1	2002-09-16	50	0,2-0,4	1	1	1	1	100	2,6-4,5
MA 15	2002-09-19	<5	2,7-5,6	1	0	0	0	75-100	2,7-5,6

Några av parametrarna är bedömda enligt skalan :

0 = inget
1 = måttligt
2 = mycket

Förändringar i olika makroalgers förekomst i rödalgsbältet på
hårdbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under
åren 1998-2002

	1998		1999		2000		2001		2002		1998-2002	1998-2002
	antal	medel stn biom	antal	medel stn biom	antal	medel stn biom	antal	medel stn biom	antal	medel stn biom	medel antal stn	medel biomassa
Rivularia sp.									3	0,002	0,6	0,000
Rivularia atra							2	0,002			0,4	0,000
Furcellaria lumbricalis	13	187,156	14	187,948	15	138,888	14	180,816	14	127,314	14,0	164,4
Phyllophora sp.									14	3,684	2,8	0,737
Phyllophora pseudoceranoides							9	3,089			1,8	0,618
Phyllophora truncata	12	2,582	13	5,827	14	3,061	8	1,923			9,4	2,679
Aglaothamnion roseum	2	0,004	3	0,029	7	0,022	5	0,016	6	0,008	4,6	0,016
Ceramium nodulosum	7	6,227	8	3,803	9	4,924	9	2,050	10	3,540	8,6	4,109
Ceramium gobii	14	13,357	14	3,841	14	9,812	15	14,891	14	4,702	14,2	9,32
Polysiphonia fucoides	14	25,302	15	24,940	15	48,213	15	43,012	15	58,354	14,8	40,0
Polysiphonia fibrillosa	1	0,011	3	0,052	13	3,762	9	1,347	8	0,251	6,8	1,085
Rhodomela confervoides	9	1,874	11	1,696	13	5,864	13	4,787	11	2,457	11,4	3,336
Ectocarpus siliculosus					1	0,001	2	0,113			0,6	0,023
Pilayella littoralis	6	4,710	5	6,591	2	0,054	3	0,734	3	0,391	3,8	2,496
Pil/Ecto coll	3	2,656	1	1,191	2	3,941	1	3,104	2	0,509	1,8	2,280
Elachista lubrica	1	0,002					1	0,001			0,4	0,001
Stictyosiphon tortilis	1	0,032					1	0,186			0,4	0,044
Dictyosiphon foeniculaceus	3	0,968	1	1,250	1	1,299	1	1,039	1	0,009	1,4	0,913
Chorda filum			1	0,719	1	0,213	1	5,815	1	2,249	0,8	1,799
Sphacelaria sp.	2	0,008	1	0,079	1	0,002	1	0,001	1	0,009	1,2	0,020
Fucus vesiculosus	1	0,003	1	0,075	1	0,021	1	0,775			0,8	0,175
Ulothrix sp.									1	0,001	0,2	0,000
Enteromorpha sp.	1	0,001	3	0,003	1	0,001			1	0,002	1,2	0,001
Chaetomorpha sp.			2	0,004							0,4	0,001
Cladophora sp.			1	0,702					2	0,009	0,6	0,142
Cladophora glomerata	1	0,014			1	0,007	1	0,006	2	0,003	1,0	0,006
Cladophora rupestris	3	0,017	6	0,028	5	0,059	7	0,048	3	0,043	4,8	0,039
Obest. grönalg					1	0,006					0,2	0,001
antal förekl. arter	18		18		19		21		19			
medelartantal	6,3		6,9		7,8		7,9		7,5			
medelbiomassa	244,9		238,8		220,2		263,8		203,5			
antal stationer	15		15		15		15		15			
totalt antal arter under åren 1998-2002:		<u>28</u>										

Trendanalys (korrelation) av summparametrar i algprofiler i Blekinge och västra
Hanöbukten 1998-2002

Diversiteten är beräknad enligt Shannon-Wiener med e-logtransformerade värden. Siffrorna anger r-
värdet, minustecken betyder nedåtgående trend. Signifikanta förändringar anges med fet stil.

Rödalg

	H3	H2	H1	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15
artantal	0,474	0,087	-0,378	-0,756	-0,066	0,112	0,289	0,177	0,640	0,354	0,359	0,139	0,472	0,915	0,606
biomassa	-0,761	0,401	-0,902	0,063	0,859	0,209	-0,684	-0,846	-0,530	-0,328	0,422	0,271	-0,053	-0,177	0,397
diversitet	0,568	-0,034	0,812	0,594	-0,489	-0,812	0,511	0,289	-0,571	0,025	0,243	-0,628	-0,447	0,573	0,571

	Blek+Skan	Blek	Skan	expon	skydd
antal stationer	n=15	n=12	n=3	n=11	n=4
artantal	0,170	0,200	0,050	0,100	0,330
biomassa	-0,090	-0,050	-0,240	-0,140	-0,010
diversitet	0,050	0,000	0,230	0,080	-0,010

Påväxalg i tången

	H3	H2	H1	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15
artantal	0,775	0,085	0,693	0,861	0,496		0,189	0,832	-0,076	0,447	0,938	0,289	0,606	0,783	
biomassa	0,763	0,782	0,245	0,342	-0,036		0,359	0,635	-0,759	-0,124	-0,521	-0,104	0,127	-0,587	
diversitet	0,128	0,299	0,284	0,877	-0,115		0,617	-0,004	0,167	-0,579	0,262	-0,349	-0,419	0,641	

tångens täckningsindex	-0,821	-0,141	-0,825	-0,870	-0,399		-0,819	-0,916	-0,619	-0,937	0,482	0,191	-0,872	-0,092	-0,791
------------------------	---------------	--------	---------------	---------------	--------	--	---------------	---------------	--------	---------------	-------	-------	---------------	--------	---------------

	Blek+Skan	Blek	Skan	expon	skydd
antal stationer	13	10	3	9	4
artantal	0,815	0,819	0,740	0,819	0,669
biomassa	-0,251	-0,410	0,900	0,668	-0,581
diversitet	0,486	0,291	0,277	0,582	0,214

tångens täckningsindex	-0,780	-0,911	-0,661	-0,873	-0,125
------------------------	---------------	---------------	--------	---------------	--------

Djurlivet i tången

	H3	H2	H1	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15
artantal	0,000	0,000	0,555	0,104	0,849		0,788	-0,416	0,745	0,707	-0,756	0,834	0,730	0,577	
abundans	-0,804	0,114	-0,097	-0,754	-0,491		0,108	-0,719	0,446	-0,034	-0,581	-0,523	-0,678	-0,637	
biomassa	-0,748	-0,537	-0,625	-0,834	-0,680		-0,055	-0,773	0,453	-0,090	-0,666	-0,682	-0,605	-0,709	
diversitet	0,267	0,529	-0,443	-0,339	-0,855		0,630	-0,738	0,439	0,611	0,132	0,387	0,614	0,030	

	Blek+Skan	Blek	Skan	expon	skydd
antal stationer	13	10	3	9	4
abundans	0,819	0,865	0,248	0,628	0,913
artantal	-0,585	-0,591	-0,490	-0,612	-0,597
biomassa	-0,725	-0,719	-0,817	-0,763	-0,695
diversitet	0,213	0,160	0,169	-0,074	0,453

Innehåll av kol, kväve och fosfor (mg/g torrsvikt) i blåstång vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.

Längs ner på sidan anges också resultatet av en trendanalys (korrelation) för längsta tillgängliga period. Siffrorna anger r-värdet, minustecken betyder avtagande trend. Signifikanta trender anges med fet stil,

<u>Station</u>	<u>Kol-C</u>	<u>Kväve-N</u>	<u>Fosfor-P</u>
H3	361	9,6	2,4
H2	371	6,3	1,9
H1	370	4,5	2,7
Ma11	367	6,0	3,2
Ma9	380	9,9	2,4
Ma8			
Ma7	363	9,2	2,1
Ma6	351	6,5	2,4
Ma5	395	7,4	2,0
Ma4	370	4,7	2,8
Ma3	385	6,9	2,0
Ma2	376	6,0	2,2
Ma1	372	8,4	2,6
Löss	377	7,6	3,1
Ma15			

Kvoter mellan kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.

<u>Station</u>	<u>N/P</u>	<u>C/N</u>	<u>C/P</u>
H3	4,0	38	150
H2	3,3	59	195
H1	1,7	82	137
Ma11	1,9	61	115
Ma9	4,1	38	158
Ma8			
Ma7	4,4	39	173
Ma6	2,7	54	146
Ma5	3,7	53	198
Ma4	1,7	79	132
Ma3	3,5	56	193
Ma2	2,7	63	171
Ma1	3,2	44	143
Löss	2,5	50	122
Ma15			

	<u>H3</u>	<u>H2</u>	<u>H1</u>	<u>Ma11</u>	<u>Ma9</u>	<u>Ma7</u>	<u>Ma6</u>	<u>Ma5</u>	<u>Ma4</u>
Kväve	-0,28	-0,29	-0,48	0,29	0,05	-0,10	-0,13	0,02	-0,81
Fosfor	0,18	-0,19	0,06	0,61	0,42	0,43	0,35	0,48	0,46
N/P	-0,40	-0,26	-0,32	-0,32	-0,23	-0,45	-0,48	-0,50	-0,80
antal år	5	5	5	13	13	12	9	9	9

	<u>Ma3</u>	<u>Ma2</u>	<u>Ma1</u>	<u>Löss</u>	<u>Hanöb</u>	<u>Blek</u>	<u>Skåne</u>	<u>gräns f signifikans</u>	
Kväve	-0,24	-0,51	-0,004	-0,32	-0,45	-0,31	-0,36	antal år	r-värde
Fosfor	0,34	0,22	0,66	0,04	-0,03	0,52	0,00	5	0,811
N/P	-0,67	-0,55	-0,70	-0,32	-0,32	-0,63	-0,35	9	0,632
antal år	9	13	12	5	5	9	5	12	0,553
					13	9	3	13	0,532
				antal stationer :					

Bilaga 21
1(1)

Halter av tungmetaller och organiska gifter i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.

För metaller är 25 musslor och för de organiska miljögifterna 50 musslor analyserade

Tungmetallanalyser (25 blåmusslor / station)

Station	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1	Bakgrund
Datum	020903	020903	020917	021021	020918	020917	020917	020916	
Medel längd (mm)	26,4	21,8	21,0	28,4	25,1	24,5	23,3	25,2	
Medel bredd (mm)	13,6	11,3	11,5	15,7	12,9	12,9	12,0	12,9	
Medel skalvikt (g)	525	332	263	591	416	386	305	357	
Medel färskvikt (g)	266	168	156	425	234	273	181	244	
Vattenhalt (% av ww)	87	86	86	85	85	86	86	87	
Metaller (mg/kg TS)									
As									
Cd	6,8	5,5	3,4	1,7	4,1	5,2	5,2	6,1	4,0
Co									
Cr	2,0	1,6	2,1	1,5	2,1	3,2	2,4	1,5	2,0
Cu	13	14	15	11	13	12	13	13	10
Hg	0,120	0,140	0,080	0,130	0,060	0,140	0,430	0,080	0,200
Ni	4,8	5,1	2,9	1,7	4,1	3,0	3,1	2,9	4,0
Pb	2,4	1,7	2,2	6,1	1,3	1,0	1,0	1,7	2,0
Zn	150	180	110	180	160	120	130	190	120

Organiska miljögifter (50 blåmusslor / station)

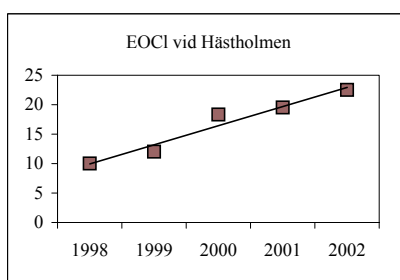
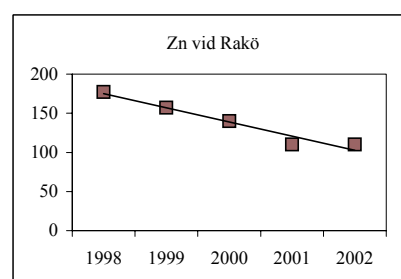
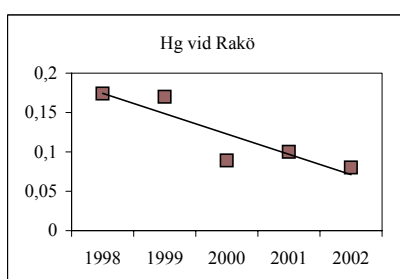
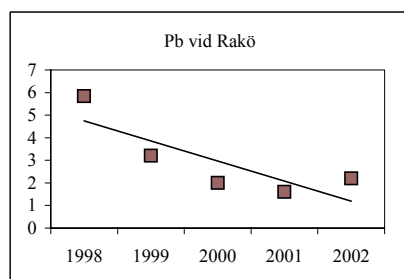
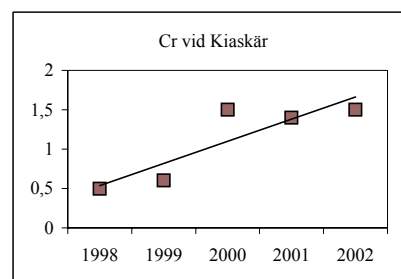
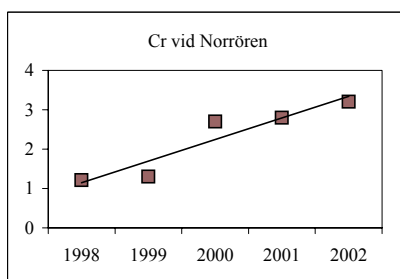
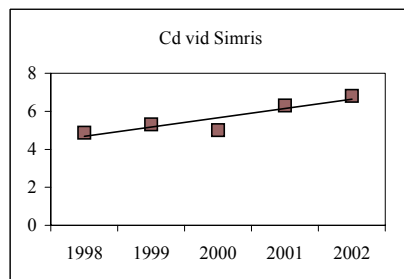
Station	Simris	Karakås	Rakö	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1	Bakgrund	
Datum	020903	020903	020917	020918	020917	020917	020916		
Medel längd (mm)	28,6	19,5	18,5	25,4	24,7	22,0	25,7		
Medel bredd (mm)	14,6	11,0	10,2	13,3	13,0	11,3	13,2		
Medel skalvikt (g)	596	292	190	422	446	266	403		
Medel färskvikt (g)	319	156	99	241	274	157	261		
Fettvikt (% av ww)	1,2	1,3	1,4	1,6	1,2	1,7	1,2		
Vattenhalt (% av ww)	88	86	84	84	87	85	87		
Organiska miljögifter (ug/g TS)									
EOCI	24,1	20,7	19,4	21,9	17,7	21,7	22,5		
EPOCI	1,8	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5		
Klorfenoler	ej analyserat								
Klorguajakoler	ej analyserat								
Organiska miljögifter (ug/g fett)									
EOCI	245	225	218	215	198	195	236		
EPOCI	18	16	17	15	17	14	16		
Klorfenoler	ej analyserat								
Klorguajakoler	ej analyserat								

**Trendanalys (korrelation) för tungmetallhalter i blåmusslor
i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1998-2002.**

Minustecken före r-värdet innebär sjunkande trend, signifikanta förändringar anges med fet stil

	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1
Kadmium	0,904	-0,088	-0,512	-0,148	0,183	-0,275	-0,055	0,132
Krom	0,699	0,548	0,792	0,877	0,704	0,941	0,644	0,801
Koppar	-0,042	-0,540	-0,381	0,759	0,131	0,316	0,263	-0,344
Kvicksilver	0,098	0,664	-0,893	-0,031	-0,883	-0,492	0,459	-0,881
Nickel	0,242	0,650	-0,091	0,534	0,215	0,343	0,597	0,158
Bly	-0,330	-0,690	-0,821	-0,492	-0,262	-0,554	-0,414	-0,806
Zink	0,771	-0,479	-0,974	0,080	-0,419	0,526	-0,760	0,323
EOCI	0,273	0,626	0,738		-0,507	-0,022	0,532	0,977

Diagram med statistiskt signifikanta trender i av miljögiftshalter i blåmusslor



Bilaga 23

1(1)

Fiskfysiologi vid Blekingekusten och västra Hanöbukten 2002.

Summering av parametrar som ingår i undersökningen

Projekt: 121/02

Station	Åhus		Torhamn		Kråknabben		Jordskär		Kladdenabben		Tosteberga		Utkörningen		
	Parameter	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE
Gallanalyser															
Hartssyror (µg/g TS)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fettsyror (µg/g TS)	1142	181	1476	278	979	32	-	-	2035	678	1932	193	1576	264	
Fytosteroler (µg/g TS)	352	34	453	40	256	61	-	-	277	49	547	46	483	30	
Steroler (µg/g TS)	1439	115	1775	161	1274	133	-	-	1335	134	1721	125	1855	91	
Biokemiska/Fysiologiska analyser															
EROD (nmol/min*mg protein)	0,269	0,039	0,160	0,016	0,208	0,018	0,590	-	0,122	0,010	0,375	0,044	0,132	0,019	
CYP1A (Abs.enheter)	0,055	0,003	0,045	0,002	0,052	0,004	0,140	-	0,040	0,001	0,095	0,010	0,046	0,002	
EROD/CYP1A	4,820	0,530	3,560	0,270	4,060	0,260	4,270	-	2,990	0,220	4,130	0,300	2,76	0,33	
ASAT (µkat/l)	0,08	0,04	2,33	0,85	0,06	0,02	ea	-	1,23	0,73	0,55	0,15	0,51	0,17	
ALAT (µkat/l)	0,03	0	0,04	0,01	0,03	0	ea	-	0,03	0	0,07	0,02	0,08	0,04	
Leverhistologi															
Inflammatoriska förändringar (%)	60	-	80	-	32	-	0	-	24	-	88	-	88	-	
Parasitära strukturer (%)	26	-	24	-	12	-	0	-	4	-	40	-	56	-	
Vakuolisering av cytoplasman (%)	26	-	64	-	48	-	100	-	40	-	48	-	80	-	
Vakuoliseringsgrad	2,20	0,54	2,76	0,31	1,43	0,23	5,00	-	2,12	0,31	2,28	0,30	3,32	0,34	
Morfometri															
Total längd (mm)	253	5,8	226	2,7	244	6,9	250	-	242	3,4	236	3,3	239	3,1	
Total vikt (g)	53,9	4,1	44,2	1,4	58	6,1	60,9	-	57	2,4	50,7	2,2	52,8	1,9	
Somatisk vikt (g)	46,9	3,9	37	1,2	47,2	4,9	50,9	-	48,9	2,3	43,3	1,9	45,3	1,7	
Absolut levervikt (g)	1,01	0,10	0,83	0,03	0,88	0,08	1,12	-	0,83	0,05	0,78	0,05	0,82	0,04	
Leversomatiskt index (%)	2,07	0,11	2,25	0,07	1,91	0,10	2,20	-	1,71	0,08	1,76	0,05	1,81	0,06	
Levertotalindex (%)	1,87	0,12	1,89	0,06	1,56	0,08	1,84	-	1,45	0,06	1,53	0,04	1,56	0,06	
Somatisk konditionsfaktor (%)	18,13	1,05	16,28	0,33	18,82	1,33	20,37	-	19,90	0,71	18,14	0,51	18,71	0,46	
Reproduktionsstudier															
Absolut gonadvikt (g)	4,64	0,62	4,38	0,27	8,09	1,10	7,86	-	7,36	0,44	4,62	0,33	4,96	0,34	
GSI (%)	9,72	0,92	11,84	0,57	16,93	1,36	15,43	-	15,52	0,92	10,68	0,58	10,99	0,61	
GSI2 (%)	1,79	0,22	1,93	0,11	3,23	0,35	3,14	-	3,00	0,16	1,94	0,12	2,04	0,12	
Total vikt yngel (g)	4	0,58	3,78	0,26	7,14	0,96	7,18	-	6,55	0,4	3,93	0,3	4,24	0,32	
Medelvikt/yngel (g)	0,162	0,014	0,155	0,005	0,202	0,012	0,1	-	0,179	0,008	0,108	0,005	0,13	0,007	
Antal yngel/hona	26,00	3,80	24,50	1,58	36,10	4,85	59,00	-	36,60	2,04	36,10	1,83	33	1,92	
Embryosomatiskt index (%)	8,4	0,9	10,2	0,6	15,0	1,3	14,1	-	13,8	0,9	9,2	0,6	9,42	0,58	
Fekunditet (%)	55,4	5,6	66,5	3,6	76,9	7,2	115,8	-	79,0	4,5	85,7	3,6	73,86	3,46	
Reproduktion (%)	53,09	7,47	65,45	3,39	74,00	7,21	111,90	-	76,80	4,74	80,18	3,89	69	3,55	
Retarderade yngel totalt (%)	7,14	1,45	5,32	0,98	6,29	2,30	5,08	-	6,03	1,08	11,11	1,92	11,18	1,7	
Retarderade yngel <15mm (%)	3,91	1,13	2,57	0,56	4,40	2,32	3,39	-	3,52	0,79	7,36	1,52	6,86	1,15	
Retarderade yngel >15mm (%)	3,23	1	2,75	0,56	1,72	0,72	1,7	-	2,52	0,6	3,75	0,58	4,32	1,01	
Döda yngel <15mm (%)	4,1	1,07	2,57	0,56	4,6	2,3	3,4	-	3,33	0,8	7,25	1,5	6,69	1,16	
Döda yngel >15mm (%)	0,3	0,26	1,6	1,5	0,6	0,34	0	-	0,11	0,11	0,27	0,12	1,21	0,71	
Missbildade yngel (%)	3,9	1,27	3,4	1,98	0,5	0,31	3,4	-	0,96	0,43	1,2	0,42	2,1	0,53	
Medellängd yngel (mm)	34,33	-	33,78	-	36,99	-	31,72	-	35,19	-	30,13	-	30,28	-	

ea=ej analyserat

nd=ej detekterbart

Konsulternas Kvalitetssäkringsarbete under 2002

Redovisning av Högskolan i Kalmars kvalitetssäkringsarbete 2002

- Deltagande i provningsjämförelser

Under 2001 deltog högskolans sorteringspersonal i en interkalibrering vad avser arbetsbestämning av mjukbottendjur. Resultatet var mycket tillfredsställande. Alla tre dykare på Högskolan som arbetar med provtagningarna i Blekinge och västra Hanöbukten har deltagit vid interkalibrering vid ett par tillfällen under 90-talet i Hasse Kautskys (Stockholms Universitet) regi. Resultatet av jämförelsen var tillfredsställande. Under alla de år som dykningar på algprofiler har genomförts i Blekinge och västra Hanöbukten har samma personal deltagit vilket innebär att bedömningar av täckning etc blir jämförbar mellan år.

- Provtagning

Provtagningen sker enligt Naturvårdsverkets rekommendationer, och har utförts enbart av Högskolans personal som har långvarig erfarenhet av denna typ av provtagning. Före varje provtagningsomgång har all utrustning kontrollerats så att den är hel och välfungerande. Det gäller speciellt såll och nätpåsar samt djupmätare. 2002 konstaterades en nätpåse vara trasiga varför den kasserades och ersattes. Djupmätarna kalibrerades under vattnet med varandra och med uppmätt djup vid första dyktillfällen. Vid studierna på algprofiler sker alltid en diskussion om respektive profil direkt efter dykningen för att försäkra sig om att det finns en samsyn på hur profilen såg ut.

- Provhantering

Provhantering sker enligt angivna metoder i kontrollprogrammet. De formalinkonserverade proverna kontrollerades vad det gäller vätskenivå vid ett tillfälle.

- Analyser

Alla analyser sker enligt i kontrollprogrammet angivna metodbeskrivningar, vilka bygger på rekommendationer från Naturvårdsverket. Under 2002 har kontroll av sorteringspersonalens effektivitet gjorts vid ett tillfälle med tillfredsställande resultat. Sortering av biologiska prover har under 2002 utförts av ordinarie personal. De vågar som används vid vägning av biologiskt material kontrolleras årligen av en certifierad firma (Samo Tronic). Senaste kontroll gjordes i september 2002.

Köpta analyser har enbart utförts av ackrediterade laboratorier i Sverige och i Norge.

- Referensmaterial

Certifierat referensmaterial har ej använts då sådant ej finns att tillgå för ingående parametrar.

Bilaga 24

2(3)

Redovisning av SMHI:s kvalitetssäkringsarbete 2002

- Kvalitetssystem

Allt arbete med framtagning av data, från planering av provtagningen till rapportering av data, sker under vårt kvalitetssystem och styrs av rutinerna som beskrivs i Kvalitetshandboken. SMHI Oceanografiska Laboratoriet har varit ackrediterat för provtagning och analys av ett antal parametrar i havsvatten sedan 1994.

- Revision utförd av SWEDAC

Utförd 2002-05-24. Resulterade i 6 stycken avvikelser, samtliga förutom två av kategorin ”liten avvikelse”. Bedömarens allmänna omdöme var att ”laboratoriet uppvisar ett gott kvalitetstänkande och är mycket kunniga inom sitt område”. Laboratoriet rekommenderades fortsatt ackreditering. Laboratoriet är hädanefter ackrediterat enligt den nya internationella kravstandarden SS-EN ISO 17025.

- Deltagande i provningsjämförelser

Deltagit i ”QUASIMEME Laboratory Performance Studies” (återkommande provningsjämförelse mellan ca 100 olika laboratorier från hela Europa) under vår och höst. Ingående parametrar: Nitrit, Nitrat, Ammonium, Total-kväve, Total-fosfor, Fosfat, Silikat, Klorofyll *a*.

Bra resultat.

- Provtagning

Provtagningen sker enligt rekommendationer i HELCOM Guidelines for the COMBINE Programme (1999), och utföres enbart av utbildad SMHI-personal.

- Provhantering

Provhantering sker enligt våra metodbeskrivningar. Vår ackreditering täcker provhanteringen av samtliga kemiska analysparametrar.

- Referensmaterial

Certifierat referensmaterial har ej använts då heltäckande och allmänt accepterat sådant ej finns att tillgå för havsvatten. Kvaliteten på internt referensmaterial kontrollerad genom deltagande i provningsjämförelser och med kontrollprover.

- Kontrolldiagram

I laboratoriets kvalitetssystem ingår kontrolldiagram för samtliga analyserade parametrar.

Redovisning av TOXICON's kvalitetssäkringsarbete 2002

Toxicons allmänna kvalitetssäkringsarbete finns beskrivet i offerten till Blekingekustens och Västra Hanöbukts Vattenvårdsförbund. I denna kvalitetsäkringsredovisning återges de delar som berör undersökningar av fiskfysiologi och mobil epifauna.

Allmänt

Samtliga vågor har under året kontrollerats månatligen med certifierade kontrollvikter. Vågarna har kalibrerats en gång under året av ackrediterad vågkontrollant. Spektrofotometrar har kalibrerats en gång under året av Toxicon.

Samtliga undersökningar har utförts enligt upplagda försöksplaner och metoder, med nedan angivna undantag.

Samtliga rådata från fält- och laboratorieundersökningar är arkiverade under respektive projektnummer i brandsäkra skåp i låst arkivrum. Alla inmatade rådata ligger på två olika hårddiskar, samt backup på diskett. Alla digitala data är även överförda på CD-rom.

Toxicons underkonsulter har under året bedrivit ett motsvarande kvalitetssäkringsarbete.

Fiskfysiologi

Samtliga provfisken som utnyttjades för analyser, gjordes mellan 4/11 och 25/11 2002. På stationen Jordskär kunde som vanligt inte det önskvärda antalet fiskar erhållas trots stora fiskeansträngningar. På Kladdenabben, Kråknabben och Åhus erhöles 27, 14 respektive 14 individer. I övrigt var fisktillgången fullgod under 2002 (45-50 st).

Material från lever, njure, och mjälte är konserverat i formalin för eventuella framtida omsnittningar och vidarebedömningar och samtliga gjorda snitt är också sparade för framtida omdömningar. Analys av klororganiska ämnen i fiskgalla ersattes under 1999-2000 med haltanalys av enzymet CYP1A i lever, enligt beslut av länsstyrelserna. Vidare har station Kråknabben omvärderats till referensstation i samband med att ytterligare en recipientstation provtagits för Stora Enso Nymölla, station Utkörningen, allt efter godkännande från länsstyrelsen i Skåne län.

Offertens projektstyrningsplan reviderades till följande:

Fältarbete, analyser, kontroll	Anders Sjölin FK, Fredrik Lundgren FM, Weste Nylander FK, Thomas Olsson FK, Firma Sebastian v. Schoultz, Åbo, Bent Jones prof. SLU, Göran Magnusson
Utvärdering, statistik	Anders Sjölin FK, Fredrik Lundgren FM
Granskning av rapport	Per Olsson FD