

# Hanöbukten

## Kustvattenmiljö 2006



Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

# Hanöbukten

# Kustvattenmiljö

# 2006

*Blekingekustens Vattenvårdsförbund*  
*Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten*  
*Årsrapport 2006*

Stefan Tobiasson  
Roland Engkvist  
Anna Ingemansson  
Anna Wolfhagen



HÖGSKOLAN I KALMAR - Naturvetenskapliga Institutionen

## *Hanöbukten* *Kustvattenmiljö 2006*

Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Årsrapport 2006

BESTÄLLNINGSDRESS:  
Högskolan i Kalmar  
391 82 Kalmar

TELEFON:  
0480-44 73 46  
TELEFAX:  
0480-44 73 40  
EPOST:  
stefan.tobiasson@hik.se  
HEMSIDA:  
www.hanobukten.org  
www.bkvf.org  
www.hik.se

TEXTER:  
Stefan Tobiasson Högskolan i Kalmar,  
Roland Engkvist Högskolan i Kalmar,  
Anna Ingemansson SMHI,  
Anna Wolfhagen Toxicon.

ILLUSTRATIONER:  
Stefan Tobiasson, Anna Ingemansson, Anna Wolfhagen

© HÖGSKOLAN I KALMAR,  
Naturvetenskapliga Institutionen  
Stefan Tobiasson  
Rapport 2007:3

ISSN 1402-6198

GRAFISK FORM:  
Karl-Erik Persson Media, Färjestaden

TRYCK:  
Högskolans Tryckeri

UPPLAGA:  
150 ex

FRAMSIDA:  
Utklippan. Foto Stefan Tobiasson

# Innehåll

Sammanfattning	I-IV
Inledning	9
1. Tillståndet i olika vattenområden 2006	10
1.1 Västra Hanöbukten	10
1.2 Kuststräckan från Åhus till Hanö	12
1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn	15
1.4 Ronnebyområdet och västerut	17
1.5 Karlskrona- och Torhamnsområdet	20
1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund	23
2. Tillförsel av föroreningar	24
3. Hydrografi i utsjön	26
4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten	28
4.1 Temperatur	28
4.2 Salthalt	28
4.2 Siktdjup	29
4.3 Syreförhållanden	29
4.4 Närsalter	30
4.5 Partikulärt organiskt kol (POC) och kväve (PON)	31
4.6 Klorofyll-a	31
5. Sediment och mjukbottenfauna	32
5.1 Sediment	32
5.2 Bottenfauna	34
6. Makroalger på hårbottenar	40
6.1 Utbredning och förekomst av alger	40
6.2 Undersökning i västra Hanöbukten 2006	41
6.3 Undersökning av tångförekomst i Blekinge 2006	42
6.4 Rödalger	43
6.5 Påväxtalger i tångbältet	44
6.6 Djur i tångsamhället	44
6.7 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll	45
6.8 Nya bedömningsgrunder	45
7. Metaller och miljögifter i sediment	46
7.1 Metaller i sediment	46
7.2 Miljögifter i sediment	47
8. Fiskfysiologiska undersökningar	48
Referenser	50
Bilagor	51

# Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

- sammanfattning av resultat från undersökningarna 2006

Under 2006 genomförde Högskolan i Kalmar, SMHI och TOXICON i Landskrona samordnad kustkontroll i Hanöbukten. I provtagningarna ingick såväl vatten- och sedimentundersökningar som undersökningar av biologiska variabler. Syftet med undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbukstens kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar.

## Ökad näringstransport till Hanöbukten 2006

Mycket av näringstransporten till kustvattnet sker via åarna och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Transporten är därmed i stor utsträckning beroende av hur mycket nederbörd som faller. Under 2006 var årsnederbörden omkring 18% högre än normalt. Den totala transporten av näringsämnen via åarna följer i stort årsnederbörden och var därmed större än 2005. Mycket av nederbörden föll under hösten, men den sena och kraftiga snösmältningen innebar att mycket näring tillfördes Hanöbukten även under våren. Den samlade mängden näring från land till Hanöbukten

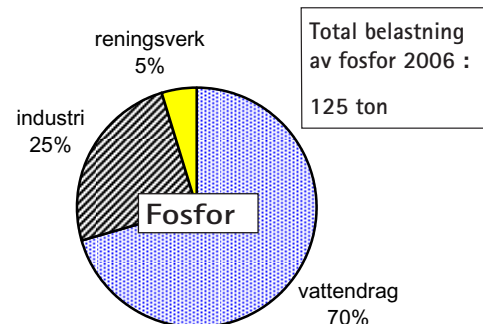
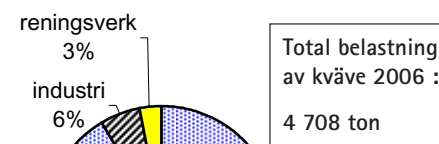
var annars ganska genomsnittlig för perioden 1989-2006. Trendanalys visar att näringstillförseln varit i stort sett oförändrad under perioden. Däremot har utsläppen från industrier och kommunala reningsverk minskat avsevärt under samma period.

Under 2006 kom ungefär 91% av kvävet via vattendragen. Motsvarande värden för fosfor var 70%. Här kom 22% från skogsindustrin.

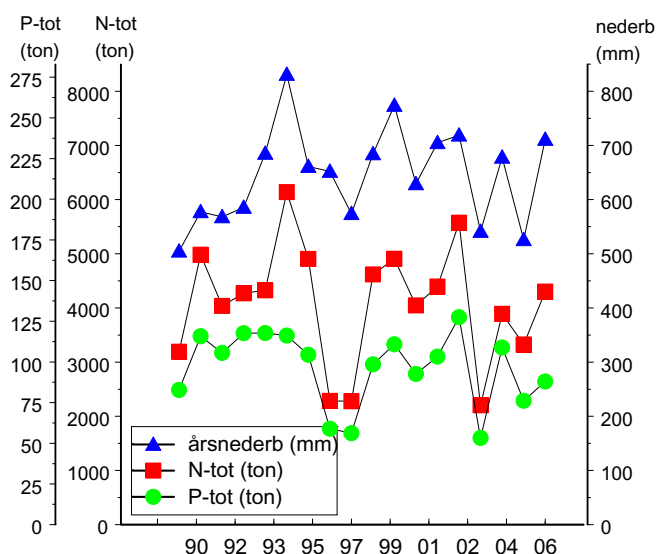


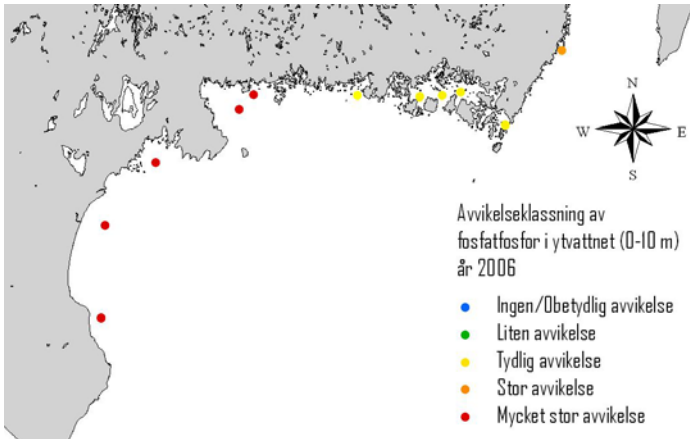
Sex stora vattendrag mynnar i Hanöbukten och bidrar i hög grad till den samlade belastningen på kusten.

Vattendragen bidrar med den i särklass största andelen av näringstillförseln till Hanöbukten. Fosfor kommer också till stor del från mas-saindustrin



Både kväve- och fosfortransporten via vattendragen var normal för perioden 1989-2006





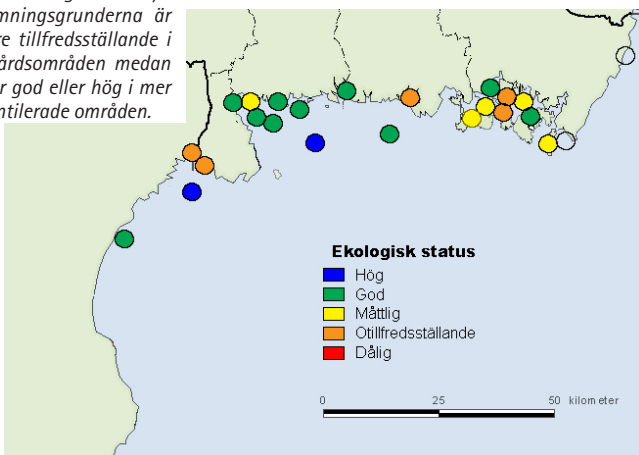
## Höga fosforhalter och omfattande cyanobakterieblomningar

Utvecklingen i Blekinges och västra Hanöbukstens kustvatten präglades under 2006 framförallt av fortsatt höga fosforhalter under årets inledning och omfattande cyanobakterieblomningar under sommaren. Höga fosforhalter uppmättes inte bara inne vid kusten utan i stort sett i hela egentliga Östersjön. Likaså var algblomningarna så omfattande att de berörde stora delar av södra egentliga Östersjön i juli månad.

Både totalhalt och oorganisk halt av fosfor, såväl sommar som vintervärden, uppvisade förhöjda värden motsvarande stor till mycket stor avvikelse enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Det gäller alla stationer utom de i Karlskrona skärgård där fosfathalterna inte var lika mycket förhöjda utan i stället visade tydlig avvikelse.

Kvävehalterna längs kuststräckan låg på de flesta håll på en låg och bra nivå och avvikelser, d.v.s. förhöjningen, var i stort sett liten eller obetydlig under vintern men tydlig under sommaren. Endast vid de mer landnära stationerna som K7 vid Karlshamn och KL8 vid Kristianopel var kvävehalterna höga

Den ekologiska statusen för mjukbottenfauna klassad enligt de nya bedömningsgrunderna är mindre tillfredsställande i skärgårdsområden medan den är god eller hög i mer välventilerade områden.



och avvikelserna mycket stora.

Sikt djupet varierade under året, från 14 meter i västra Hanöbukten i maj till 0.7 meter vid KL8 samma månad. Sikt djupet under sommaren visade liten avvikelse i Ronnebyområdet och Pukaviksbukten, medan övriga områden visade tydlig till stor avvikelse i sikt djup under sommaren.

Syrgasförhållandena i bottenvattnet var över lag mycket bra i Blekinge och västra Hanöbukstens kustvatten under 2006. Den station som normalt brukar uppvisa lägst syrgashalt i bottenvattnet är NY i Karlskrona skärgård. Så var dock inte fallet under 2006, utan i stället uppmättes den lägsta syrgashalten i bottenvattnet vid K6 i Pukaviksbukten. Halten uppgick där till 5.3 ml/l på 25 meters djup i augusti, vilket är under det normala för stationen, men dock inget kritiskt värde.

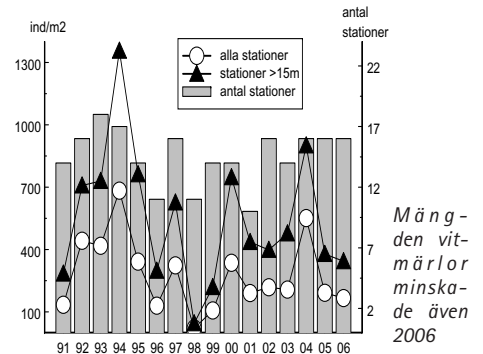
## God ekologisk status i välventilerade områden men sämre i skärgården

Generellt har det skett små förändringar på flertalet bottenundersökningar i Hanöbukten de senaste åren. 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.

Vid bottenundersökningarna i Hanöbukten 2006 påträffades djur på samtliga 24 stationer. Totala antalet arter var i stort sett oförändrat sedan

2005 men enskilda lokaler hade ett något lägre antal än föregående år. På flertalet stationer fanns runt 10 arter men på lite djupare botten i Karlskronaområdet var antalet lägre än tidigare. Generellt ökade artantalet i Karlskronaområdet fram till 1993 men det har på flertalet stationer varit i stort sett oförändrat eller minskat något sedan dess. Stationen ute i Hanöbukten har tidigare utvecklats mot fler arter men är i stort oförändrad sedan 2004 och 2005.

Mellan 1998 och 2004 ökade den föroreningskänsliga vitmärslan, men antalen



sjönk markant på i stort sett alla lokaler till 2006. Den breda nergången antyder att det inte rör sig om lokal miljöpåverkan utan en allmän förändring knuten till naturliga variationer. På lite längre sikt har annars de föroreningsgynnade fjädermygglarverna varit de som ökat mest, speciellt i Sölvesborgsområdet där fjädermyggor varit så vanliga att de upplevts som en stor olägenhet för kringboende. Längs resten av kusten var fjädermygglarverna inte lika talrika som de två senaste åren

Längs öppna kuststräckor, som i Pukaviksbukten, har mängden musslor och därmed biomassan minskat något sedan slutet på 1980-talet. I skyddade områden med gytigt sediment ökade istället mängden musslor. Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg uppvisar tydliga tecken på övergödning. Samma sak gäller stationen vid Kristianopel som till följd av syrebrist hade en botten nästan utan musslor. Däremot har en station vid Torhamn under senaste sjuårsperioden utvecklats från nästan helt livlös till normal.

Klassning av mjukbottenresultaten enligt de nya bedömningsgrunderna bekräftar bilden av att skärgårdsområden har en mindre tillfredsställande



ekologisk status medan stationer i mer välventilerade områden har god eller till och med hög ekologisk status.

## Fortfarande dåligt med tång i vågexponerade områden

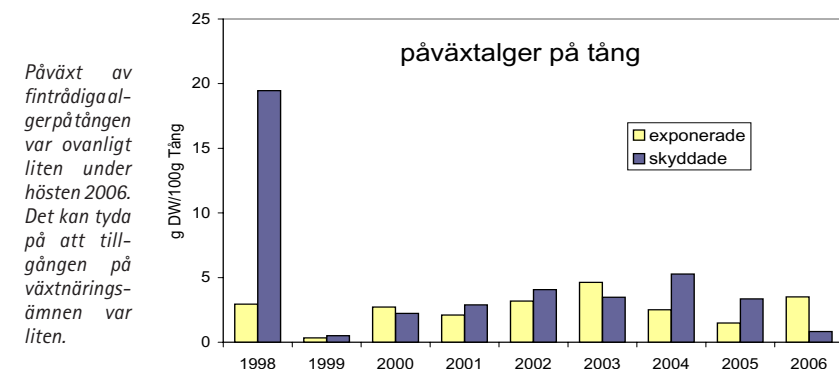
Sedan undersökningarna började 1990 har det skett stora negativa förändringar då det gäller tångens situation i Hanöbukten. Tången minskade kraftigt i första halvan av 1990-talet, framförallt på vågexponerade lokaler där bestånden sedan inte återhämtat sig. Det går dock inte att med självklarhet koppla nedgången till de punktkällor som finns i området. Vid besöken 2006 konstaterades att mängden tång ökat på 2 lokaler (Rakö och Karakås), och minskat på två (Norrören och Björknabben), medan övriga lokaler var oförändrade. Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2006 på 8 av de 14 lokalerna i Blekinge vilket är en minskning med en lokal (Björknabben).



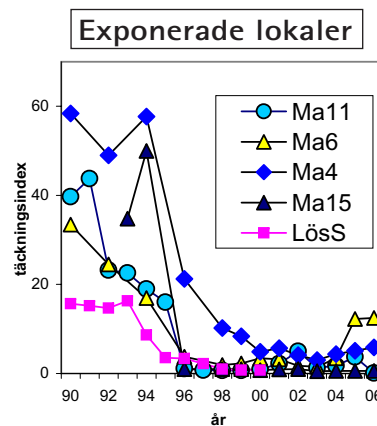
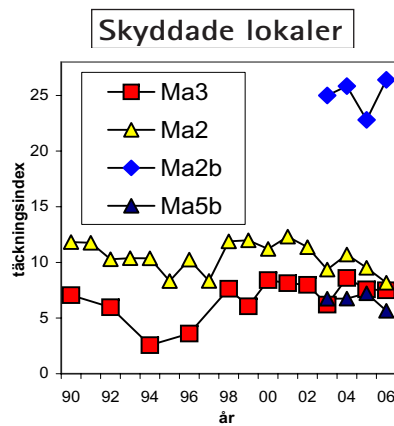
Mängden påväxt-alger på tången var överlag liten under 2006, med undantag av Norrören som hade gott om fruktig tångludd (*Elachista lubrica*). Det antyder att tillgången på växtnäringsämnen i de flesta områden var liten under sensommar och tidig höst.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2006 som vanligt var kvävebegränsad på de provtagna lokalerna. Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på några lokaler och även totalt i Blekinge.

Mängden djur har under åren 1998-2006 alltid varit betydligt större på de vägskyddade lokalerna och djursamman-



Påväxt av fintrådigalger på tången var ovanligt liten under hösten 2006. Det kan tyda på att tillgången på växtnäringsämnen var liten.



**TÄCKNINGINDEX**  
Genom att kombinera uppgifter om tångens täckningsgrad och utbredning kan man få ett mått på hur mycket tång det finns på varje station. De värden man får fram kallas täckningsindex och är en god hjälp när man ska studera utvecklingen av tångsamhällena under en följd av år.

Blåstången har under de senaste 10 åren försvunnit från stora ytor i de yttre delarna av kustbandet medan den finns kvar i samma omfattning i skärgårdsområdena

sättningen tyder på en större när-saltsbelastning vid dessa lokaler. Det finns en tendens till minskat antal och en säkerställd minskad biomassa av djur i tången på de exponerade lokalerna under perioden 1998-2006.

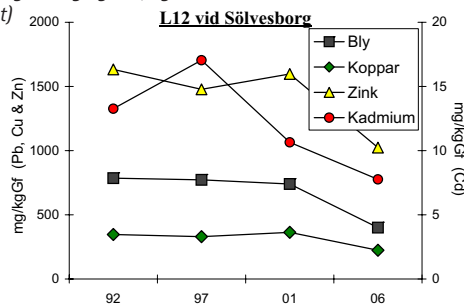
## Överlag sjunkande halter av gifter och metaller i bottarna

Mätningar av metaller och miljögifter i sediment 2006 visar att halterna överlag var högre än jämförvärdena för flertalet ämnen men att de ändå sjunkit något sedan tidigare. Halterna var högst i Sövesborg, vid Karlshamn och utanför Karlskrona. Trenden för de fyra hittills gjorda mätningarna verkar vara att halterna av krom och nickel ökar medan kadmium, zink och bly minskar. På station L12 vid Sövesborg hade halten för nästan samtliga tungmetaller minskat.

Halterna av ftalater var betydligt lägre än tidigare och förekom endast i låga halter. Även klorparaffiner förekom i väldigt låga halter.

Halterna av olika klorerade ämnen

Utanför Sövesborg (L12) uppvisar halterna av flera tungmetaller sjunkande trend. Halter anges i mg/kg Gf (organisk halt)



utanför skogsindustrierna var låga, oftast under detektionsgränsen. Mätbara halter var inte högre än på referensstationerna. Inte heller mätningen av olika extraktionsämnen visar på högre halter utanför massaindustrierna än i referensområdena

## Tånglaker i fortsatt god kondition

Tånglaker i utsläppsområdena till massabrugen i Nymölla och Mörrum bedöms inte vara negativt påverkade av utsläppen 2006. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Låg könkvot vid undersökningsområdet Utkörningen utanför Nymölla innebär dock att platsen ska hållas under extra uppsikt de kommande åren



Så här ser en tånglake ut (foto Thorsten Jansson)

## Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten - 2006 års resultat i korthet

- \* Under 2006 belastades Hanöbukten med normala mängder näringsämnen för perioden 1989–2006. Mängden nederbörd var 18% högre än normalt och den föll främst under vår och höst.
- \* Under 2006 präglades Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten av höga fosforhalter och omfattande blomningar av cyanobakterier. Höga fosforhalter uppmättes både vid kusten och i utsjön. Algblomningarna i juli var omfattande och berörde hela egentliga Östersjön.
- \* Syrgasförhållandena i bottenvattnet var överlag goda.
- \* Generellt har det skett små förändringar på flertalet bottenjursamhällen de senaste åren. Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg visar tydliga tecken på övergödning, med fortsatt stora mängder fjädermygglarver.
- \* Under 2006 minskade vitmärlan på i stort sett alla lokaler. Havsborstmasken *Nereis diversicolor* som tidigare hade en stark ställning fortsätter att minska, speciellt i Karlskronafjärden.
- \* Nya, preliminära, bedömningsgrunder för mjukbottendjur visar att den ekologiska statusen i skärgården är otillfredsställande medan den är god i mer välventilerade områden.
- \* Inga avgörande förändringar hade inträffat i tångens utbredning sedan tidigare år. Sammanhängande bälte av tång fanns 2006 på 8 av de 14 stationerna i Blekinge, vilket är en minskning med en stationer.
- \* Under 2006 var mängden påväxtalger på tången liten vilket kan tyda på liten tillgång på växtnäringsämnen under sensommar/höst.
- \* Mätning av metallhalter i sediment visar att de under 2006 överlag var högre än angivna jämförvärden. Trenden för krom och nickel är ökande medan bly, kadmium och zink har minskat. Vid Sölvesborg uppvisar flertalet tungmetaller minskande trend.
- \* Halterna av olika klorerade ämnen och andra miljögifter utanför skogsindustrierna var väldigt låga, ofta under detektionsnivån.
- \* Tånglakar i de båda utsläppsområdena vid Nymölla och Mörrum var i fortsatt god kondition. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning.

Enligt miljöbalken ska den som släpper ut främmande ämnen i miljön kontrollera effekterna av sina utsläpp. I Hanöbukten har kommuner, industrier och andra intressenter bildat Blekingekustens och västra Hanöbuktens vattenvårdsförbund för att samordna denna kontroll. Mer information kan hämtas på förbundens hemsidor [www.bkvf.org](http://www.bkvf.org) respektive [www.hanobukten.org](http://www.hanobukten.org).

I Blekingekustens vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten ingår följande medlemmar:

Bromölla kommun, Hässleholms kommun, Karlshamns kommun, Karlskrona kommun, Kristianstads kommun, Osby kommun, Ronneby kommun, Simrishamns kommun, Sölvesborgs kommun, Tomelilla kommun, Ö Göinge kommun, ASSI Domän, Ericsson Business Communication AB, Karlshamns AB, Karlshamnsverket Kraftgrupp AB, Kiviks musteri AB, Stora Enso Nymölla AB, Sveriges Stärkelseproducenters förening, Södra Cell Mörrum, Tarkett AB, Valeo Engine Cooling AB, Åhus hamn & stuveri AB, Domänverket Mörrum, Fiskeriverket, Kustbevakningen i Blekinge, Landstinget i Blekinge, Länsstyrelsen i Blekinge, Sydkustens marinbas, Blekingefiskarnas centralförening, Svenska Sydfiskarnas Centralförbund, Sveriges sportfiske- och fiskeförbund, Södra Sveriges Vattenbrukares förening, Bräkneåns vattenförbund, Kommittén för samordnad kontroll av Helgeå, Lyckebyåns vattenförbund, Mörrumsåns vattenvårdsförbund, Ronnebyåns vattenvårdsförbund, Skräbeåns vattenvårdskommitté

---

### Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

ges ut av Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten.  
Dessa sidor är särtryck av sammanfattningen i Rapport 2007:3  
från undersökningarna 2006. Undersökningarna är utförda  
av Högskolan i Kalmar, SMHI och Toxicon.

TEXT Stefan Tobiasson,  
FOTO, GRAFIK OCH KARTOR Stefan Tobiasson,  
REDIGERING Stefan Tobiasson



# Inledning

Syftet med de genomförda undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbukstens 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 vid behov kan kompletteras med specialundersökningar.

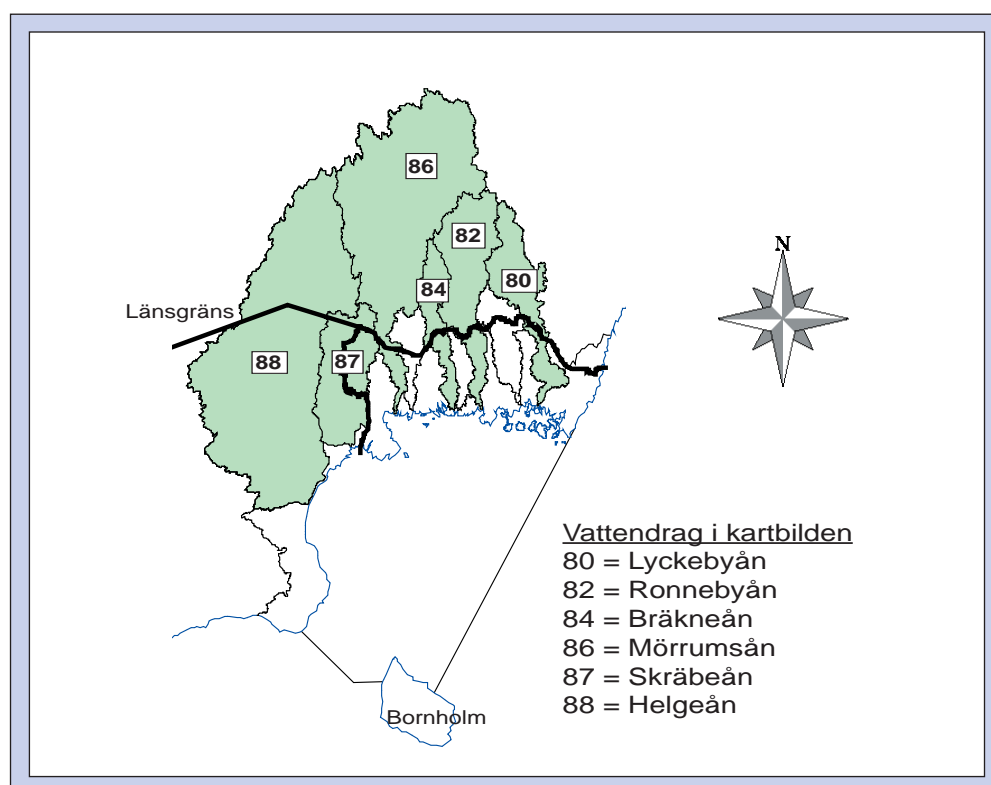
Under 2006 genomfördes samordnad recipientkontroll i Blekinge och västra Hanöbukten enligt de program som fastställdes 2003. Kontrollen har omfattat fysikaliska/kemiska parametrar i vatten, biologiska undersökningar av botten djur och makroalger, fiskfysiologi för tånglake samt mätning av metaller och andra gifter i sediment. 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 dels för de olika

utsläppsområdena dels för hela vattenområdet i Blekinge och västra Hanöbukten gemensamt. Vid utvärderingen av erhållna undersökningsresultat har om möjligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och Hav använts. Äldre recipientdata för såväl kemiska som biologiska parametrar finns för området och har i viss mån använts för bedömning av utvecklingen över tiden.

Resultaten av de fysiologiska studierna på tånglake vid Nymölla och Mörrum har redovisats till skogsindustrierna i två rapporter (Toxicon 2007) och finns därför i föreliggande rapport enbart i form av en sammanfattning.

I rapporten redovisas och kommenteras endast de viktigaste resultaten. Rådata redovisas i bilagor. Samtliga data kan dessutom erhållas i excel-format från konsulterna och respektive vattenvårdsförbund. Rapporter, data och mer information finns på de båda vattenvårdsförbundens hemsidor : [www.hanobukten.org](http://www.hanobukten.org) respektive [www.bkvf.org](http://www.bkvf.org).



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

## FAKTA *Undersökarna*

För provtagning och analys av hydrografiska mätningar ansvarar SMHI i Norrköping. Undersökningar av mjukbottnar och makroalger samt metaller och andra gifter i sediment har utförts av Naturvetenskapliga Institutionen, Högskolan i Kalmar. Analyserna av kväve, fosfor och kol i alger samt tungmetaller och miljögifter i sediment har ombesörjts av ALcontrol i Linköping. 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. Konsulternas kvalitetssäkringsarbete redovisas i bilaga 16.

# 1. Tillståndet i olika vattenområden 2006

## 1.1 Västra Hanöbukten

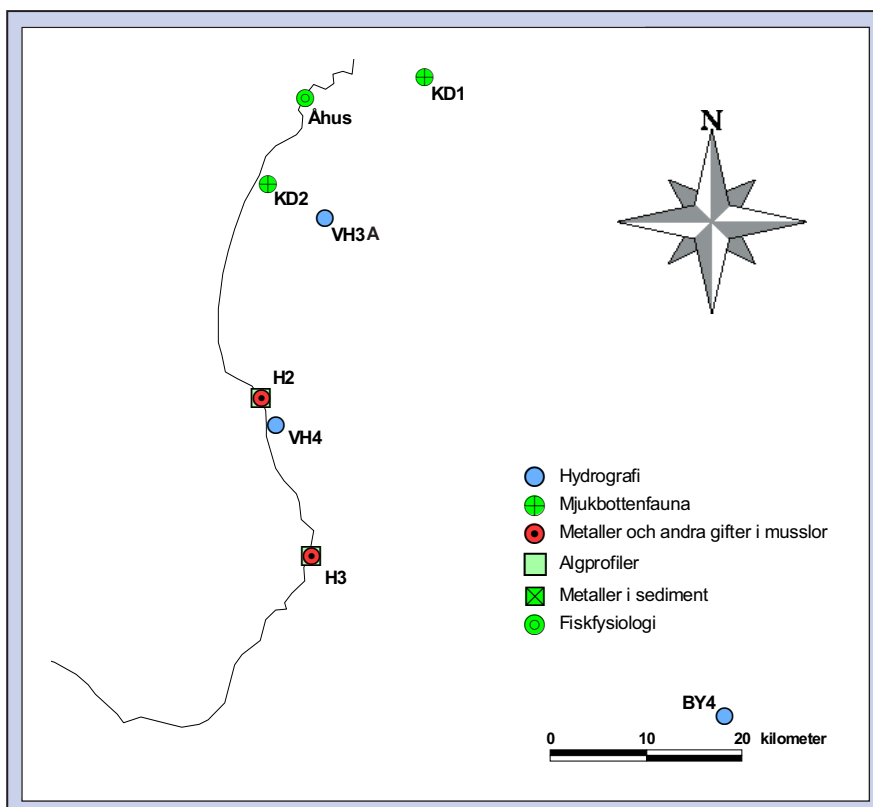
Kusten söder om Åhus ner till Simrishamn är öppen med företrädesvis sandstränder i norra delen och klipp-/moränkust från Stenshuvud och söderut. Vattenomsättningen är mycket god ända in till stranden och bottenarna består främst av välsorterad sand, åtminstone ner till 25 meters djup där lite mer blandade substrat vidtar. Det finns ett stort vattendrag (Helgeå) och några mindre som mynnar i västra Hanöbukten och därmed tillför näringsämnen och föroreningar. 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.

Vattenföring och närsalttransporter från Helgeån 2006 framgår av figur 1. Transporten av såväl kväve som fosfor var koncentrerad till våren och de två sista månaderna men totalt var den ungefär i samma storleksordning som tidigare. Under perioden 1990–2006 har det skett en minskning vad avser Helgeåns transport av främst fosfor men även kväve (bilaga 3). Enligt en statistisk utvärdering av vattenkvalitet och provtagningsprogram i bl a Helgeå (Grimvall & Nordgaard 2004) har det dock inte skett någon signifikant minskning av vare sig kväve eller fosfortransporter efter att värdena flödesnormaliserats. Möjligen har kvoten Tot-N/Tot-P ökat något.

Vid stationerna VH3A och VH4 i Västra Hanöbukten uppmättes i allmänhet låga eller mycket låga halter kväve under 2006. Jämfört med medelvärdet för den senaste 10-årsperioden 1996–2005 låg halten av

oorganiskt kväve under det normala, framförallt vid januarimätningen. Avvikelsen var liten eller obetydlig under vintern både när det gäller totalkvävehalt och halt av oorganiskt kväve. Däremot var avvikelsen undersommaren tydlig vid båda stationerna, d.v.s. totalkvävehalten var tydligt förhöjd jämfört med det tillstånd man enligt bedömningsgrunderna strävar efter att uppnå.

Fosfathalterna var däremot höga under 2006, särskilt i början av året. Sedan slutet av 2004 har mycket höga fosfathalter uppmätts på många håll i egentliga Östersjön och halten har alltså legat kvar på hög nivå under 2005 och i början av 2006, vilket visas för station VH4 i figur 2. Fosfathalterna vintertid på de båda stationerna visade mycket stor avvikelse från jämförvärdena och totalfosforhalterna uppvisade tydlig till stor avvikelse såväl under vintern som under sommaren.



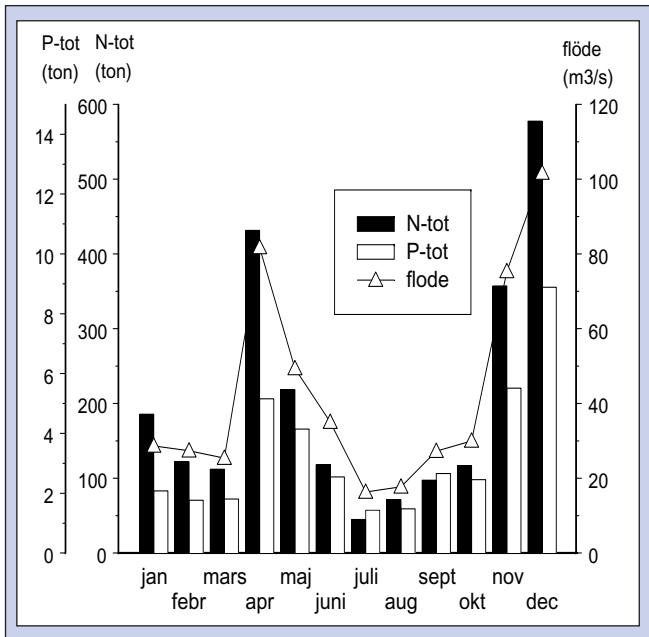
Karta 2 Provtagningsstationer i vattenområdet Västra Hanöbukten.

Siktdjupet under sommaren (augusti) låg kring 6 m, vilket innebär en liten försämring jämfört med föregående år vid VH3A. Avvikelsen blev därmed tydlig enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder på båda stationerna. Siktdjupet varierade stort under 2006 och det var som lägst i september. I maj uppmättes mycket stort siktdjup, 12 m respektive 14 m vid de båda stationerna.

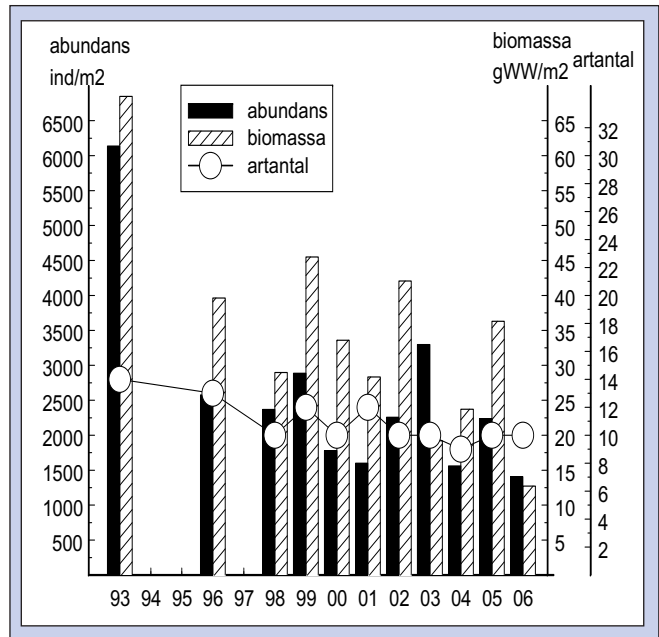
Uppmätta syrgashalter i bottenvattnet under året visar höga och bra värden. Lägsta syrgashalt i bottenvattnet under året var 6.4 ml/l vilket innebär hög halt enligt bedömningsgrunderna.

En bottenfaunastation provtas sedan 1993 i området (KD2). Biomassan har flera år varit väldigt låg och var 2006 inte mer än 13 gWW/m<sup>2</sup> (figur 3) vilket är den lägsta hittills. Det är inte ovanligt med låg djurbiomassa i botten med relativt grov sand men den nu uppmätta biomassan måste betraktas som väldigt låg. Flera andra stationer i Hanöbukten med liknande botten har också haft låg djurbiomassa vid några mättillfällen. Det gäller t ex M1, KN och KA i Pukaviksbukten och B2 söder om Ronneby.

Artsammansättningen var identisk med



Figur 1 Flöde och näringsämnestransport i Helgeå 2006.



Figur 3 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfauna-station KD2 under åren 1993-2006.

**FAKTA** *Avvikelseklassning av insamlade hydrografidata*

Utvärderingen av hydrografiska data görs efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och Hav (1999). För närvarande driver Naturvårdsverket ett arbete med att ta fram nya bedömningsgrunder anpassade efter EU:s ramdirektiv för vatten. Dessa är inte fastställda ännu utan tills vidare görs bedömningen som förut efter Naturvårdsverkets rapport 4914.

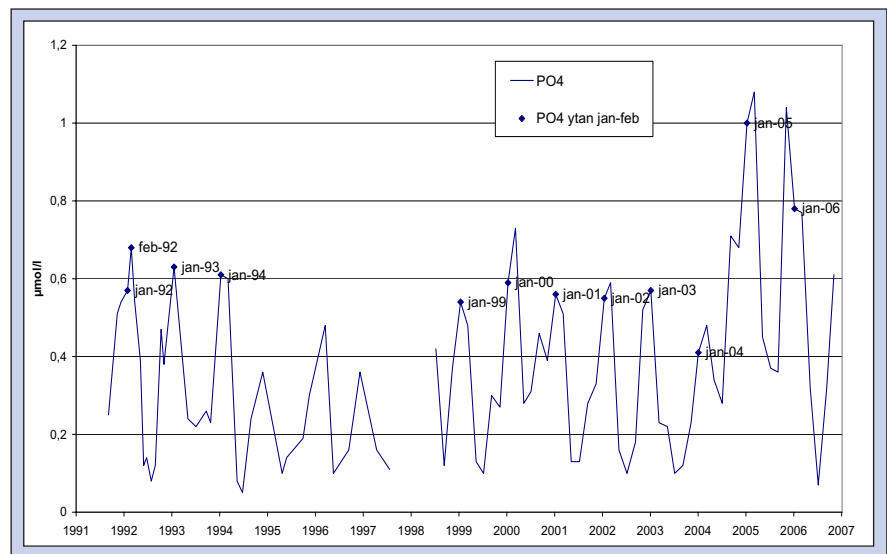
Det finns där två alternativa metoder att klassa uppmätta data; efter tillstånd eller avvikelse. Mätresultaten från 2006 har utvärderats både enligt tillstånds- och avvikelseklassning (bilaga 5) med undantag av syrgashalten i bottenvattnet som endast tillståndsklassas.

Vid klassningen tar man hänsyn till hur öppet området är, d.v.s. hur stort vattenutbytet är. Ju mer instängt ett område är, desto mindre är vattenutbytet och det gör att det kan vara 'normalt' med t.ex. höga närsaltmängder och låga syrehalter. Man jämför sedan dagens uppmätta värden med en uppskattning av hur förhållandena var omkring 1950. Bedömningen av dagens tillstånd anges alltså i form av en avvikelse från hur förhållandena var omkring 1950, d.v.s. från ett opåverkat tillstånd. Avvikelsen anges i en femgradig skala som 'ingen/obetydlig', 'liten', 'tydlig', 'stor' eller 'mycket stor' avvikelse, där mycket stor avvikelse innebär t.ex. mycket höga närsalthalter eller mycket litet siktdjup jämfört med den uppskattade situationen 1950 och det mål man eftersträvar att uppnå.

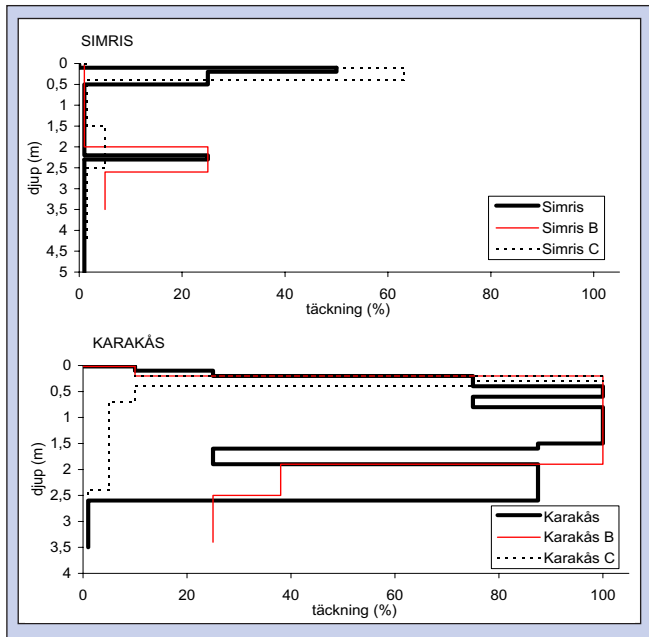
Under vintern är den biologiska aktiviteten som lägst och upptaget av näringsämnen i biomassa är lågt. Nedbrytningsprocesser pågår och närsaltpoolen växer därför under vintern. De lösta närsaltkoncentrationerna är som högst under vintern och de ger ett mått på den eutrofieringspotential som finns inom ett område inför kommande växtsäsong. Utvärderingen av oorganiskt kväve (nitrit+nitrat+ammonium) och fosfor görs därför på halter uppmätta före vårblomningen (januari-februari). För totalhalter av kväve och fosfor, som inte följer en lika tydlig årscykel görs utvärdering även för halter uppmätta under sommaren då värdena i regel är stabila.

2005 och ingenting antyder att området är förorenat. Den var liksom tidigare år väldigt snarlik den på stationen KD1 en bit norrut (se nästa vattenområde) även om denna station 2006 hade dubbelt så många arter. De dominerande arterna var dock samma. Under de år som provtagning skett har såväl artantal, abundans och biomassa minskat signifikant. Studerar man resultaten lite närmare ser man att det är mätningen 1993 som avviker mest. Även om en viss avtagande trend finns för de resterande mätillfällena har djurlivet på platsen därefter varit tämligen stabilt, trots en miljö som sannolikt är väldigt variabel.

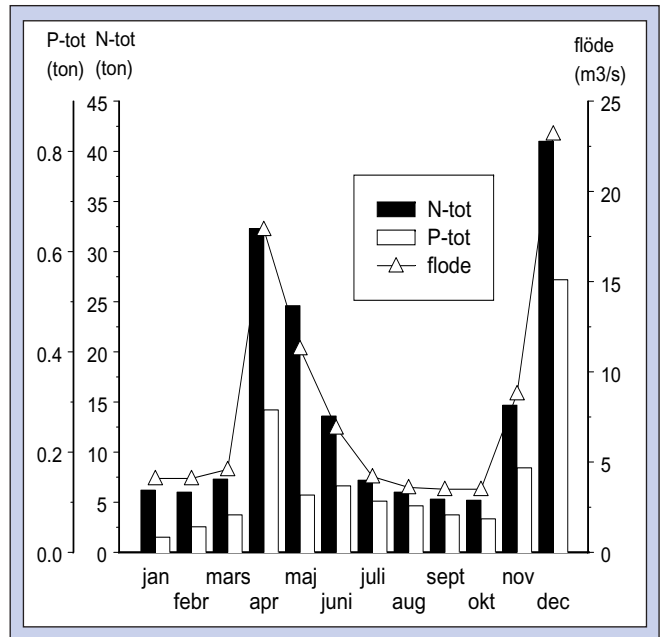
De två alglokalerna i vattenområdet kompletterades 2003 med vardera 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal för att få en säkrare bedömning av tångförekomsten i ett större område. Vid Simris (H3) var tångens täckning oförändrad i det yttnära bältet. Vid Karakås (H2) hade tången tätat ytterligare sedan förra året men med oförändrad djuputbredning. Provtagningarna vid extralokalerna (figur 4) visar att det fortfarande finns betydande variationer i tångens utbredning och täckning vid närliggande lokaler. Vid Simris hade de båda extraprofilerna mindre tång än 2005, men fortfarande mer tång än stamprofilen. Man kan dock



Figur 2: Halten av fosfatfosfor (µmol/l) i ytvattnet på station VH4 under åren 1991-2006 med uppmätta vintervärden (januari-februari) markerade.



Figur 4 Djuputbredning och täckningsgrad för blå- och sågtång vid Simris och Karakås med extraprofiler (B och C) 2006.



Figur 5 Flöde och näringsämnestransport i Skräbeån 2006.

se en viss överensstämmelse mellan profilerna då det gäller vid vilket djup som tången hade sin maximala täckning. Vid Karakås hade den ena extraprofilen bara ett smalt bälte närmast ytan medan den andra hade tätare tångbälte i lihet med stamprofilen.

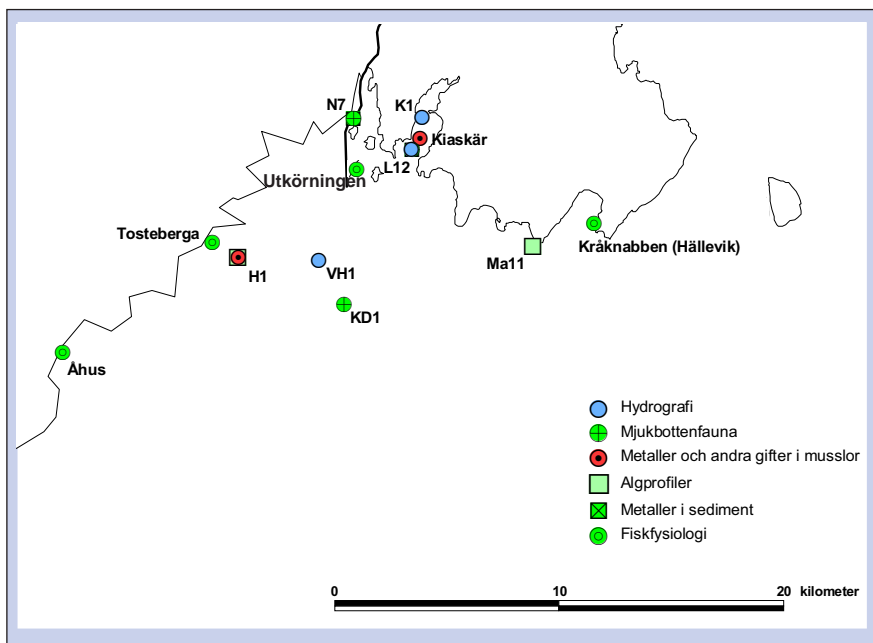
Vid ordinarie lokaler bedöms förutom tångens djuputbredning längs en profil även andra makroalgers täckningsgrad i tre rutor om fem gånger fem meter på vardera av tre olika djup (bilaga 10). Vid Simris dominerade som tidigare rödalgen fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) på samtliga djup men nu med lägre täthet

och i konkurrens med rödalgen *Ceramium tenuicorne*. Det är vanligt att dessa två arter alternerar som dominanta på grunda bottenar i Östersjön. I de djupaste rutorna, belägna på slät, slamtäckt håll, var täckningsgrad och artantal lägre än 2005. Vid Karakås dominerade, som tidigare, tång på de två grundaste djupen, medan de djupaste provrutorna, i avsaknad av konkurrens från tång, helt dominerades av fjäderslick. För figurer på artsammansättning i rutorna hänvisas till hårdbottingen omgången på sidan 40.

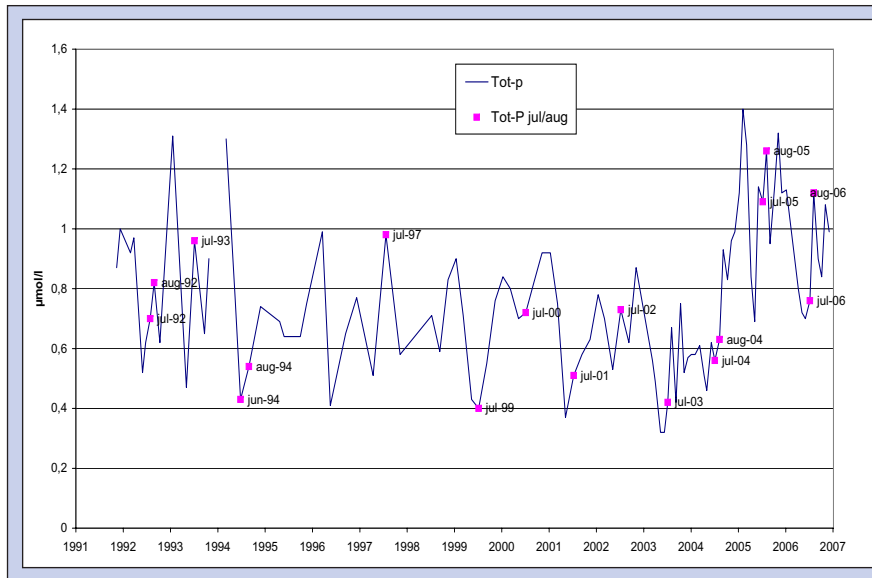
**1.2 Kuststräckan från Åhus till Hanö**  
Kuststräckan från Åhus och norrut till Sölvesborg är fläck med ett antal små moränöar som på en del ställen bildar en smal "skärgård". I detta område har Stora Enso Nymölla sitt utsläpp. Det belastas dessutom av vatten från Skräbeån för vilken flöde och närsalttransport under 2006 framgår av figur 5. Utanför "skärgården" består bottenarna mest 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 och enstaka partier med klippkust som vid Listerhuvud 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 en avtagande trend vad gäller fosfortransporten till Hanöbukten. De kommunala reningsverken i Sölvesborg och Nordersund har minskat sina kväveutsläpp signifikant och Stora Enso Nymölla har minskat såväl kväve- som fosforutsläppen markant. Sammantaget gör detta att området belastas med allt mindre mängder närsalter.

Vid VH1 uppmättes under större delen av 2006 lägre halter oorganiskt kväve



Karta 3 Provtagningsstationer i vattenområdet från Åhus upp till Sölvesborgsområdet



Figur 6 Halten av totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station VH1 under åren 1991–2006 med uppmätta sommarvärden (juli-augusti) markerade.

än normalt jämfört med medelvärdet för den senaste 10-årsperioden 1996–2005. I december var dock halten något högre än normalt vid stationen. Avvikelsen av totalkväve liksom oorganiskt kväve var under vintern liten eller obetydlig, medan totalkvävehalten under sommaren uppvisade tydlig avvikelse.

Fosforhalten, både fosfat och totalhalter, var fortsatt relativt höga under 2006 vid VH1, vilket kan ses i figur 6. Från slutet av 2004 har fosforhalten varit högre än normalt i stora delar av egentliga Östersjön. Fosforhalten har dock minskat något under 2006 jämfört med 2005. Jämfört med medelvärdet för 1996–2005 låg fosfathalten 2006 i stort sett inom gränsen för vad som anses

normalt. Avvikelsen från jämförvärdena klassas som stor eller mycket stor för totalfosfor och fosfat, d.v.s. haltena har varit mycket förhöjda jämfört med det tillstånd man strävar efter att uppnå enligt bedömningsgrunderna.

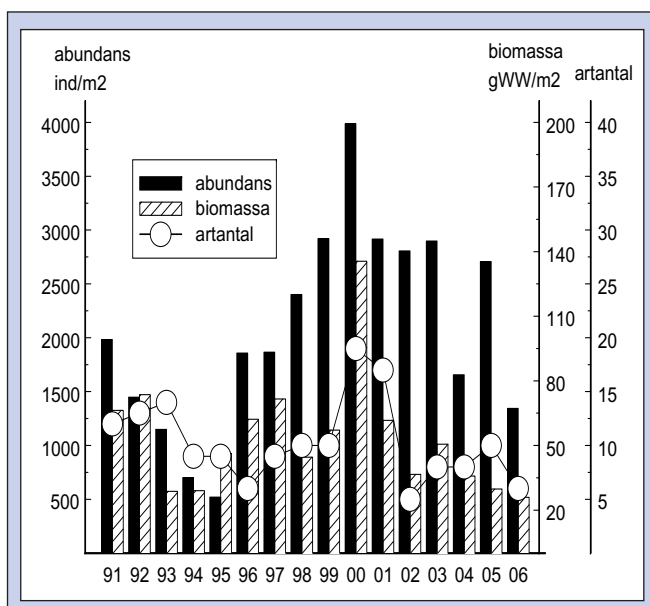
Även mätresultaten från station L12 uppvisade mycket hög totalfosforhalt. Station L12 provtas endast i september och resultaten bedöms som sommarvärden, vilket gör att fosfathalten inte kan utvärderas enligt bedömningsgrunderna på denna station. Vidare visade totalkvävehalten vid L12 tydlig avvikelse, vilken den också gjorde 2005.

Sikt djupet under sommaren visade stor avvikelse från jämförvärdet vid både VH1 och L12. Ett sikt djup på 4 respektive 4.5

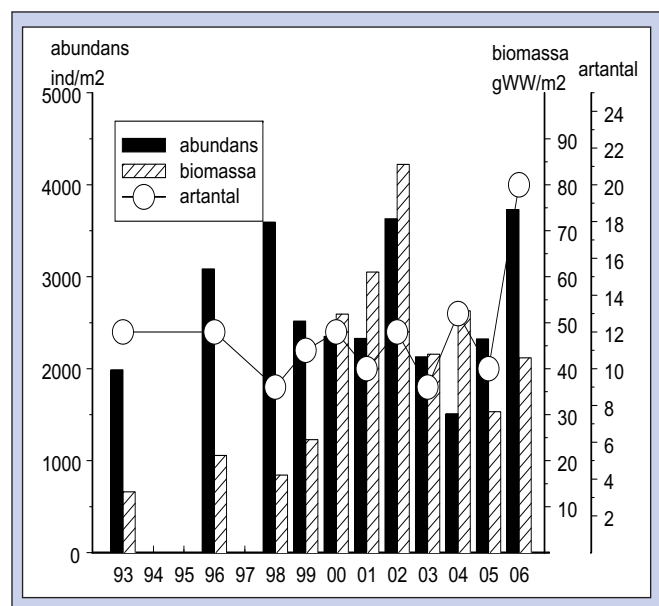
meter uppmättes.

Lägsta syrgashalt i bottenvattnet under 2006 uppmättes till 5.7 ml/l vid VH1 i augusti, vilket enligt bedömningsgrunderna innebär en halt som troligtvis inte har några negativa effekter på djurlivet.

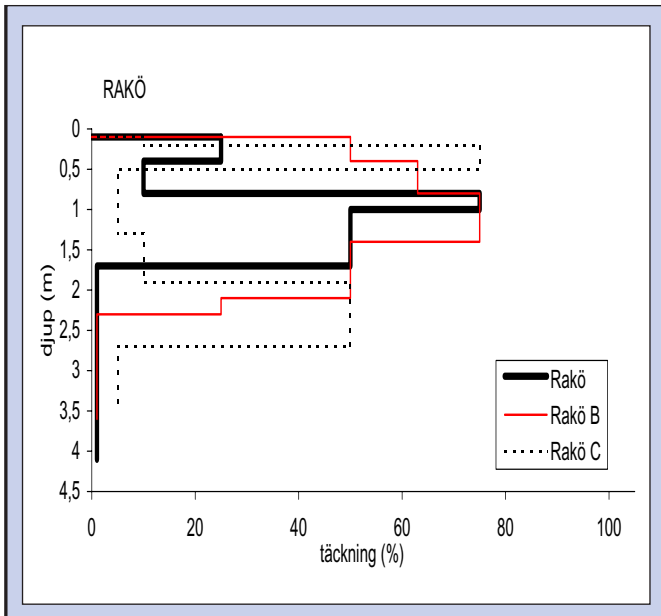
Bottenfaunastationerna L12 och N7 ligger båda i skyddade vikar (Sölversborgs- resp Valjeviken) med en viss organisk belastning. Följaktligen har de en djursammansättning som antyder förorenade förhållanden. Enligt de nya bedömningsgrunderna hade båda stationerna otillfredsställande ekologisk status. På provpunkten i Valjeviken (N7) fanns 2006 bara 6 arter och biomassan var så låg som 26 gWW/m<sup>2</sup> (figur 7). Artsammansättningen på station L12 vid Sölversborg antyder också att området är förorenat även om artantalet här var 14. Biomassan på stationen har varierat väldigt mycket mellan åren och har visat varit väldigt hög beroende på mycket musslor. 2006 var biomassan 74 gWW/m<sup>2</sup> vilket ändå måste betraktas som ganska normalt. Man kan dock konstatera att det fanns väldigt få vuxna östersjömusslor. Det är naturligt att blåmusslan och sandmusslan fluktuerar, då dessa arter kräver hårdare substrat för att överleva längre tider. Det har även tidigare noterats att östersjömusslan sällan når upp till större storlekar på denna lokal, om det nu är störningar från fartygstrafik eller predation från t ex skrubbskädda eller något annat är oklart. Mängden rovbormaskar (*Nereis diversicolor*) har minskat kraftigt på stationen. Arten är dokumenterat tålig mot föroreningar och borde rimligen trivas bra i sedimentet



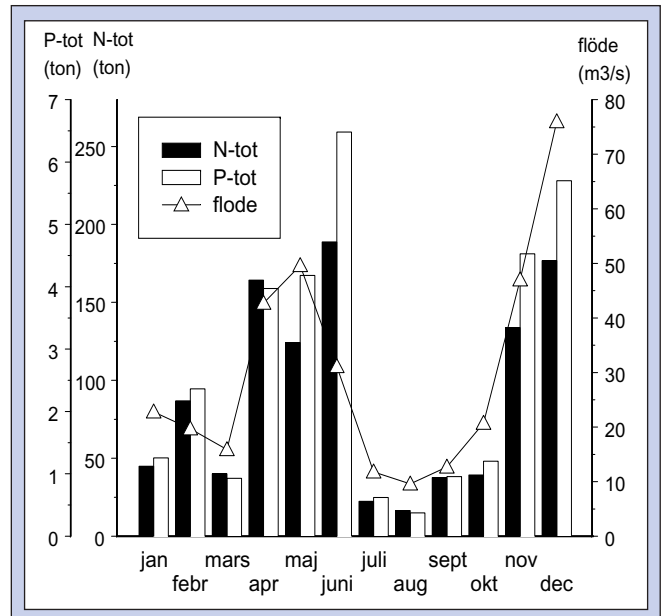
Figur 7 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation N7 under åren 1991–2006.



Figur 8 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation KD1 under åren 1993–2006.



Figur 9 Djuputbredning och täckningsgrad för blå- och sågtång vid Rakö och extra lokaler (b och c) 2006.



Figur 12 Flöde och näringsämnestransport i Mörrumsån 2006.

varför minskningen är svår att förklara. Det finns dock en allmän trend över hela Blekinge och Kalmar län med minskande förekomst av rovbortsmask. Däremot var de föroreningståliga fjädermygglarverna fortfarande väldigt vanliga på stationen vilket antyder att området är märkbart förorenat. I Blekinge finns en trend mot ökande mängder fjädermyggor och tydligast syns detta i Sölvesborgsområdet. De har blivit så vanliga att de upplevs som en stor olägenhet för de kringboende.

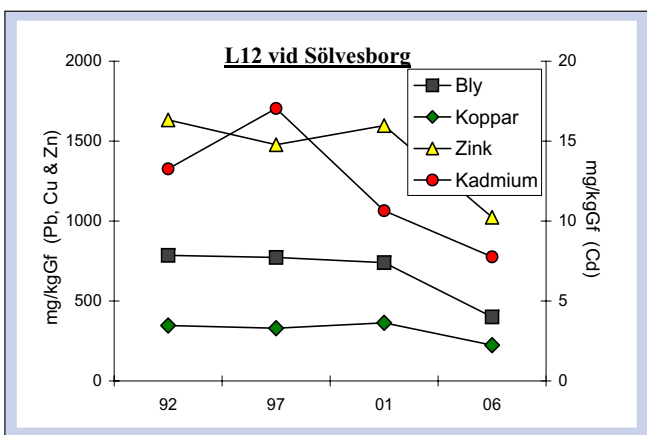
I vattenområdet finns även en station som ligger betydligt mer vågexponerat. Det är KD1 som ingår i programmet för västra Hanöbukten. Stationen har provtagits sedan 1993 och har förändrats avsevärt sedan dess, åtminstone då det gäller djurens totala biomassa (figur 8). Biomassaförändringarna förklaras främst av sandmusslans (*Mya arenaria*)

varierande vikt. Sannolikt hade de en stark rekrytering och god överlevnad av yngel kring 1999 som successivt vuxit till sig. Till 2006 hade sandmusslornas vikt åter minskat till en låg nivå. Sedimentet på platsen är väldigt fast och trots extra tyngder på provtagningsskopan är det svårt att få upp bottensediment djupare än 5-6 cm. De större sandmusslor lever på detta djup eller djupare och kommer inte alltid med i proverna vilket också kan förklara varför biomassan varierat en del mellan åren. Trots dubbelt så högt artantal än 2005 var ändå artsammansättningen väldigt snarlik. Alla nytillkomna (tillfälliga?) arter förekom endast i en eller möjligen två individ. Sammantaget finns det inget i de utförda undersökningarna som antyder att området påverkas negativt av utsläpp. Djursammansättningen och det höga antalet arter innebär att den ekolo-

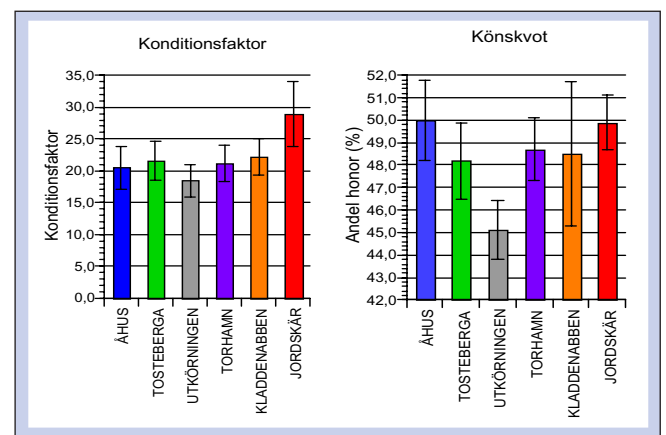
giska statusen på stationen klassas som hög enligt de nya bedömningsgrunderna

Algprofilen vid Rakö (H1) kompletterades 2003 med 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal för att få en säkrare bedömning av tångförekomsten i ett större område. Provtagningarna vid extralokalerna (figur 9) visar att det förekom betydande variationer i täckningsgrad vid närliggande lokaler. Alglokalen vid Rakö har i många år haft dålig tångstatus, åtminstone delvis beroende på betning av tånggråsguggor (*Idotea* spp). 2005 hade mängden tång i profilen minskat med över 60 %. Bältets djuputbredning minskade från 2,0 till 1,4. Här kan man nu se en återhämtning med ökning av bältets djuputbredning i samtliga tre profiler.

Vid ordinarie lokaler bedömdes, förutom tångens djuputbredning längs en



Figur 10 Halter av bly i blåmussla 1988-2005, i Sölvesborgsviken (Klaskär) och på referensstation. Angivet jämförvärde visas med en linje.



Figur 11 Konditionsindex (längd/vikt) för vuxna tånglaxar samt könsfördelning för tånglakeyngel fångade i Södra Cell Mörrums och Nymölla bruks recipienter under hösten 2006.

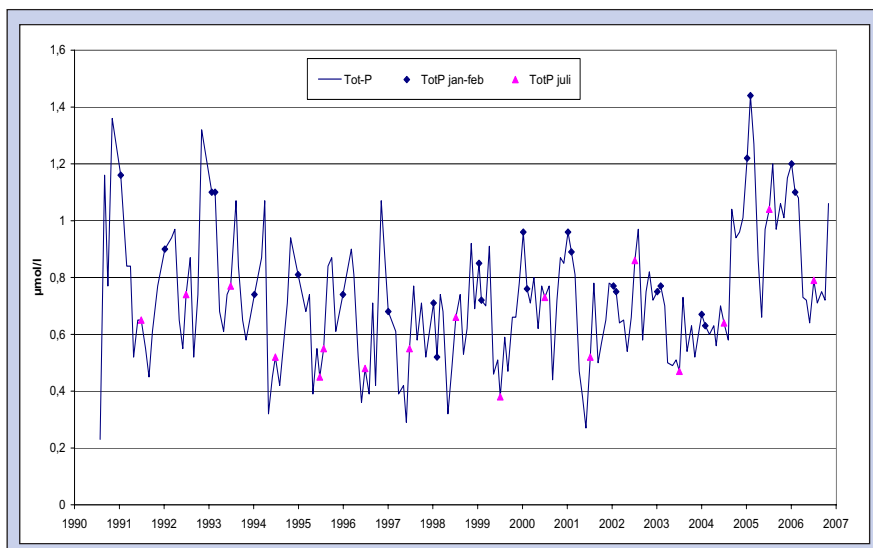
profil, även andra makroalgers täckningsgrad i rutor om fem gånger fem meter på tre olika djup. Vid jämförelse med 2005 var skillnaden liten. Man kan, vid det största provdjupet, avläsa tångens ökade täckning. För figur på artsammansättning i rutorna hänvisas till hårbottengenomgången på sidan 40.

Algprofilen vid Björknabben (Ma 11) hade förlorat sitt strandnära tångbestånd. Mot bakgrund av att det förra året fanns en stor population tånggråsuggor (*Idotea baltica*) och att märken efter betning var vanliga på kvarstående tångplantor torde det vara så att tången betats bort. Att det blir så mycket tånggråsuggor torde kunna hänföras till att de fiskar som normalt äter tånggråsuggor inte förekommit under föregående höst/vinter på denna plats.

Djursamhället dominerades fortfarande av tånggråsuggor även om antalet var lägre än 2005. Biomassan för påväxtalger på tången var låg, med mest av den för årstiden vanliga rödalgen *Ceramium tenuicorne*. Rödalgsamhället på 6 m djup hade inte förändrats jämfört med 2005. Det finns ingen trend till förändringar av artantal eller biomassa på stationen

Sedimentstudier i området visar att halterna av klorerade organiska ämnen nu är så låga att flertalet ämnen inte längre når upp till detektionsgränsen. Det gäller t ex samtliga klorerade fenoler. Halterna av EOX och olika extraktionsämnen (fett-, och hartssyror var också väldigt låga och låg överlag lägre än eller på samma nivå som referensstationen.

Mätningen av tungmetaller i sedimentet visar att fr a Sölvesborgsviken hade höga



Figur 13: Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K6 under åren 1990–2006 med uppmätta vinter- och sommarvärden markerade.

halter, åtminstone efter att halterna korrigerats med hänsyn till glödförlusten. Halterna i Sölvesborgsviken uppvisar dock en tydligt avtagande trend (figur 10)

Under 2006 gjordes, liksom tidigare år, fiskfysiologiska undersökningar i utsläppsområdet för Nymölla AB. Varken högre EROD-aktivitet eller CYP1A-halt förekom på recipientlokalerna. Däremot hade den ena lokalen (Utkörningen) anmärkningsvärt låg könskvot (figur 11) vilket kommer att hållas under extra noga uppsikt kommande undersökningar. Sammanfattningsvis görs dock bedömningen att tångglakar fångade i recipienten varken uppvisade negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Tångglakarna hade däremot liksom tidi-

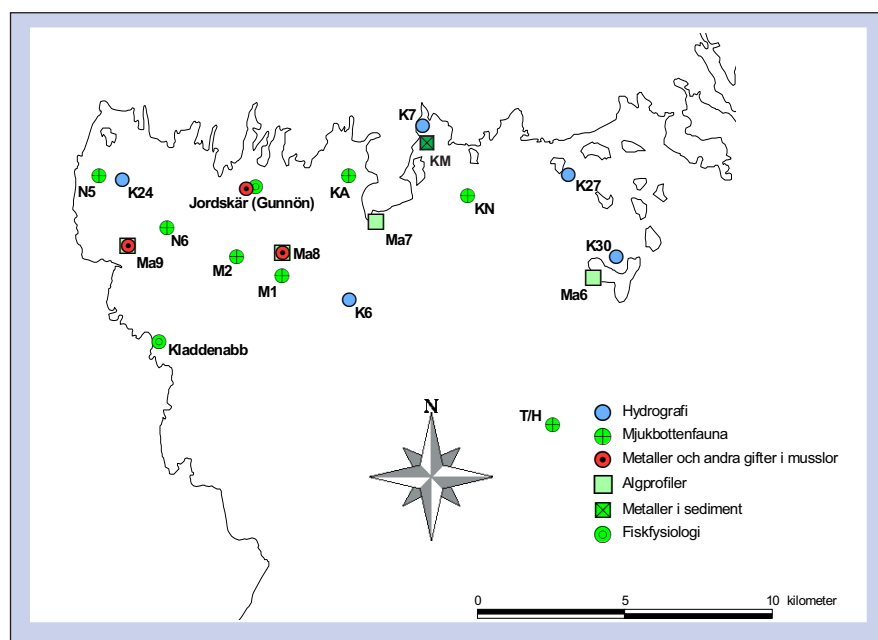
gare är stor parasitförekomst i bukhålan på samtliga lokaler.

### 1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn

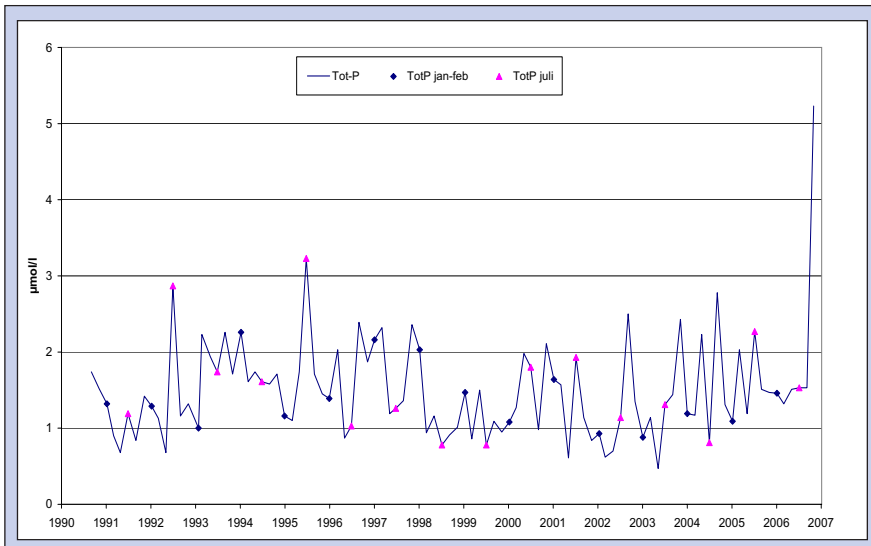
Pukaviksbukten är tämligen öppen ut mot havet och vattenomsättningen måste därmed betraktas som god. Det är endast i den inre delen in mot Pukavik som vattenutbytet är något begränsat. Bottnarna i Pukaviksbukten består därför med något undantag av finsand eller sand. I Pukaviksbukten mynnar Mörrumsån, Blekinges största vattendrag. Här finns också länets största fosforutsläpp (Mörrums bruk). I figur 12 visas flöde och transport av näringsämnen via Mörrumsån 2006. Liksom för övriga vattendrag var transporten kraftigt koncentrerad till våren och till slutet av året. Transporten av näringsämnen var betydligt högre än 2005 och för perioden 1990–2006 finns en viss tendens till ökade mängder av såväl kväve som fosfor. Samtidigt har utsläppen av kväve från Mörrums bruk ökat medan fosforutsläppen har minskat.

Kusten från Pukaviksbukten förbi Karlshamn bort till skärgården stax öster därom är tämligen exponerad för vågor och vind. På den exponerade södra delen av Stämö 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 (Mieån) i hamnen. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 4.

Station K6 uppvisade under 2006 samma generella mönster som stationerna



Karta 4 Provtagningsstationer i vattenområdet Pukaviksbukten och Karlshamn.



Figur 14: Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K7 under åren 1990–2006 med uppmätta vinter- och sommarvärden markerade

i västra Hanöbukten och Sölvesborgs-området när det gäller kväve och fosfor. Den oorganiska kvävehalten låg under det normala i början av året och över det normala i december, om man jämför med medelvärden från 10-årsperioden 1996–2005. Vid station K7 däremot uppmättes genomgående högre kvävehalter än vid K6, vilket är normalt eftersom K7 ligger närmare land och därmed är mer påverkad av landavrinning. Denna påverkan av sötvatten syns mycket tydligt vid K7 i januari och i maj då den oorganiska kvävehalten och silikathalten var mycket över det normala samtidigt som salthalten var lägre än normalt. Detta resulterade i stor eller mycket stor avvikelse för kväve under vintern vid K7 medan liten eller

obetydlig avvikelse noterades vid K6. Sommarvärdena visade tydlig avvikelse vid samtliga stationer i området.

När det gäller fosfor uppvisade K6 höga fosforhalter under vintern. Fosfathalten minskade ner till normal nivå under sommaren men var mot slutet av året åter uppe på hög nivå, se figur 13. Vid K7 är det normalt med högre fosforhalter än vid K6. I november uppmättes vid K7 extremt höga fosforhalter; totalfosforhalten var  $5.2 \mu\text{mol/l}$  och fosfathalten  $2.8 \mu\text{mol/l}$ , se figur 14. Eftersom K7 är starkt påverkad av landavrinning via Mörrumsån är det troligt att de höga fosforhalterna har samband med att det under stor del av november var högt flöde i ån. Avvikelsen av fosfat och totalfosfor var vid

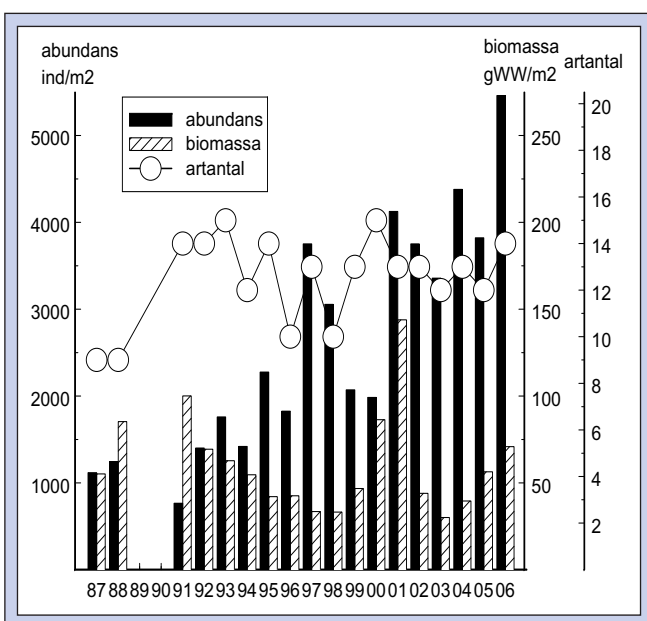
båda stationerna stor eller mycket stor under 2006.

Vid bedömning av uppmätta kväve och fosforhalter vid station K24 blir avvikelserna stor vad gäller totalfosfor under sommaren och tydlig avvikelse vad gäller totalkväve under sommaren.

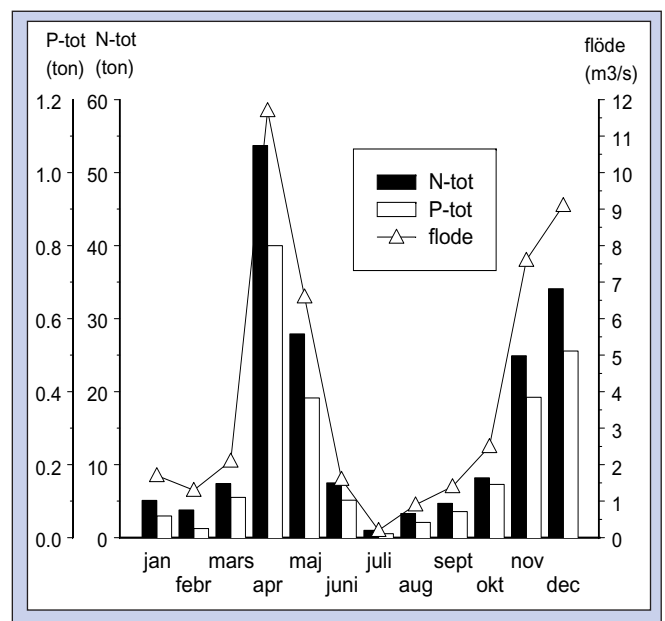
Siktdjupet vid K6 uppmättes i augusti till 8 meter. Detta innebär enligt bedömningsgrunderna mycket stort siktdjup och är ett normalt värde i augusti för den senaste 10-årsperioden.

Syretillgången i bottenvattnet i området var god under 2006. Som lägst uppmättes  $5.3 \text{ ml/l}$  vid K6 i augusti, vilket innebär mindre hög halt och troligtvis inga effekter på djur- och växtliv enligt bedömningsgrunderna.

Bottnarna i Pukaviksbukten består, som tidigare konstaterats, nästan uteslutande av sand. Detta avspeglar sig även i bottenarnas djursamhälle som domineras av sandrörbyggande havsborstmaskar (*Pygospio elegans*), små fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och musslor. Djursamhällets struktur styrs för övrigt i väldigt hög grad av djupet och i Pukaviksbukten antyder djursamhällets artsammansättning, med undantag för en station en bit in i viken (N6), låg grad av förorening. Station N6 är också den i området som tydligast förändrades sedan 2005. Antalet djur var väldigt lågt och djursamhället dominerades helt av stora östersjömusslor. Artantalet var bara 8 och en stor del av förklaringen finner vi då vi studerar sedimentet som hade betydligt högre halt organiskt material än 2005. Stationen har uppvisat samma tendenser tidigare och uppenbarligen sker det tidvis anlagring

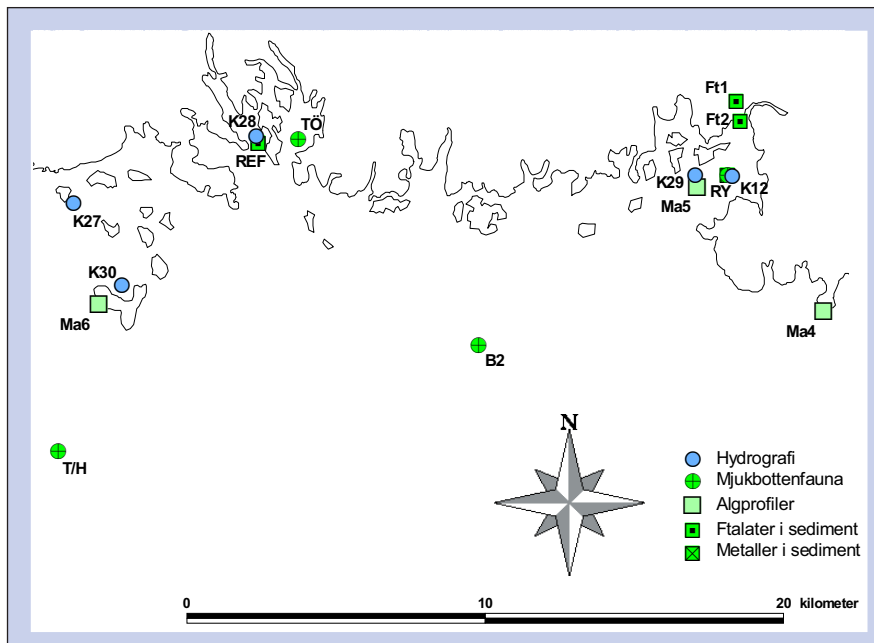


Figur 15 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfaunastation M1 i Pukaviksbukten under åren 1987–2006.



Figur 16 Flöde och näringsämnestransport i Bräkneån 2006. Från Bräkneåns vattenvårdsförbunds mätningar.





Karta 5 Provtagningsstationer i vattenområdet Ronneby och västerut.

av organiskt material som därefter transporteras vidare. Då det gäller artantalet på stationerna i Pukaviksbukten har det under åren annars varierat mellan 10 och 15 vilket är tämligen normalt.

Stationen i yttre delen av Pukaviksbukten (M1) har provtagits sedan 1987 (figur 15). Individantalet har varierat mellan åren, men har för hela provtagningsperioden ökat signifikant. Det är framförallt mängden småmaskar (*Pygospio*) 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 fram till 1998 då en kraftig rekrytering av Östersjömusslor inträffade. Mängden musslor och därmed även den totala biomassan ökade under några år sjönk åter vilket är svårt att förklara. Sista året har biomassan ökat, främst beroende på fler att sandmusslor (*Mya arenaria*). Det är vanligt att denna mussla varierar mellan år i takt med populationsutvecklingen. Vid Nypgrund (M2) har biomassan sjunkit tydligt under provtagningsperioden men den är dock inte speciellt låg. Däremot var även antalet arter bara 8 även om djursamhället var nästan identiskt med 2005

Det finns bara en bottenfaunastation i området söder om Karlshamn (KN). Bottenstratet 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 avsevärt men det finns inget som antyder att stationen skulle vara

påverkad av föroreningar. 2006 fanns det dock bara 8 arter på stationen. Saknade arter förekom endast i en eller möjligen två individer vid provtagningen 2005.

Stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten hade som vanligt lite lägre antal arter (sju) men det var uteslutande djur som betraktas som känsliga för förorening. Följdaktligen klassas den ekologiska statusen på denna station som hög.

Tångens täckningsindex vid Norrören (Ma9) ökade med över 20 % under 2005 men minskade 2006 till 2004 års nivå. Det var framförallt i området nedanför bältet, som förra året hade tätat, men som nu åter glesats ut till tidigare nivå. Det var en "framstöt" från tångbältet som nu stoppats. Förändringen kan inte förklaras med betning, då det knappt förekom några tånggräsuggor vid lokalen varken 2005 eller 2006. Djursamhället hade precis som under 2005 lågt individantal och biomassa även om mängden märlor (*Gammarus spp.*) ökat kraftigt. Den tidigare trenden med minskande biomassa i rödalgsbältet höll i sig, där framförallt gaffeltång (*Furcellaria lumbri-calis*) fortsatt att minska. Mängden påväxtalger på tången var liten och dominerades som tidigare av tångludd (*Elachista fucicola*).

Vid Rockegrund (Ma8) saknas tång. Den totala biomassan av rödalger på 6 meters djup låg kvar på en låg nivå (bilaga 11) jämfört med 2003 och 2004 års data. Rödalgen gaffeltång (*Furcellaria lumbri-calis*) hade dock återhämtat sig och fördubblat sin

biomassa jämfört med 2005.

Algprofilen vid Stärnö (Ma7) hade inte förändrats och tång saknades nästan helt. Tången som samlas in i en intilliggande vik hade endast en svag algpåväxt. Djursamhället var svagt och dominerades av kräftdjur som tånggräsuggor och tångmärlor. Rödalger på 6 meters djup visade i stort sett oförändrad artsammansättning men med, liksom 2005, något minskande totalbiomassa

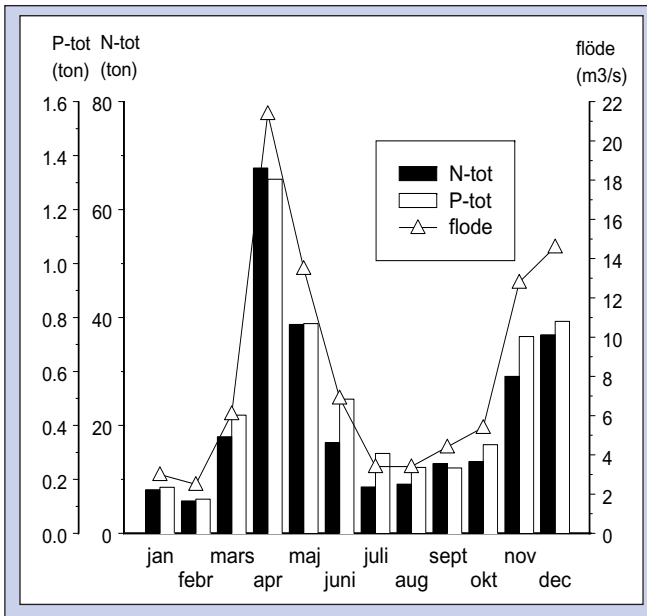
Vid Tärnö (Ma6) tätade tången något utanför bältet. Det verkar dock vara en mycket långsam process att återetablera förlorade tångbestånd i denna miljö och det kommer förmodligen att ta många år innan tången har samma utbredning som i början på 1990-talet. Tången var endast i ringa omfattning täckt av påväxt. Rödalgsamhället hade låg biomassa 2005. 2006 hade den åter ökat till tidigare nivåer, då fr a gaffeltången (*Furcellaria lumbri-calis*) hade återtagit förlorad mark.

Sedimentundersökningar i Pukaviksområdet och vid Karlshamn genomfördes hösten 2006. Resultaten visar att tungmetallhalterna, speciellt kopparhalterna, var höga utanför Karlshamn (KM). Åtminstone om värdena korrigeras för den låga glödförlusten. Utanför Mörrums bruk (N6) var halterna av klorerade organiska ämnen så låga att flertalet ämnen inte längre når upp till detektionsgränsen. Det gäller t ex samtliga klorerade fenoler. Halterna av EOX och olika extraktionsämnen (fett-, och hartssyror) var också väldigt låga och låg överlag lägre än eller på samma nivå som referensstationen.

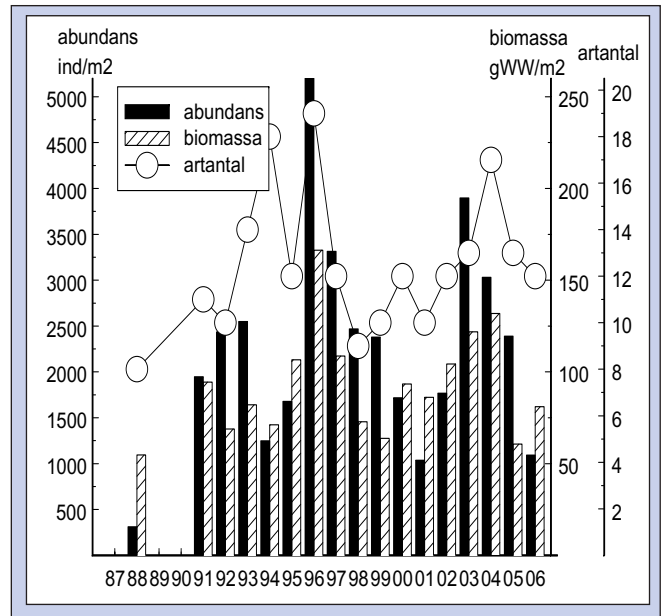
Under 2006 gjordes liksom tidigare fiskfysiologiska undersökningar utanför i Mörrums bruk. Det finns ingenting i de gjorda undersökningarna som tyder på att hälsotillståndet för tånglakar i området har påverkats negativt av utsläpp.

#### 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 flera 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 2006 ett par fiskodlingar. Flöde och transport av näringsämnen via Bräkneån för 2006 framgår av figur 16. Området utanför Ronneby karaktäriseras av en smal moränkskärgård med låga öar. Ronnebyfjärden är en halvöppen fjärd med relativt god kontakt med



Figur 17 Flöde och näringsämnestransport i Ronnebyån 2006. Från Ronnebyåns vattenförbunds mätningar.



Figur 20 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfaunastation RY i Ronnebyfjärden under åren 1988–2006.

utsjövattnet. Fjärden belastas fr a av Ronnebyån, men i dess yttre del finns även en stor fiskodling. Flöde och transport av näringsämnen via Ronnebyån för 2006 framgår av figur 17. Liksom för övriga vattendrag var transporten av såväl kväve som fosfor i de båda åarna koncentrerad till våren och senhösten. Bräkneån transporterade avsevärt större mängder än 2005 av såväl fosfor som kväve. Fosfortransporten via Ronnebyån har avtagit något men i övrigt finns ingen uttalad trend för perioden 1990–2006. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 5.

Halterna av oorganiskt kväve höll sig under 2006 inom normala eller låga ni-

våer vid K12, jämfört med medelvärdet för 10-årsperioden 1996–2005, se figur 18. Detta innebar att avvikelserna var liten, d.v.s. halterna var endast lite förhöjda enligt bedömningsgrunderna. Totalkvävehalten uppvisade tydlig avvikelse både för sommar- och vintervärden.

Vid station K12 uppmättes i januari högre fosfathalt än normalt, jämfört med 1996–2005 och avvikelserna var mycket stor. Även totalfosforhalten var hög trots att den minskat något från föregående år, se figur 19. Totalfosforhalten uppvisade därmed stor avvikelse under både sommar och vinter.

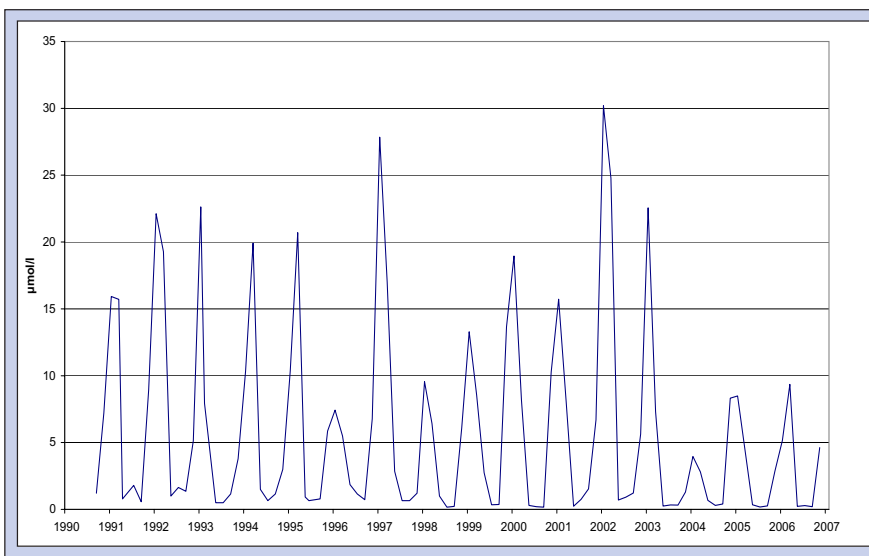
Vid bedömning av uppmätta kväve och fosforhalter vid stationerna K27-

K30 hamnar samtliga på stor avvikelse vad gäller totalfosfor under sommaren och tydlig avvikelse vad gäller totalkväve under sommaren.

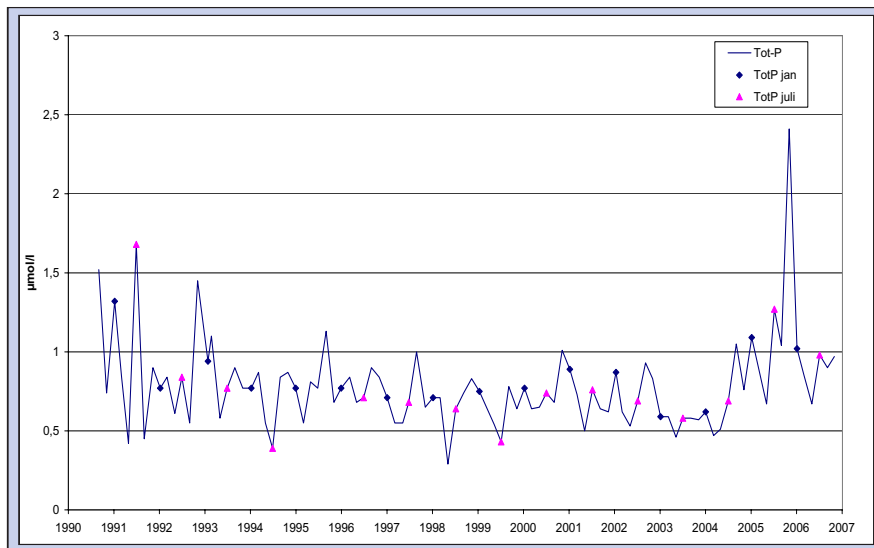
Sikt djupsförhållandena under sommaren var goda i området. Sikt djupet vid station K12 uppgick till 5.5 meter i juli. På övriga stationer, som bara provtas i september, varierade sikt djupet från 5.5 m till 7 meter.

Syrgashalten i bottenvattnet vid K12 har som lägst uppmätts till 6.9 ml/l i september, d.v.s. god syretillgång och inga kända effekter på djur- och växtliv. Som lägst i hela området uppmättes i september en syrgashalt i bottenvattnet på 6.0 ml/l vid station K27, vilket innebär att syrgastillgången varit god.

Det finns endast en mjukbottenstation i området väster om Ronneby (TÖ). Djursamhället har varierat mellan åren vad gäller biomassa och individantal men det har flertalet år hållit djurarter som kräver botten med låg föroreningsbelastning (Leppäkoski 1975). 2003 dominerades dock djursammansättningen av föroreningsstålga fjädermygglarver medan östersjömusslorna hade minskat avsevärt. Även 2004 var mängden östersjömusslor liten medan fjädermygglarverna förekom i betydligt lägre täthet. Andra år dominerar istället den föroreningskänsliga vitmärlan. En förklaring till fluktuationerna mellan olika år finns i det faktum att botten ibland täcks av lösdrivande rödalger. I några av bottenproverna finns därför djur som inte lever nere i sedimentet utan i vegetationen. Blir algmattan liggande under längre perioder



Figur 18: Halten av oorganiskt kväve, DIN ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K12 under åren 1990–2006.



Figur 19 Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K12 under åren 1990–2006 med uppmätta vinter- och sommarvärden markerade.

kan syrefria förhållanden uppstå nere i sedimentet vilket kan påverka mängden musslor negativt och förändra artsammansättningen

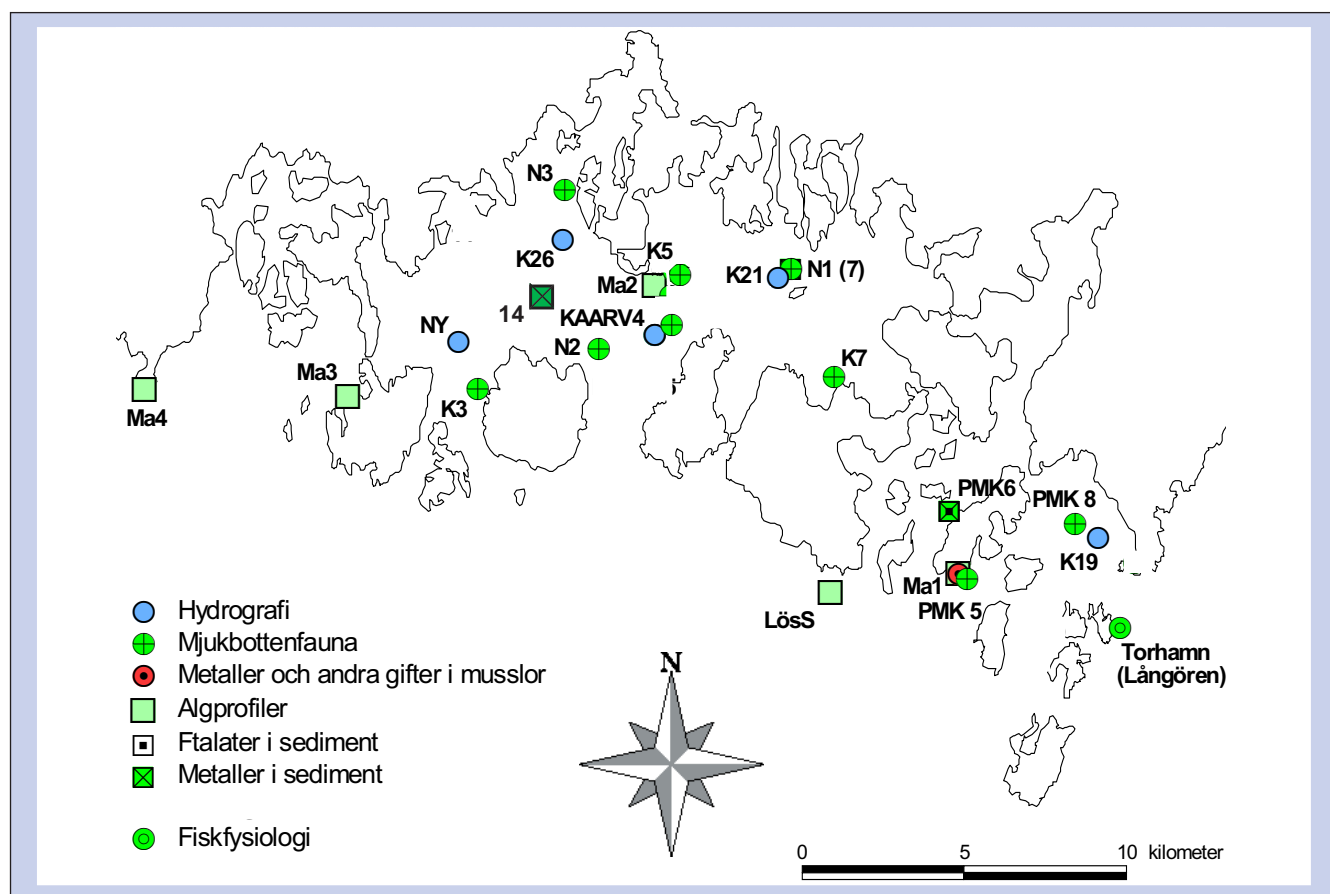
Sedimentet på bottenfaunastationen RY i Ronnebyfjärden uppvisar en sjunkande trend vad avser organiskt innehåll. Såväl antalet arter, abundans och biomassa har fluktuerat en hel del mellan åren (figur

20). Förändringar av biomassan förklaras huvudsakligen av tillväxt för stora årskullar av östersjömusslor 1992 och 1999. Abundansen fluktuerar däremot främst med mängden fjädermygglarver och fåborstmaskar. Stationen visar tecken på en viss övergödning och trots att antalet fjädermygglarver var lågt 2006 klassas ändå stationens ekologiska status

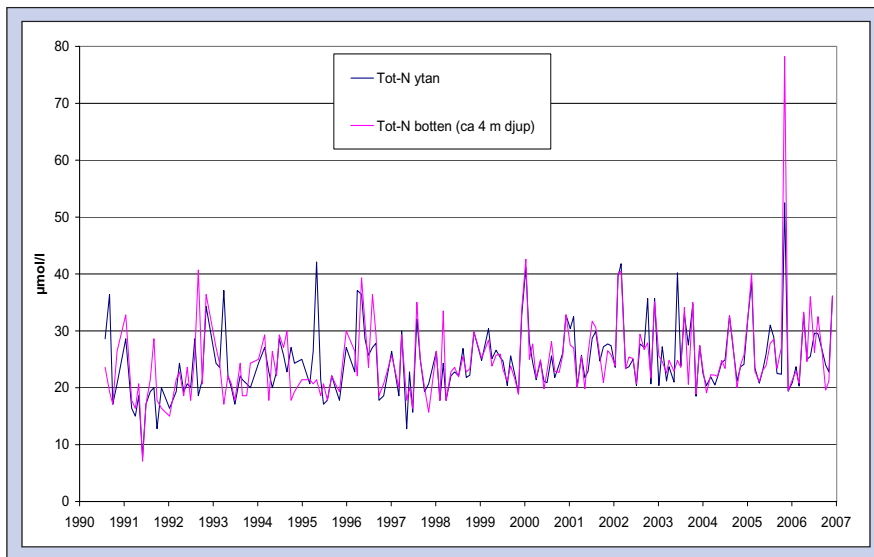
som otillfredsställande. Lokalen saknade nästan helt rovbörstmasken (*Nereis diversicolor*) vilket är anmärkningsvärt med tanke på sedimentets utseende och vattendjupet.

Bottenfaunastationen söder om Ronnebyfjärden (B2) visade inga tecken på förorening och har inte nämnvärt förändrats under provtagningsperioden trots en viss förändring av sedimentet. Stationen har, liksom flera andra med sandbotten, låg biomassa och antalsmässigt dominerar den sandrörbyggande havsbörstmasken *Pygospio elegans*. Jämfört med 2005 saknas ett par arter som betraktas som föroreningskänsliga och den ekologiska statusen bedöms därför som god istället för hög.

Algprofilen vid Lindeskär (Ma5) var oförändrat utan tång. Rödalger biomassa på 3 m djup minskade främst på grund av att gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) minskat. Sedan 2003 besöks en ny lokal vid Karöns södra udde (Ma5 b). Kvantitativa prover för analys av tångens påväxt och djursamhälle tas vid denna station. Tångens utbredning på lokalen var oförändrad jämfört med tidigare år, men den hade glesnat ut så att totala



Karta 6 Provtagningsstationer i vattenområdet Karlskrona / Torhamn.



Figur 22 Totalkvävehalt ( $\mu\text{mol/l}$ ) på station K19 under åren 1990-2006.

mängden tång minskat. 2005 var antalet betande tånggråsuggor stort, vilket kan förklara tillbakagången även om det var få observerade betskador. Mängden påväxt var fortsatt liten vilket kan förklaras av djursamhällets sammansättning med stora mängder snäckor, märlor och tånggråsuggor som livnär sig på fintrådiga alger. Närvaron av djur som slamsnäckor (*Hydrobidae*) och mossdjur (*Bryozoa*) antyder en viss närsaltbelastning.

Den vågexponerade algprofilen vid Lindö (Ma4) hade som tidigare ett mycket grunt och smalt tångbälte kring 4 decimeters djup vilket inte visar någon tendens till ökning. Tången hade som tidigare endast en liten mängd påväxtalger och en likartad struktur av djursamhället. Rödalgssamhället hade en något lägre biomassa jämfört med 2005, men artsammansättningen var i stort sett oförändrad.

Sedimentundersökningar i Ronnebyfjärden visar att tungmetallhalterna var höga. Däremot hade halterna av ftalater och klorparaffiner sjunkit till en betydligt lägre nivå än tidigare

### 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 bassängen har ett gytjtigt sedimentet med relativt hög organisk halt. Ett större vattendrag (Lyckebyån) belastar området liksom utsläpp från reningsverk motsvarande knappt 50 000 personekvivalenter, fr a

från Karlskrona stad. Flöde och transport av kväve och fosfor i Lyckebyån 2006 framgår av figur 21. Det finns ingen trend då det gäller utflödet från Lyckebyån medan däremot reningsverket har minskat utsläppen av kväve avsevärt. 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 marint reservat. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 6.

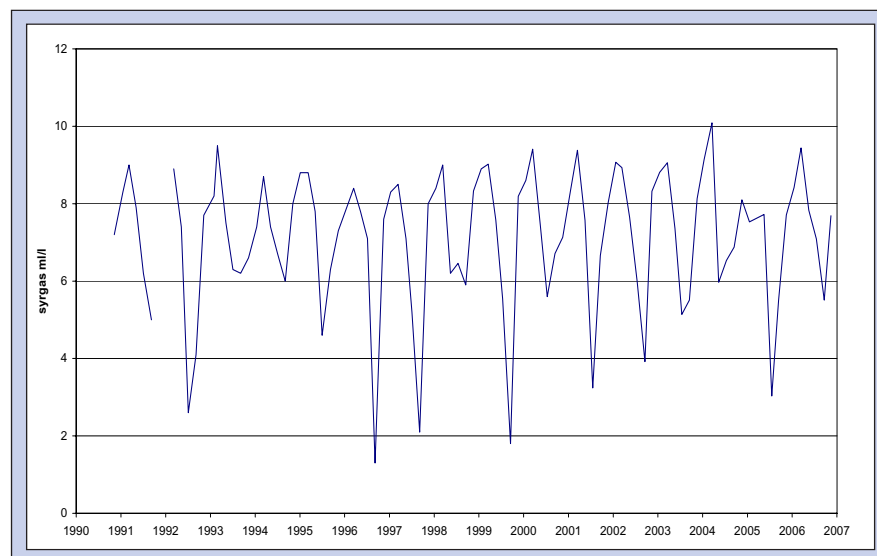
De oorganiska kvävehalterna i Karlskrona-/Torhamnsområdet var låga under

inledningen av 2006. Jämfört med medelvärde för 10-årsperioden 1996-2005 var halten oorganiskt kväve under det normala i januari vid stationerna NY, KAARV4, K21 och K19. Vid mätningen i mars uppvisade stationerna NY och K21 högre halter än normalt av både oorganiskt kväve och kisel (silikat), vilket är en indikation på landavrinning. Den stora vårfloden kom dock inte förrän under april-maj. I april uppmättes högre halt oorganiskt kväve än normalt vid K19, medan silikathalten var låg.

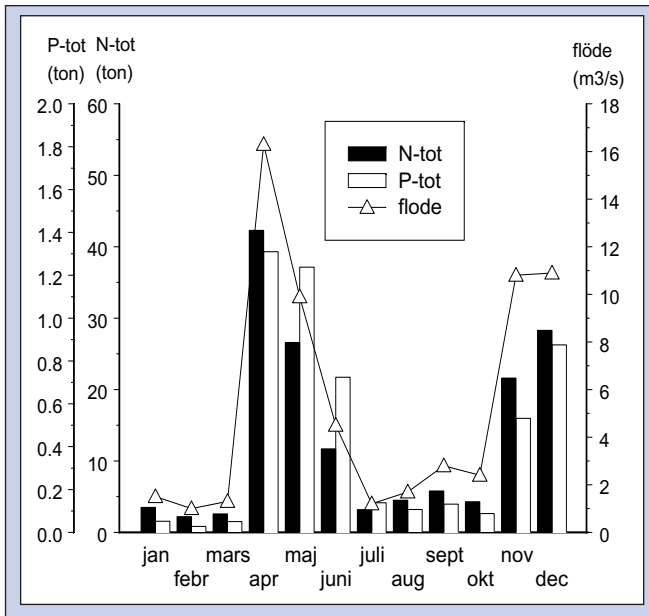
Avvikelsen var liten eller obetydlig i området under vintern, d.v.s. de oorganiska och totala kvävehalterna var som mest lite förhöjda jämfört med den uppskattade situationen 1950 och därmed det tillstånd man strävar efter att uppnå. Totalkvävehalten under sommaren visade tydlig till stor avvikelse. I slutet av förra året, 2005, uppmättes mycket hög totalkvävehalt vid K19. Under 2006 har totalkvävehalten åter legat på normal nivå jämfört med tidigare år (1990-2005), se figur 22.

Avvikelseklassningen av fosfat- och totalfosforhalter var i allmänhet något lägre i Karlskrona-/Torhamnsområdet jämfört med övriga områden längs Blekingekusten och västra Hanöbukten under 2006. Jämfört med medelvärden för perioden 1996-2005 låg dock fosfat-halterna över det normala både i början och i slutet av året i hela området. Detta innebar tydlig avvikelse vad gäller fosfat och stor eller mycket stor avvikelse vad gäller totalfosfor.

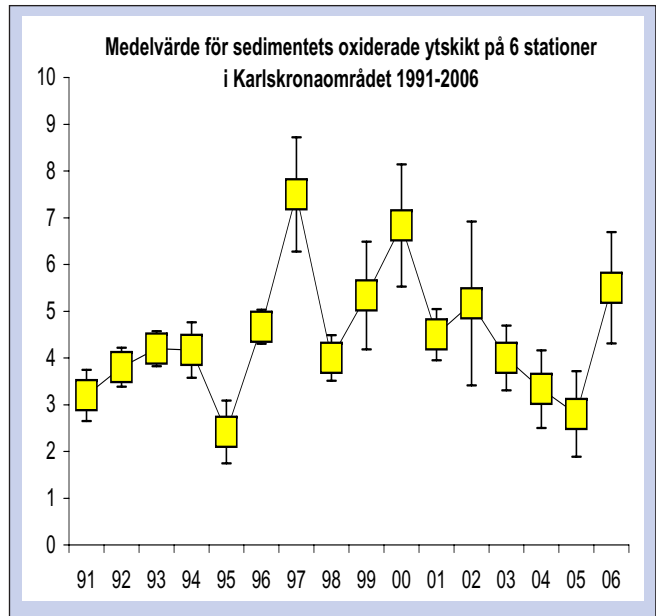
Siktdjupsförhållandena under 2006 var i nivå med föregående år och avvikelsen var tydlig, vilket betyder att siktdjupet var mindre än vad som eftersträvas. Sett i ett längre perspektiv har siktdjupet varit



Figur 23 Syrgashalt (ml/l) i bottenvattnet på station NY under åren 1990-2006.



Figur 21 Flöde och näringsämnestransport i Lyckebyån 2006. Från nationella (tidigare PMK) mätningar.



Figur 24 Medelvärde för sedimentets oxiderade ytskikt på 6 stationer i Karlskronaområdet 1991-2006. Spridningsmättet är standard error (SE).

relativt litet de senaste tre åren på station NY.

Syreförhållandena i bottenvattnet var vid samtliga stationer bra. Lägst syrgashalt under året, 5.5 ml/l, uppmättes vid station NY i Karlskronafjärden i september, vilket är en förbättring jämfört med förra året, se figur 23. Vid övriga stationer låg syrgashalten i bottenvattnet som lägst på knappt 6 ml/l vilket innebär god syretillgång och inga kända effekter på djurlivet.

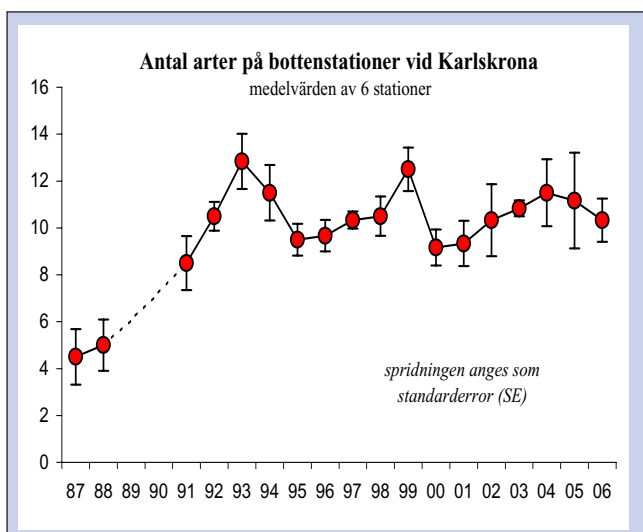
Vid en analys av alla bottenfaunastationer i fjärdarna runt Karlskrona kan man se en minskning av sedimentets glödförlust (organiska halt) på flera stationer. Undantag utgörs av KAARV4 i Yttre redden som

istället är den enda stationen i länet där den organiska halten har ökat signifikant. Flera av stationerna hade också en förbättrad syresituation i sedimentet fram till 2000 men därefter har situationen åter blivit något sämre även om den just 2006 var bättre igen (figur 24). Den generella minskning av glödförlust som inträffat fr a i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering. Detta stöds dock inte av hur utvecklingen för näringstillförsel till kusten ser ut för perioden.

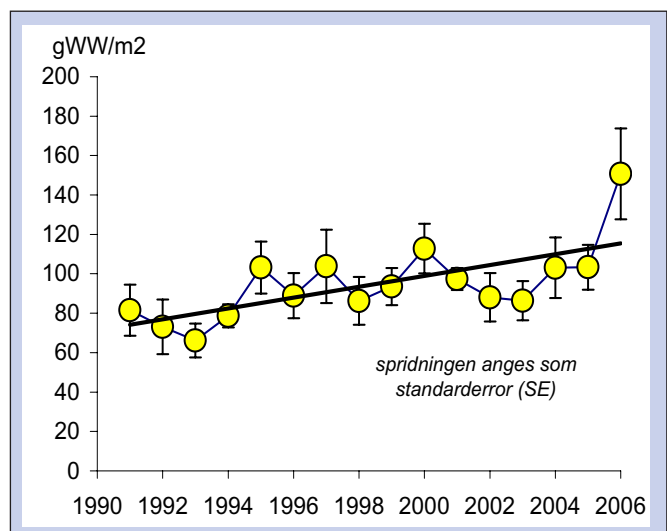
Under 90-talet ökade artantalet på flera av stationerna (figur 25) vilket antyder att situationen blev betydligt bättre. Vid flertalet av de senaste årens provtagningarna har dock artantalet åter varit lägre.

Detta innebär att vi 2006 hade betydligt högre artantal än i slutet av 1980-talet, men sedan 1993 har utvecklingen varit oförändrad. 2006 var artantalet lågt på de lite djupare stationerna i Yttre redden (K5, N1 och KAARV4). De grunda stationerna hade däremot relativt högt artantal.

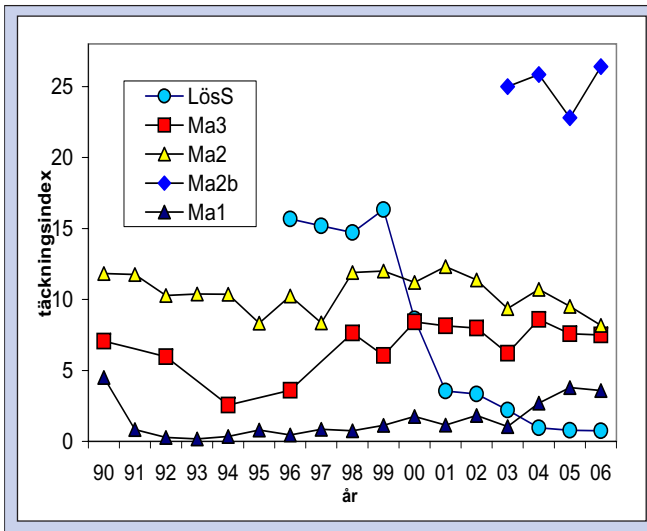
På flera av stationerna i Karlskronaområdet har biomassan ökat, framförallt beroende på att mängden östersjömusslor (*Macoma baltica*) har ökat (figur 26). Samtidigt har rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) minskat, en trend som är tydlig även i Kalmar län och i södra Finland (E. Bonsdorff, Åbo Akademi pers.medd.). Yttre redden (KAARV4, N2 och K5, men även N1) har flera år haft en



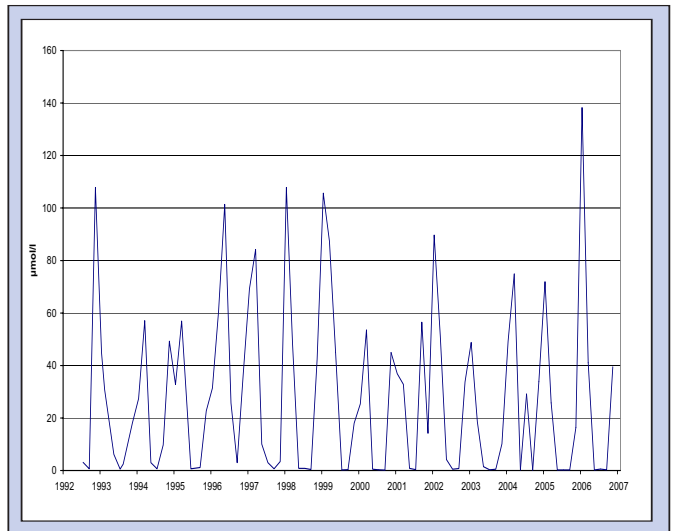
Figur 25 Medelartantal på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1987-2006. Spridningsmättet är standard error (SE).



Figur 26 Medelvärde för östersjömusslornas biomassa på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1991-2006. Spridningsmättet är standard error (SE). Trendlinjen enligt vanlig kvadratmetod



Figur 27 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårdbottnenkapitlet s 43) på 5 stationer i Karlskrona/Torhamnsområdet under perioden 1990–2006.



Figur 28 Halten av oorganiskt kväve (µmol/l) i ytvattnet på station KL8 under åren 1992–2006.

artsammansättning som skiljer sig något från de övriga delarna av området, med ett betydligt större inslag av arter som kräver förhållandevis rena och bättre ventilerade bottenar. Denna tendens är sedan några år bruten. Lokalerna har blivit relativt artfattiga samhällen med låga abundanser huvudsakligen bestående av stora östersjömusslor, fåborstmaskar och ett fåtal vitmärlor. Istället vinner föroreningståligena arter som fjädermygglarver mark. Som en konsekvens av detta är det bara två grunda stationer (N3 och K7) som når upp till klassen god ekologisk status enligt de nya bedömningsgrunderna och i Yttre redde klassas två stationers status som otillfredsställande.

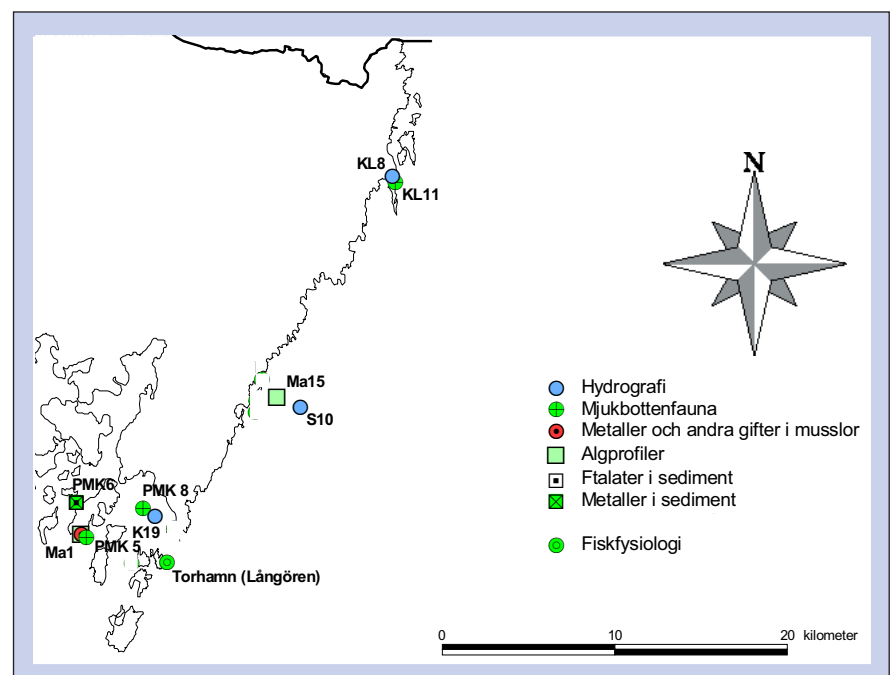
I nuvarande provtagningsprogram finns två stationer med bottenfaunaundersökningar i Torhamnsområdet. Den ena (PMK 8) ligger tämligen grunt (4 m) och hade mycket djur och hög biomassa, medan den andra (PMK 5) ligger på betydligt djupare vatten (13 m). Den senare hade problem med syresättningen, med utslagning av djursamhället som följde 1998. Östersjömusslor och andra vanligt förekommande djur har därefter återetablerat sig på platsen. Ett mer normalt bottenfaunahänsyn har därmed utvecklats på stationen. Populationen av östersjömusslor har nu nästan samma utseende som före 1998, med musslor i alla storlekar upp till 17 mm. På stationen pågår en generationsväxling vilket innebär att biomassan sjunkit närbart till 2006. Inslag av föroreningståligena arter som fjädermygglarver mm innebär att stationens ekologiska status klassas som måttlig enligt de nya bedömningsgrunderna. PMK 8 är för grund för att kunna klassas.

De två ordinarie algprofilerna i Karlskronaområdet är förhållandevis olika. Profilen vid Getskär (Ma2) hade ett något glesnat men välutvecklat tångsamhälle med både blås- och sågtång och ett gles rödalgssamhälle. Där fanns gott om betande tånggråsguggor (*Idotea baltica*) både 2005 och 2006 och det förekom mycket betskador, vilket sannolikt hade bidragit till utglesningen. Förekomst av blåmusslor (*Mytilus edulis*) och slamsäckor antyder tillgång till mycket näring.

Profilen vid Hasslö (Ma3) hade som vanligt stora mängder påväxtalger, mycket slam och ett djursamhälle som indikerar god tillgång till föda i vattnet, bl a ett stort antal hjärtmusslor. Mängden tång

på stationen var i stort sett oförändrad jämfört med 2005.

I Östra Fjärden påbörjades 2003 studier längs en ny algprofil (Ma2b). Lokalen var oförändrad sedan dess, med ett betydligt mer omfattande tångbälte än vid Getskär. Vid Hästholmen i Kållafjärden (Ma1) var djuputbredningen av tången oförändrad, men tångförekomsten hade glesnat något (figur 27). Mängden betande tånggråsguggor var relativt stor (bilaga 12) så det finns risk för ytterligare minskning. Påväxten på tången var som 2005 liten. Rödalgerna på 3 m djup hade minskat rejält. Framför allt hade gaffeltången (*Furcellaria lumbri-calis*) minskat till en tredjedel vilket gör mycket då denna art tidigare dominerat



Karta 7 Provtagningsstationer vid Blekinges ostkust.

biomassan. Algprofilen söder om Sturkö (Löss) hade precis som under 2005 knappt någon tång kvar vid provtagningen (figur 27). Liksom på flertalet av de andra stationerna var mängden påväxtalger på tången låg och bestod mest av den för årstiden vanliga rödalgen *Ceramium tenuicorne*. Djursamhället var artfattigt och dominerades av arter som klarar hård vågexponering. Rödalgssamhället hade ungefär samma artsammansättning som tidigare men den dominerande gaffeltången hade minskat till hälften.

Sedimentundersökningar i Karlskronaområdet visar liksom tidigare att halterna av i princip alla tungmetaller är relativt höga i området. Vid mätningen 2001 uppvisade de båda stationerna i området ökande halter av fr a zink och koppar men 2006 var halterna betydligt lägre. Även på referensstationen vid Torhamn (PMK6) var halten av kadmium och koppar hög 2006.

## 1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund

Östra Blekingekusten, från Torhamnsudde 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 bottenarna 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, liten föroreningsbelastning. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 7.

Station KL8 i södra Kalmarsund skiljer

sig stort resultatmässigt från övriga mätstationer längs Blekingekusten framförallt i och med sina extrema kvävehalter. KL8 ligger skyddat och instängt i en grund vik (ca 2 meters djup) med begränsad vattenomsättning där ett vattendrag mynnar som tillför havsområdet näringsämnen från land.

Såväl oorganiska kvävehalter som totalkvävehalter, både under sommar och under vinter, uppvisade under 2006 mycket stor avvikelse från jämförvärdena. Med tanke på stationens instängda läge skulle man möjligen vilja att den klassas på ett annat sätt än att som nu tillhöra vattenomsättningsklass 1, dvs. störst vattenutbyte. Men, det visar sig att även om man gör avvikelseklassningen efter vattenomsättningsklass 3 så blir avvikelsen mycket stor från jämförvärdena när det gäller kväve.

I figur 28 ses den uppmätta halten oorganiskt kväve under perioden 1992-2006. I januari uppmättes en mycket hög halt oorganiskt kväve vid KL8, 138  $\mu\text{mol/l}$ , och även mycket hög totalkvävehalt, 176  $\mu\text{mol/l}$ .

Fosfathalten vid KL8 visade stor avvikelse från det tillstånd man enligt bedömningsgrunderna vill uppnå och totalfosforhalten visade mycket stor avvikelse såväl under vintern som under sommaren. Totalfosforutvecklingen vid KL8 under 1992-2006 visas i figur 29, där man kan se att januarivärdet 2006 var i nivå med tidigare år medan julivärdet var bland de högsta som uppmätts.

Vid station S10, där provtagning enbart sker i september, var avvikelsen stor vad gäller totalfosfor och tydlig vad gäller totalkväve.

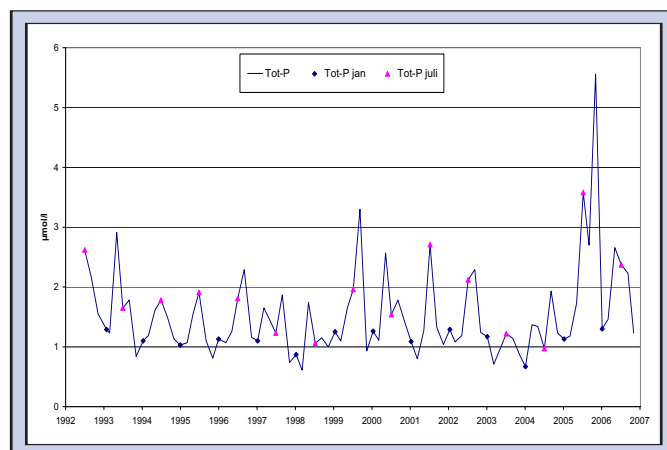
Siktdjupsförhållandena vid station KL8 är svåra att utvärdera eftersom djupet här endast uppgår till ca 2 meter. Det

ringa djupet innebär bl.a. att både vågor och tillrinning kan grumla vattnet och försämra siktdjupet. Under 2006 var siktdjupet vid KL8 som lägst endast 0.7 meter, vilket uppmättes i maj då också klorofyll a-halten var hög, vilket tyder på att blomning pågick.

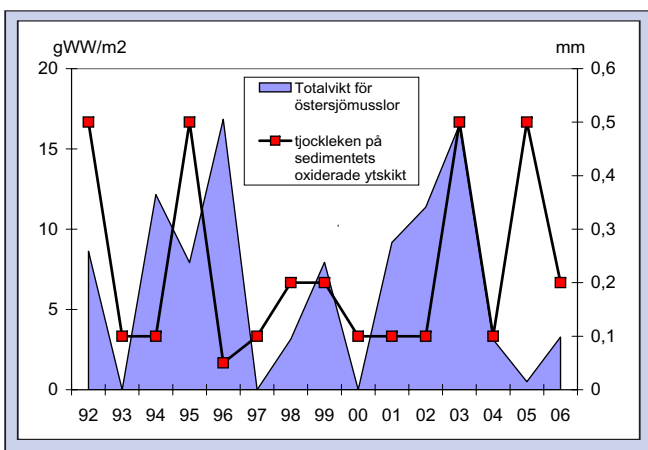
Syreförhållandena i bottenvattnet var goda i området under 2006. Som lägst uppmättes 5.9 ml/l i ytvattnet, under ett istäcke på 20 cm, vid KL8 i mars.

En bottenfaunastation i området undersöks. Det är den grunt belägna KL11 som ligger i anslutning till vattenstationen KL8. Liksom för vattenstationen tyder provtagningen av botten djuren 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 och 2006 var biomassan på stationen bara 22 gWW/m<sup>2</sup>. Större delen av biomassan var den vid övriga lokaler närmast utgångna men föroreningsståligen rovbormasken *Nereis diversicolor*. Vid en analys av perioden 1992-2006 kan man se hur mängden östersjömusslor (mätt som biomassa) sjunkit i anslutning till att syresituationen i sedimentet varit dålig (figur 30). Stationen är för grund för att kunna klassas enligt de nya bedömningsgrunderna men måste bedömas ha otillfredsställande eller t o m dålig ekologisk status.

Algprofilen utanför Konungshamn (Ma15) var oförändrad sedan tidigare, dvs. det var mycket gles mellan tångplantorna och nästintill utebliven rekrytering. Rödalgssamhället på 6 meters djup hade ungefär samma artsammansättning som 2004 och den ökning i mängden gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) som uppmättes 2005 hade gått tillbaka helt.



Figur 29 Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station KL8 under åren 1992-2006.



Figur 30 Totalvikten för östersjömusslor samt tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på station KL11 vid Kristianopel under åren 1992-2006.

# 2. Tillförsel av föroreningar

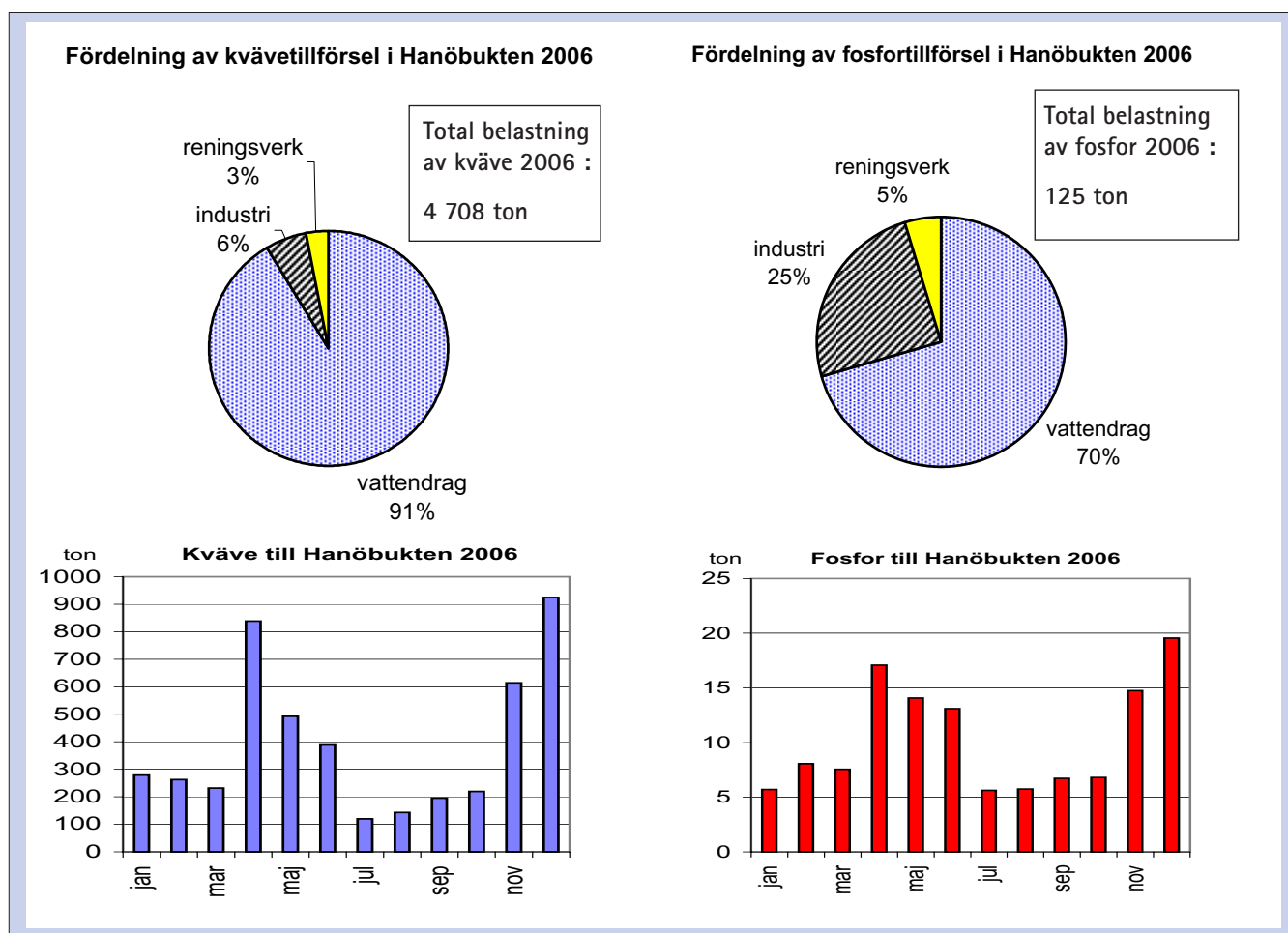
För att kunna tolka förändringar i kustzonen är det viktigt att känna till belastningen av närsalter, organiskt material och gifter. En stor del av kväve- och fosfortransporten till kustvattnet sker med vattendragen och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Störst transport av näringsämnen till Hanöbukten kommer via Helgeå men även Mörrumsån bidrar med mycket näring. 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 2006 redovisas i bilaga 2 och i figur 31. Där framgår att kvävetillförseln till 91% kom via vattendragen. För fosfor är motsvarande siffra 70% och här bidrog massaindustrin med 22%. I figuren framgår också att merparten av tillförseln kom under vår och höst vilket är naturligt eftersom flödet i vattendragen var högst efter snösmältning och en tidvis regnig höst.

Förutom tillförsel till kusten som direkt kommer från mänsklig aktivitet förekommer också en "naturlig" del. I Hanöbukten är speciellt tillförseln från uppvällning av fosforrikt bottenvatten stort. När det gäller kväve tillkommer också kvävefixeringen av de blågröna algerna. Beräkningar visar att för hela Östersjön kan denna del stå för över 25 % av totalbelastningen (Larsson & Anders-

son 2004). Ungefär 40% av det kväve som tillförs Östersjön uppskattas dock återgå till atmosfären genom denitrifikation (Larsson m fl 1985).

Analys av kväve- och fosfortransporter till Hanöbukten under perioden 1990-2006 visar att det inte finns någon signifikant trend då det gäller vattendragens bidrag. Visserligen har fosfortransporten via Helgeå, Skräbeån och Ronnebyån miskat märkbart under perioden men det räcker inte för att få en signifikant avtagande trend för totala vattendragstransporten. Industriernas utsläpp har däremot minskat under samma period, både vad avser kväve och fosfor. Speciellt Stora Enso Nymölla AB minskade sina utsläpp. De kommunala reningsverken har infört kväverening under senare år vilket tydligt avspeglar sig i en halvering av kväveutsläppen (figur 32).



Figur 31 Fördelning av kväve- och fosforbelastningen till Hanöbukten 2006, dels med avseende på källa, dels med avseende på tidpunkt på året.

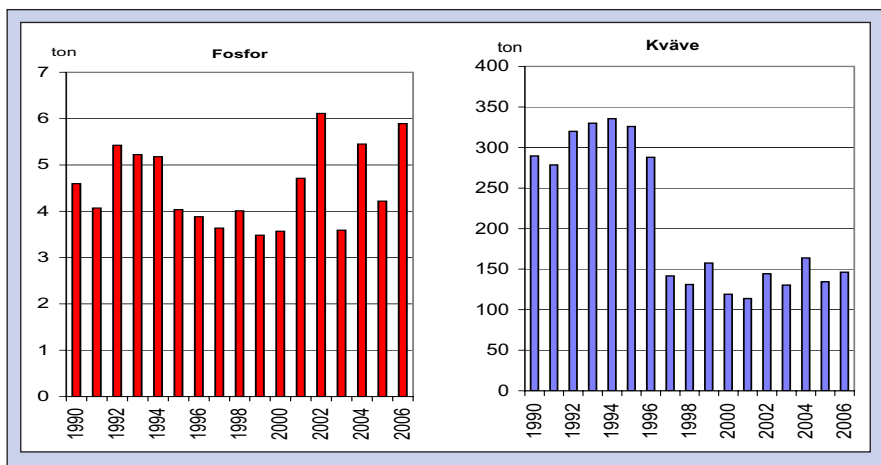


En viktig faktor att ta hänsyn till när det gäller tillförseln av framför allt näringsämnen är temperatur och nederbördsförhållanden under året. Hög vattentemperatur, speciellt under sensommaren, kan öka kvävefixeringen märkbart medan riklig nederbörd, speciellt utanför växtperioden, ökar tillförseln via vattendrag.

2006 var ett kontrastrikt år vädermässigt. Året inleddes med högtrycksbetonat vinterväder längs Hanöbukts kuststräcka. Snön låg decimetertjock under stora delar av januari, februari och mars. Särskilt vintrig blev mars månad med temperaturer närmare 3 - 4 grader under det normala för månaden.

Vintern släppte sitt grepp om landet först i april och våren gjorde snabba framsteg. Det ovanligt tjocka snötäcket smälte därför ganska fort och tillsammans med nederbörd gav detta en riklig vårflod. Våren bjöd i övrigt på omväxlande väder, både med perioder av fint sommarväder och perioder med regn och rusk.

Sommaren inleddes något ostadigt men från mitten av juni och under stor del av juli rådde varmt och torrt högsommarväder. Juli månad blev som helhet 4 grader varmare än normalt. Samtidigt kom på många håll mycket lite nederbörd i juli, vilket slog hårt mot bl.a. jordbruket. I augusti var bilden en helt annan, då det totalt föll mellan 3 och 4 gånger den nor-



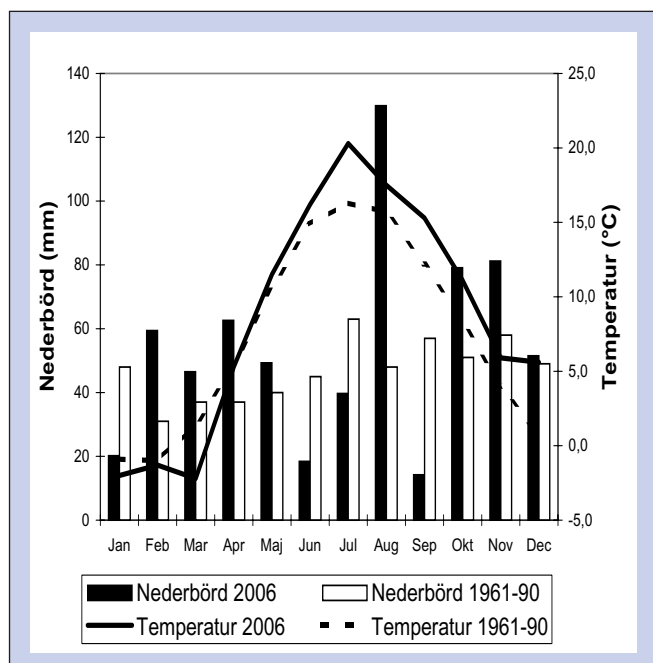
Figur 32 Kväve- och fosforutsläpp från kommunala reningsverk i Hanöbukten 1990–2006. Värdena är beräknade på utsläpp från reningsverken i Karlskrona, Ronneby, Sölvesborg, Nogersund, Simrishamn och Kivik.

mala nederbörds mängden. Nederbörden föll främst i samband med kraftiga lokala regn- och åskkurar och nya nederbördsrekord sattes bl.a. i Skåne.

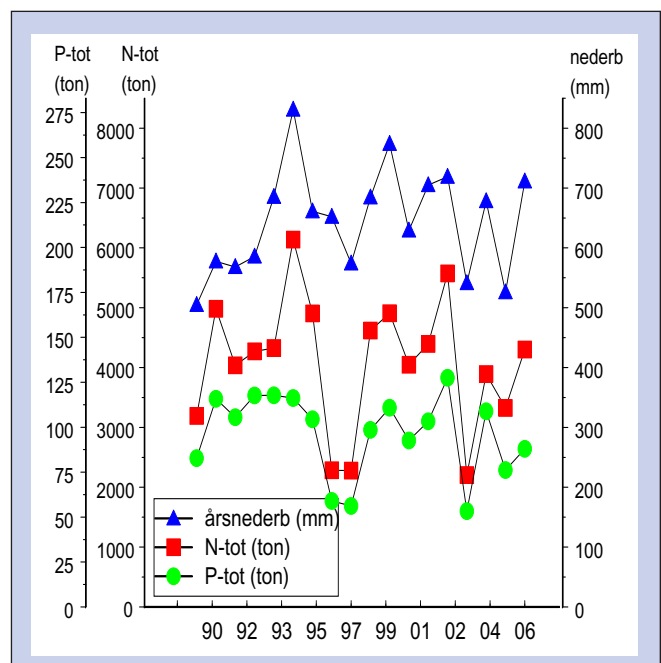
Resten av året bjöd på fortsatt mycket varmt och stundtals blött väder. Större nederbörds mängder än normalt föll i oktober-november. Temperaturen i december slutade hela 5 grader över det normala.

Tack vare en varm sommar och höst var 2006 sammantaget varmare än normalt med ett temperaturöverskott på ca 1,4°C. Sedan 1987 är det bara 1996 som

har haft en årsmedeltemperatur som legat under medel för perioden 1961-90. Mycket av nederbörden föll under vår och höst men i augusti även som lokala skyfall. För sydöstra Sverige blev årsnederbörden i allmänhet omkring 18% högre än normalt (figur 33). Transporten av näringsämnen via åarna följer i stort sett kurvan för årsnederbörden och var därmed något högre än 2005 (figur 34). Den samlade mängden näring från land till Hanöbukten var trots detta ganska normal för perioden 1989-2006.



Figur 33 Temperatur och nederbörd under 2006 samt långtidsmedelvärde för 1961–1990 vid väderstationen i Karlshamn.



Figur 34 Nederbörd i Hanöbukts avrinningsområde samt beräknad vattendragstransport av kväve och fosfor till kusten från de sex största vattendragen (Helgeå, Skräbeån, Mörrumsån, Bräkneån, Ronnebyån och Lyckebyån) 1989–2006.

# 3. Hydrografi i utsjön

Vattenmassan i Östersjön är enkelt uttryckt skiktad i ett sötvattenpåverkat ytlager och ett lager med saltare och därmed tyngre vatten närmare botten. I övergången mellan de båda vattenmassorna återfinns haloklinen (saltsprångskiktet). Under året sker en uppvärmning av vattnet från ytan och ner. Gränsen mellan vattenmassor med olika temperatur kallas termoklin (temperatursprångskikt).

Vid BY4 (Christiansö) ligger haloklinen normalt kring 50-70 meters djup. Salthalten i ytan uppgår till 7 – 8 psu medan bottenvattnet (ca 90 m) ligger på ca 16 – 17 psu. Förändringarna i salthalt under året är relativt små däremot ändrar sig temperaturen desto mer under året till följd av solinstrålningens variation. Under januari till april 2006 var vattnet i stort sett välblandat ner till haloklinen med en temperatur på 2-4°C. Under våren och sommaren växte sedan det uppvärmda ytlagret till och nådde en tjocklek på ca 10 meter och en yttemperatur på drygt 21°C i augusti. Temperaturen minskade sedan efterhand under hösten och i december hade termoklinen försvunnit helt och ytvattnet var åter välblandat ner till

haloklinen.

Lufttemperaturmässigt var 2006 ett omväxlande år som inleddes med lufttemperaturer under det normala för att under sommaren och hösten växla till högre temperatur än normalt. Detsamma gäller för ytvattentemperaturen som följer lufttemperaturens växlingar. Vid BY4 var temperaturen under det normala<sup>1</sup> från januari till i slutet av mars. I juni till oktober låg däremot ytvattentemperaturen tydligt över det normala. Salthalten i ytvattnet var under 2006 i huvudsak normal.

Halten oorganiskt kväve var som under 2004 och 2005 fortsatt låg. Under sommaren är halterna av de lättillgängliga oorganiska näringsämnen normalt mycket låga till följd av upptag i biomassa men i år var halten oorganiskt kväve lägre än normalt även under resterande del av året.

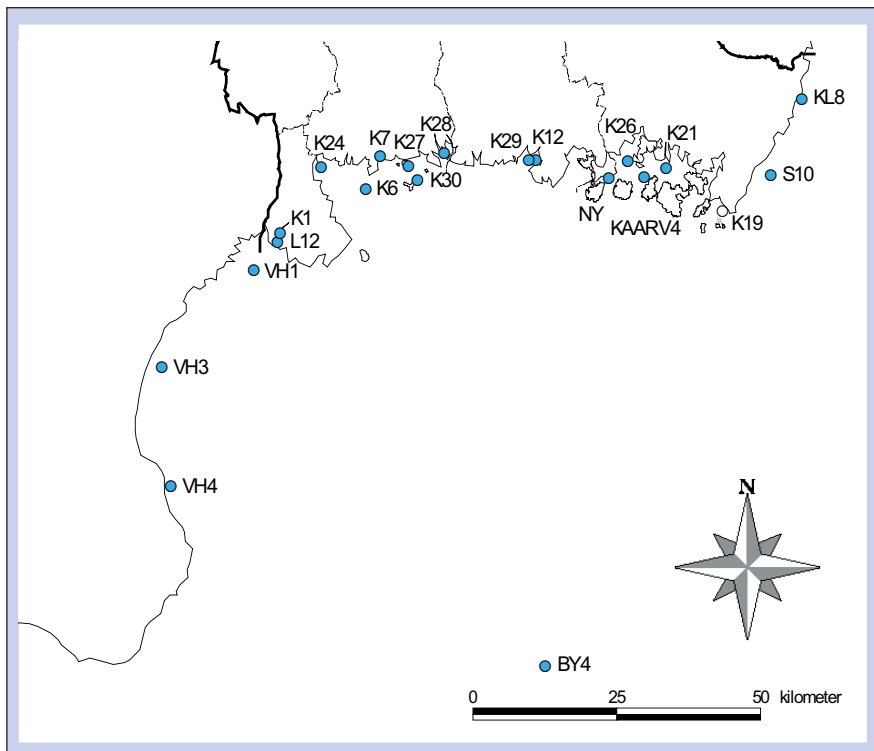
Fosfathalten däremot var fortsatt över eller mycket över det normala under första halvan av 2006. De flesta av utsjöstationerna i södra delarna av egentliga Östersjön har visat höga fosfathalter under 2006. Den höga halten av oorganiskt och därmed lättillgängligt fosfor innebär att

det har funnits stor potential för omfattande växtplanktonblomningar inför sommaren 2006.

Som nämnts ovan var de oorganiska kvävehalterna normala eller relativt låga under 2006. Låg tillgång på löst kväve i vattnet innebär för de flesta växtplanktonarter att, oavsett om fosfathalterna är höga, så begränsas tillväxten av att det råder brist på kväve. Ett viktigt undantag är cyanobakterierna (även kallade blågröna alger) som kan utnyttja luftens kvävgas som kvävekälla. När det lättillgängliga kvävet i vattnet tar slut, kan kvävefixerande cyanobakterier fortsätta att växa till med hjälp av luftkväve och den mängd fosfat som finns tillgänglig i vattnet. Utöver höga närsalthalter påverkar också väderförhållandena risken för algblooming. Om det är lugnt, varmt och soligt ökar risken ytterligare. Följaktligen utvecklades kraftiga cyanobakterieblomningar i stora delar av egentliga Östersjön under juli månad 2006, precis som det gjorde i juli 2005.

Silikathalten följer i stort sett samma mönster som fosfathalten och låg alltså över det normala i början av året men visade sedan halter som låg under det normala under resten av året.

Syreförhållandena vid botten (90 meters djup) var under 2006 bättre än under 2005 till följd av att nytt syrerikt vatten strömmat in längs botten i december 2005, vilket förbättrade situationen i början av 2006. Syret förbrukades sedan successivt och var snart nere på mycket låg halt. I juni uppmättes svavelväte, som bildas då syret tagit slut. Till mättillfället i augusti hade det åter strömmat in saltare och mer syrerikt vatten vid botten och syrgashalten låg mycket över det normala, med drygt 2 ml/l. Normalt brukar syrgashalten i bottenvattnet vara som lägst under sensommaren, men så var alltså inte fallet under 2006. I november och december hade halten sjunkit ner till nära noll igen.



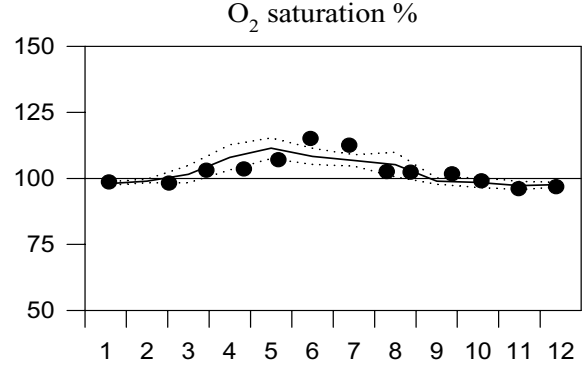
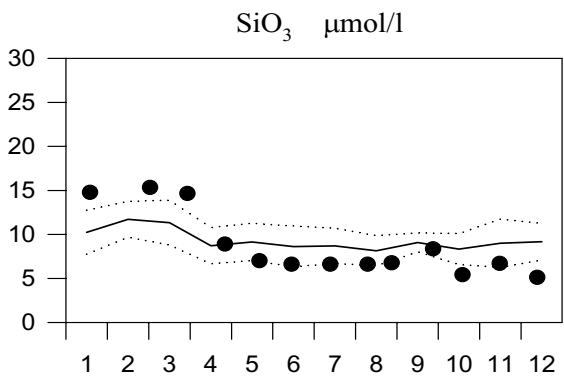
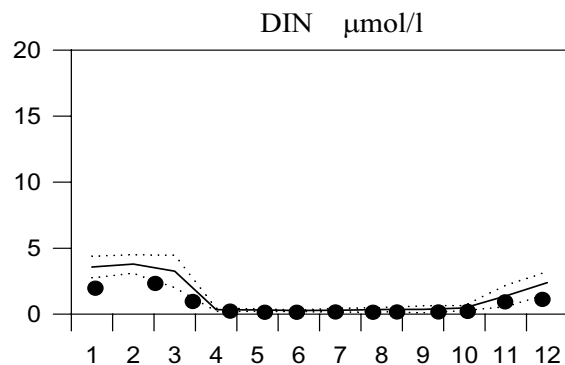
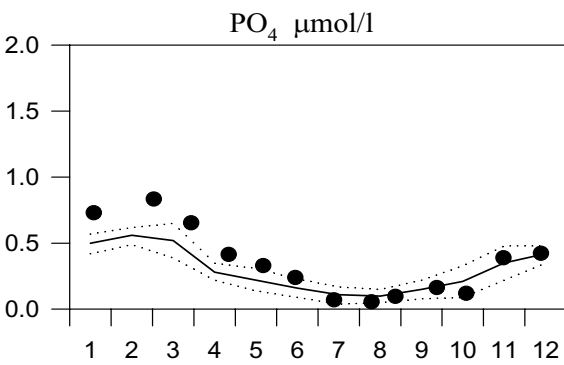
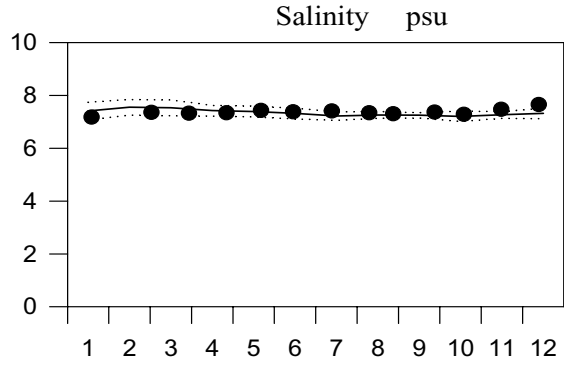
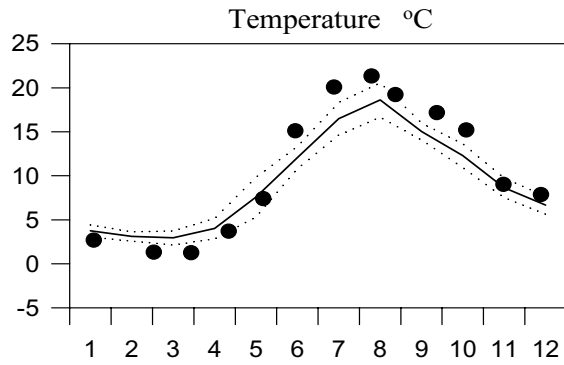
Karta 8 Hydrografiska provtagningsstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten, samt referensstationen BY4 ute i Hanöbukten.

<sup>1</sup> jämfört med medelvärdet för perioden 1995-2004

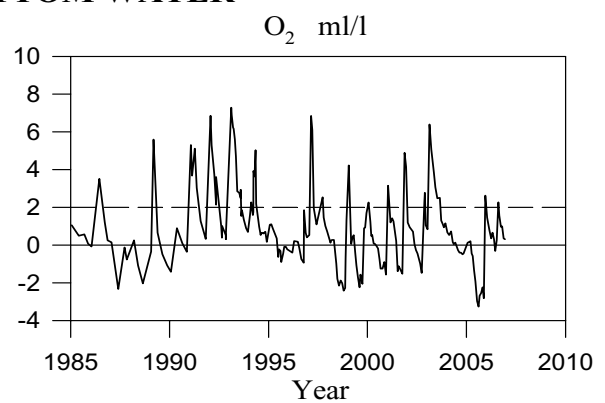
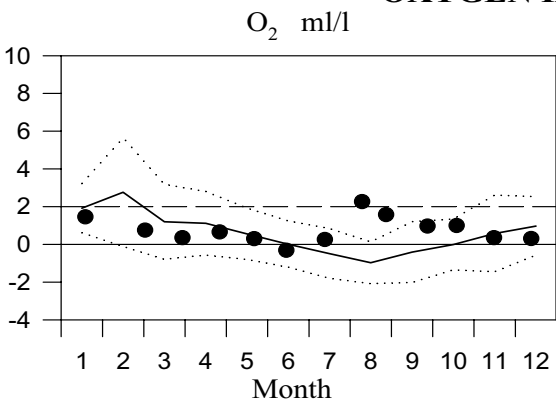
# STATION BY4 SURFACE WATER

## Annual Cycles

— Mean 1995-2004      ..... St.Dev.      ● 2006



## OXYGEN IN BOTTOM WATER



Figur 35: Resultat från mätningstationen BY4 vid Christiansö under 2006 samt medelvärden och standardavvikelse för perioden 1995-2004.

# 4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten

Utvecklingen i Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten har under 2006 framförallt präglats av fortsatt höga fosforhalter under årets inledning och omfattande cyanobakterieblomningar under sommaren. Höga fosforhalter har inte bara uppmätts inne vid kusten utan i stort sett i hela egentliga Östersjön. Likaså var algbloomningarna så omfattande att de berörde stora delar av södra egentliga Östersjön i juli månad.

Både totalhalt och oorganisk halt av fosfor, såväl sommar som vintervärden, uppvisade förhöjda värden motsvarande stor till mycket stor avvikelse enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder vid alla stationer utom de i Karlskrona skärgård där fosforhaltarna inte var lika mycket förhöjda utan visade i stället tydlig avvikelse.

Kvävehalterna längs kuststräckan låg på de flesta håll på en låg och bra nivå och avvikelsen, d.v.s. förhöjningen, var i stort sett liten eller obetydlig under vintern men tydlig

under sommaren. Endast vid de mer landnära stationerna som K7 vid Karlshamn och KL8 vid Kristianopel var kvävehalterna höga och avvikelsen mycket stor.

Siktdjupet varierade under året, från 14 meter i västra Hanöbukten i maj till 0.7 meter vid KL8 samma månad. Siktdjupet under sommaren visade liten avvikelsen i Ronnebyområdet och Pukaviksbukten, medan övriga områden visade tydlig till stor avvikelse i siktdjup under sommaren.

Syrgasförhållandena i bottenvattnet var över lag mycket bra i Blekinge och västra Hanöbuktens kustvatten under 2006. Den station som normalt brukar uppvisa lägst syrgashalt i bottenvattnet är NY i Karlskrona skärgård. Så var dock inte fallet under 2006, utan i stället uppmättes den lägsta syrgashalten i bottenvattnet vid K6 i Pukaviksbukten. Halten uppgick där till 5.3 ml/l på 25 meters djup i augusti, vilket är under det normala för stationen, men dock inget kritiskt värde.

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (rapport 4914, 1999) 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. är relaterad till effekter på biota, dels genom att fastställa avvikelsen från uppskattade naturliga halter (jämförvärden) för områden med varierande vattenomsättningsklasser, så kallade typområden. Med hjälp av kvoten mellan aktuellt värde och jämförvärdet för ett område bestäms avvikelseklassen.

I årets rapport redovisas avvikelsen i tabell 1. Bedömningar av siktdjup, näringsämnen och klorofyll görs utifrån dessa värden eftersom de ger det säkraste måttet på mänsklig påverkan. I bilaga 5 presenteras både tillståndet och avvikelsen. De luckor som finns i materialet beror på avsaknad av mätvärden för vissa månader, något som beror på mätprogrammets upplägg.

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

Årets vattenprovtagning har i allt väsentligt genomförts enligt gällande provtagningsprogram (bilaga 1). På

grund av isläget kunde inte provtagning genomföras vid stationerna VH1, VH3A och KAARV4 i februari-mars.

Provtagningsområdet, som inkluderar både programmet för västra Hanöbukten och Blekinge (karta 8), är indelat i sex delområden; västra Hanöbukten (stationerna VH3A och VH4), Sölvesborg (VH1 och L12), Pukaviksbukten (K6, K7 och K24), Ronneby (K12 och K27-K30), Karlskrona (NY, K21, K19, K26 och KAARV4) och södra Kalmarsund (S10 och KL8). De olika delområdena jämförs med förhållandena i utsjön. Utsjön representeras av stationen BY4 vid Christiansö som ingår i SMHIs oceanografiska stationsnät inom det nationella provtagningsprogrammet.

De utvärderingar som har gjorts för tidigare år visar liksom för 2005 att Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten skiljer sig från utsjön genom tidvis och lokalt högre halter av närsalter och något lägre och mer varierande salthalter. Detta indikerar att kustvattnen förutom sötvatten tillförs närsalter från källor på land, t.ex. via vattendragen som mynnar där. För övriga parametrar syns inga tydligt enhetliga skillnader. Mätningarna visar att vattenutbytet mellan västra Hanöbuktens kustvatten och utsjön är bättre än mellan Blekinge skärgård och utsjön.

## 4.1 Temperatur

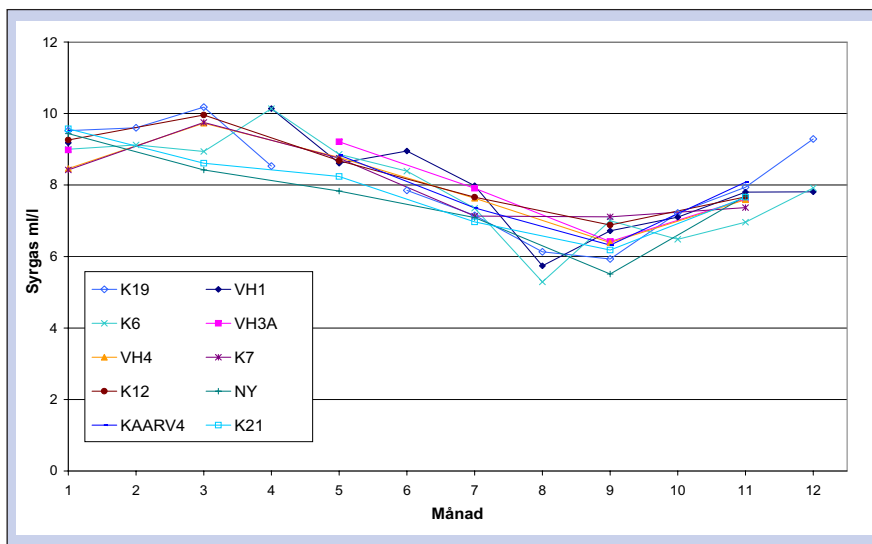
Under året sker en uppvärmning av vattnet från ytan och ner och ett varmare ytlager bildas under vår, sommar och höst. Lufttemperaturmässigt var 2006 ett omväxlande år som inleddes med lufttemperaturer under det normala för att under sommaren och hösten växla till högre temperatur än normalt. Vid de flesta stationerna längs Blekingekusten och i västra Hanöbukten var temperaturen under det normala från januari till mars. Under resten av året låg sedan ytvattentemperaturen tidvis över det normala, t.ex. vid VH1, K6 och K19 i juni samt vid Vh4, NY, KAARV4 och KL8 i juli. Medellufttemperaturen i december slutade på hela 5 grader varmare än normalt. Denna ovanliga värme kan också ses i att ytvattentemperaturen var över det normala vid de stationer som provtas i december. Högsta ytvattentemperaturen under året uppgick till hela 23.9 °C och uppmättes vid Kristianopel (KL8) i mitten av juli

## 4.2 Salthalt

Salthaltssiktningen är i allmänhet svag i hela kustområdet. Den tydligaste siktningen förekommer i de inre delarna av

skärgården där tillrinningen från land är mest märkbar. Vid skiktning kan ventileringen av vattnet under språngskiktet hämmas. Vid några enstaka stationer har en tydlig skiktning observerats någon gång under året. Vattenmassan har i övrigt varit i stort sett homogen och välblandad vid mätstillfällena. Salthalts-skiktning i samband med tillrinning via vattendrag observerades främst i januari vid K7 i Karlshamnsvärdarna som då hade ett ca 2 m tjockt skikt med utsötat ytvatten med en salthalt på endast 2.1 psu precis i ytan.

Vid flera stationer var salthalten i ytvattnet lägre än normalt i samband med vårfloden som kom i april-maj. Högre salthalt än normalt uppmättes vid KAARV4 och K21 i november och vid VH1 i december.



Figur 36 Syrgashalt (ml/l) i bottenvattnet på de mätstationer i Blekinge läns kustvatten och västra Hanöbukten som mätts mer än en gång 2006.

### 4.3 Siktdjup

Siktdjupet uppvisar betydande rumsliga och tidsmässiga variationer och påverkas bl.a. av förekomsten av plankton och alger som når sitt maximum under sommaren. Andra faktorer som inverkar på siktdjupet är tillrinningen och det lösta material som åar och vattendrag för med sig. I grundare områden påverkas siktdjupet även av den resuspension av sediment som sker på grund av vågpåverkan.

Årets största siktdjup, 14 meter, uppmättes i västra Hanöbukten vid station VH4 i maj. Även på övriga stationer i västra Hanöbukten var siktdjupet stort i maj, 10 – 12 m. Vid KL8 var situationen en helt annan i maj då siktdjupet endast uppmättes till 0.7 m i samband med höga klorofyll a-halter, vilket också var årets

bottennotering.

Avvikelseklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, tabell 1, är gjord för värden från augusti eller för jämförbara värden. Endast de stationer med tillräckligt stort djup bedöms med avseende på siktdjup. Resultaten visar att siktdjupet var ganska bra, med endast liten avvikelse i Ronnebyområdet och Pukaviksbukten. I övriga områden var avvikelserna tydliga eller stora.

### 4.4 Syreförhållanden

Blekinges och västra Hanöbukten kustvattenområde är syresättningen av bottenvattnet mestadels god under hela året. Syrgashalterna uppvisar en tydlig årscykel med de lägsta värdena i juli - september då även vattentemperaturen

är hög (figur 36). I kustvattenområdet finns normalt inga bottenar med utpräglad stagnanta förhållanden, under vilka syrebrist kan inträffa. Vissa år uppstår dock under senare delen av sommaren sämre syreförhållanden i Karlskronafjärdarna. Den station som normalt brukar uppvisa lägsta syrgashalt i bottenvattnet är NY i Karlskrona skärgård. Så var dock inte fallet under 2006, utan i stället uppmättes den lägsta syrgashalten i bottenvattnet vid K6 i Pukaviksbukten. Halten uppgick där till 5.3 ml/l på 25 meters djup i augusti, vilket är mycket under det normala för stationen. Likaså vid VH1 var syrgashalten under det normala i augusti. Trots detta var det inte några alarmerande låga syrgashalter som uppmättes. Först när halten sjunker under 4 ml/l börjar effekter

Tabell 1 Avvikelseklassning av hydrografiska mätdata 2006 enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav" (Naturvårdsverket 1999). För mer information se även bilaga 5.

	Siktdj sommar	PO <sub>4</sub> -P	Tot-P	NO <sub>2+3</sub> -N jan-mars	NH <sub>4</sub>	Tot-N	Tot-P juli-aug	Tot-N juli-aug
VH4 (S Hanöbukten)	3	5	5	2	1	2	3	3
VH3A (Åhus)	3	5	4	2	1	2	4	3
VH1 (Tosteberga)	4	5	4	2	1	2	5	3
K6 (Pukaviksbukten)	2	5	4	2	1	2	4	3
K7 (Karlshamn)	2	5	4	5	5	4	5	3
K12 (Ronneby)	2	5	4	2	2	3	4	3
NY (NV Aspö)	3	3	5	1	2	2	5	3
KAARV4 (Y redden)	3	3	4	1	2	2	4	3
K21 (SE Verkö)	3	3	4	1	2	2	4	3
K19 (Torhamn)		3	4	1	2	2	5	4
KL8 (Kristianopel)		4	4	5	5	5	5	5
Klassningen har gjorts med Naturvårdsverkets rapport 4914 enligt följande:					1	ingen / obetydlig avvikelse		
					2	liten avvikelse		
					3	tydlig avvikelse		
					4	stor avvikelse		
					5	mycket stor avvikelse		

på djurlivet uppträda; många fiskar och bottenlevande djur påverkas märkbart och försöker fly. I övrigt var syrgashalten under hela året och vid samtliga stationer över 6 ml/l som innebär hög halt enligt bedömningsgrunderna.

#### 4.5 Närsalter

##### Fosfor

Fosfor analyseras som fosfat (oorganiskt fosfor) och som totalfosfor (oorganiskt och organiskt fosfor). Fosfor förekommer vintertid framförallt i oorganisk form. Naturvårdsverkets jämförvärden för fosfat ligger för ytvatten under vinterperioden mellan 0,20 och 0,35  $\mu\text{mol/l}$  beroende på vattenomsättningsklass. Dessa jämförvärden är en skattning motsvarande 1950 års värden, d.v.s. vid ett opåverkat tillstånd. Generellt kan sägas att det lägre värdet gäller för områden med hög vattenomsättning, och det högre för områden med lägre vattenomsättning. Avvikelseklassning för fosfat görs då halten är som högst under året, dvs. under vintern innan vårbloomingen kommit igång. Fosfathalten ger då ett mått på hur stort förråd av tillgängligt fosfor som finns i vattnet och därmed hur stor potentialen

är för omfattande algbloomingar den kommande växtsäsongen.

Under 2006 var fosfathalten högre än normalt, vid jämförelse mot medelvärdet för 10-årsperioden 1996-2005, vid i stort sett alla stationer i januari och i november. Vid Kristianopel (KL8) och Torhamn (K19) var fosfathalten högre än normalt också i juli, trots att det pågick algblooming som normalt sett förbrukar den lättillgängliga fosfor i vattnet. Även i utsjön var det höga fosfathalter i början av 2006. Den tendens med höga fosforhalter som varit tydlig under 2004 och 2005 i stora delar av egentliga Östersjön verkar alltså hålla i sig, åtminstone under inledningen av 2006. I och med att det fanns ett stort förråd av fosfat i vattenmassan inför växtsäsongen var risken för algbloomingar under sommaren stor. I juli månad var det följaktligen också omfattande cyanobakteriebloomingar i framförallt de södra delarna av egentliga Östersjön, vilka också drabbade Blekingekusten och västra Hanöbukten.

Avvikelsen under året klassades genomgående som stor eller mycket stor för både fosfat och totalfosfor, med undantag av Karlskronaområdet där avvikelsen av fosfat under vintern var tydlig (figur 37). Detta innebär att fosfathalterna 2006 var tydligt eller mycket förhöjda jämfört med ett opåverkat tillstånd enligt bedömningsgrunderna.

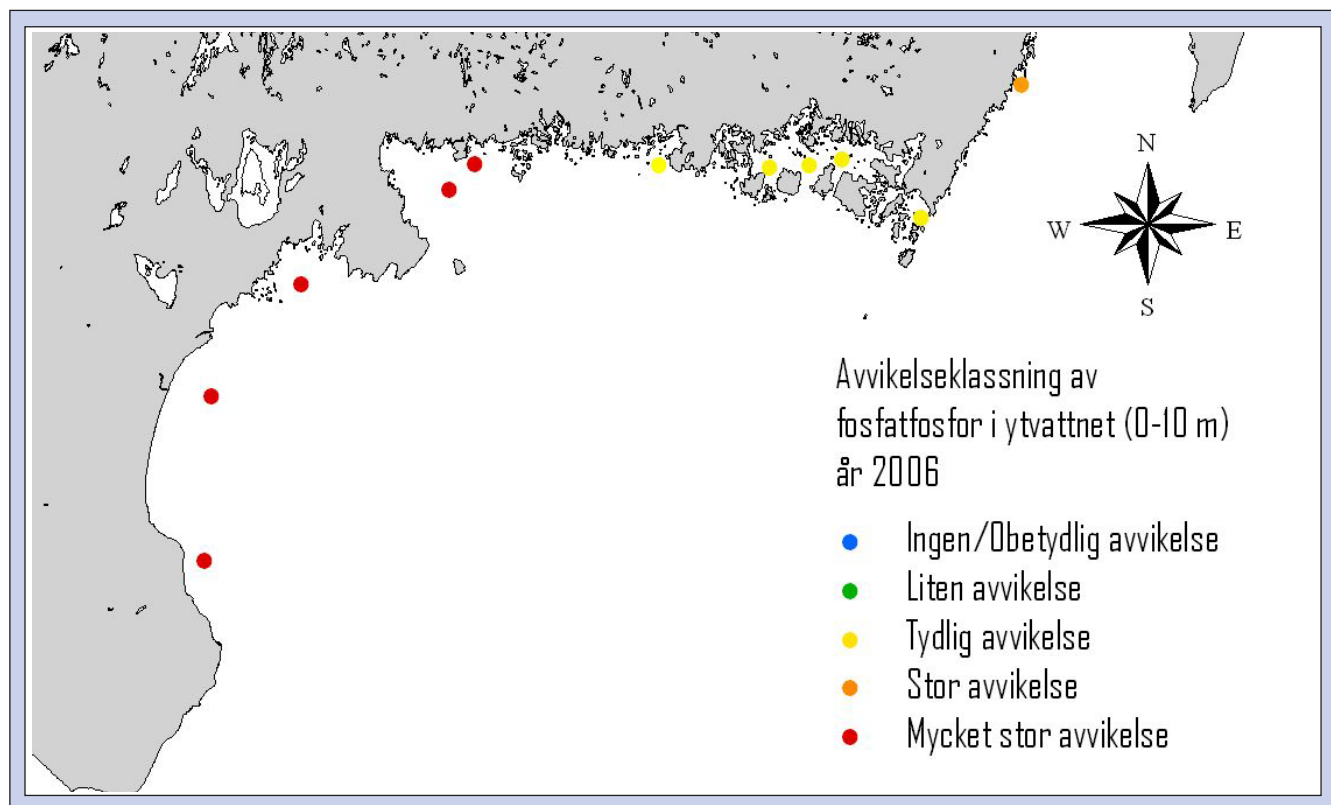
##### Kväve

Kväve analyseras för totalkväve (oorganiskt och organiskt kväve) samt för de oorganiska fraktionerna ammonium och nitrit+nitrat. Både ammonium och nitrit+nitrat är direkt tillgängliga för den biologiska produktionen och uppvisar tydliga årscykler med ökande halter under vintern och halter nära detektionsgränsen under sommaren.

Andelen oorganiskt kväve är störst under vintern och utgör då ca 30 % av det totala kväveinnehållet. Efter vårbloomingen förblir halterna av ammonium och nitrit+nitrat låga ända fram till produktionssäsongens slut i september-oktober.

Avvikelseklassning för vinterförhållanden har utförts för totalkväve, ammonium och nitrit+nitrat. Kvävehalterna har över lag minskat jämfört med samma tid 2005, med undantag av KL8 och K12 där vintervärdena har ökat. Ingen eller liten avvikelse uppmättes på de flesta håll under vintern (figur 38) medan sommarhalten av totalkväve visade tydlig avvikelse. Vid de stationer som ligger i nära anslutning till vattendrag (K7, K12 och KL8) var avvikelsen större, i flera fall mycket stor.

Jämfört med medelvärdet för 10-årsperioden 1996-2005 låg 2006 års värden av oorganiskt kväve till stor del på normala



Figur 37 Avvikelseklassning av fosfat i ytvattnet 2006. Klassningen är gjord på vintermätvärden från januari-februari.

till låga nivåer. Halter under det normala av oorganiskt kväve uppmättes på de flesta håll i januari utom vid KL8 och K7 som var tydligt sötvattenspåverkade vid mätstillfallet och därför visade högre halter än normalt. Vid KL8 uppmättes en mycket hög halt oorganiskt kväve i januari, 138  $\mu\text{mol/l}$ , och även mycket hög totalkvävehalt, 176  $\mu\text{mol/l}$ . I övrigt var den oorganiska kvävehalten förhöjd vid K19 i april, augusti och november. NY och K21 hade förhöjda halter i mars.

## Kisel

Kisel är viktigt för produktionen eftersom vårbloomingen i stor utsträckning utgörs av kiselalger. Huvudsakligen tillförs kisel till kustvattnet genom sötvattentillrinning. Kisel är tillgängligt för produktion i oorganisk form som silikat och varierar på samma sätt som de övriga närsalterna med en topp under vintern och nedgång i halterna i samband med vårbloomingen.

Under 2006 låg silikathalterna på de flesta håll på normala eller låga nivåer. Högre halt än normalt uppmättes i samband med sötvattenspåverkan i januari, maj och november vid K7. I mars var silikathalterna förhöjda i Ronnebyfjärden (K12) och i delar av Karlskrona skärgård.

Högst silikathalter brukar påträffas vid KL8, vilket också var fallet under 2006 då en högsta halt på 122.5  $\mu\text{mol/l}$  uppmättes i januari.

Silikathalten bedöms eller avvikelseklassas inte enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

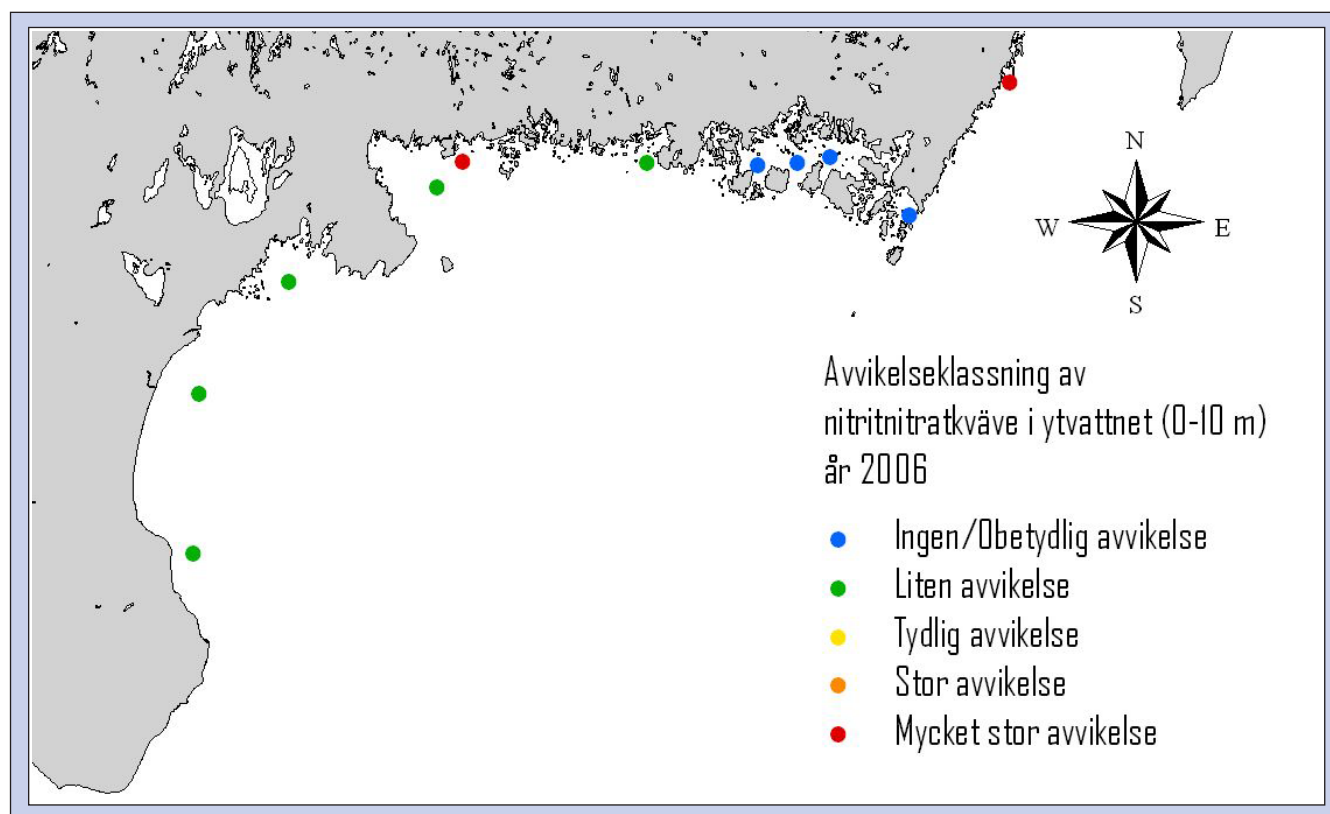
## 4.6 Partikulärt organiskt kol (POC) och kväve (PON)

POC och PON mäts vid intensivstationerna VH1, K6 och K19, vid vilka provtagning sker varje månad. Mätvärdena anger mängden kol och kväve som finns bunden i partikulärt material, både dött och levande, t.ex. biomassa. Halterna visar hur mycket material som kan falla ut och belasta bottarna. Höga POC- och PON-halter uppmättes i samband med vårblooming i april vid alla tre stationerna. Vid K19 uppmättes också höga halter av POC och PON i december och i augusti då klorofyllhalten var hög. Som mest under året uppmättes en POC-halt på 114  $\mu\text{mol/l}$  i november och en PON-halt på 15  $\mu\text{mol/l}$  i augusti vid K19.

## 4.6 Klorofyll-a

Klorofyll a-koncentrationen ger ett

grovt mått på växtplanktonbiomassan i vattnet. Klorofyll a-halten 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. Under 2006 inföll troligen vårbloomingen någon gång i april, då de tre stationer som provtas varje månad visade höga, men inte extrema klorofyll a-halter. Vid de flesta stationerna längs Blekingekusten och i västra Hanöbukten pågick algblooming i juli. Någon tydlig topp i klorofyll a-värdena syns dock inte i mätresultaten från juli. Bedömning av klorofyll a-halterna enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har inte gjorts på grund av att klorofyll a i kontrollprogrammet endast mäts precis i ytan. Eftersom variationen i klorofyll a kan vara stor såväl i tid som i rum väljer man i bedömningsgrunderna att bedöma ett integrerat värde för ytskiktet 0-20 m, vilket gör att värden från enbart 0 meter kan ge missvisande resultat vid jämförelse. Ett exempel på ett sådant missvisande resultat är att algbloomingen som pågick i juli inte syns i klorofyll a-mätningarna. Högsta klorofyll a-halten i ytan observerades vid KL8 i maj och uppgick till 18.9  $\mu\text{g/l}$ .



Figur 38 Avvikelseklassning av nitrit+nitrat i ytvattnet 2006. Klassningen är gjord på vintermätvärden från januari-februari.

# 5. Sediment och mjukbottendjur

Vid bottenundersökningarna i Hanöbukten 2006 påträffades djur på samtliga 24 stationer. Totala antalet arter var i stort sett oförändrat sedan 2005 men enskilda lokaler hade ett något lägre antal än föregående år. På flertalet stationer fanns runt 10 arter men på lite djupare bottnar i Karlskronaområdet var antalet lägre än tidigare. Generellt ökade artantalet i Karlskronaområdet fram till 1993 men har på flertalet stationer varit i stort sett oförändrat eller minskat något sedan dess. Stationen ute i Hanöbukten har tidigare utvecklats mot fler arter men är i stort oförändrad sedan 2004 och 2005.

Mellan 1998 och 2004 ökade den föroreningskänsliga vitmärkan, men antalen sjönk markant på i stort alla lokaler till 2006. Den breda nergången antyder att det inte rör sig om lokal miljöpåverkan utan en allmän förändring knuten till naturliga variationer. På lite längre sikt har annars de föroreningsgynnade fjädermygglarverna varit de som ökat mest, speciellt i Sölvesborgsområdet där fjädermyggor varit

så vanliga att de upplevts som en stor olägenhet för kringboende. Längs resten av kusten var fjädermygglarverna inte lika talrika som de två senaste åren

Längs öppna kuststräckor, som i Pukaviksbukten, har mängden musslor och därmed biomassan minskat något sedan slutet på 1980-talet. I skyddade områden med gyttjigt sediment ökade istället mängden musslor. Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg uppvisar tydliga tecken på övergödning. Samma sak gäller stationen vid Kristianopel som till följd av syrebrist hade en botten nästan utan musslor. Däremot har en station vid Torhamn under senaste sjuårsperioden utvecklats från nästan helt livlös till normal.

Klassning av mjukbottenresultaten enligt de nya bedömningsgrunderna bekräftar bilden av att skärgårdsområden har en mindre tillfredsställande ekologisk status medan stationer i mer välventilerade områden har god eller till och med hög ekologisk status.

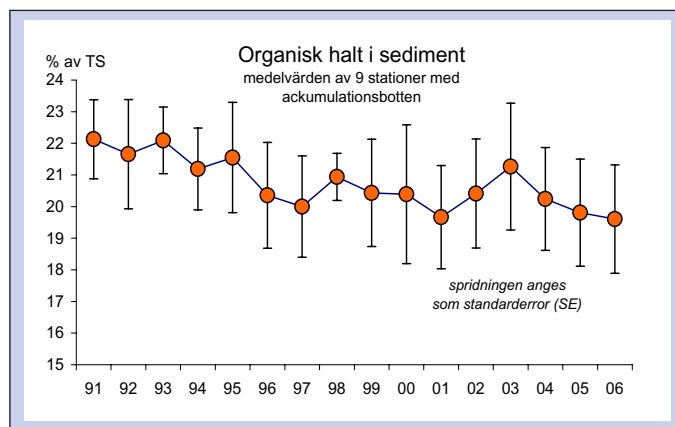
Mjukbottenundersökningarna 2006 genomfördes huvudsakligen mellan den 30 maj och 7 juni. Resultaten avseende sedimentanalyser, artantal, individantal samt biomassa återfinns i bilagorna 6 till 8. Stationernas geografiska läge framgår av karta 9.

mineralkorn och växtrester från omgivande landområden tillförs Östersjön varje år. Utöver detta produceras växtplankton och annat organiskt material på plats ute i havet. Döda växtplankton och de andra partiklarna håller sig svävande under en tid men sjunker så småningom mot botten. Det "regn" av partiklar som sakta sedimenterar ur vattenmassan fördelar sig inte jämnt över havsbotten. I

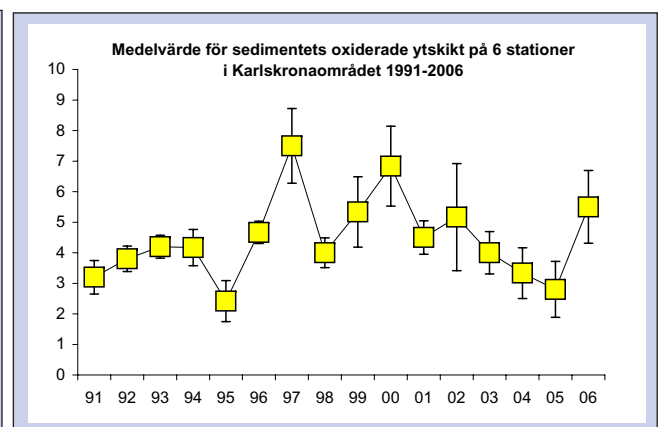
grunda områden längs öppna kuster medför strömmar och vågor att de små partiklarna inte får någon chans att slå sig till ro på botten som därför kommer att bestå av grövre material som sand, grus eller sten, såvida det inte är helt rensolat så att det blir bar klippbotten. Denna typ av botten kallas erosionsbotten (Håkansson 1985). På något större djup kan de finkorniga partiklarna bli kvar åtminstone en tid,

## 5.1 Sediment

Mängder med partiklar i form av



Figur 39 Organisk halt (glödförlust) på 9 stationer med ackumulationsbotten i Blekinge under åren 1991–2006. Medelvärden med spridningsmått (SE).



Figur 40 Medelvärde för tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på 6 stationer i Karlskronafjärden under åren 1991–2006. Tjockleken anges i mm och är uppskattad direkt i bottenhuggaren. Spridningen anges som standard error (SE).



men kraftiga stormar kan virvla upp dem så djupt som ner till 70 m djup. På dessa bottenar flyttas alltså partiklarna flera gånger från plats till plats och de kallas därför transportbottenar. Först när partiklarna förts ned till stora djup eller till områden som på annat sätt är skyddade mot kraftiga vattenrörelser kan de komma till slutlig vila. Dessa bottenar kallas ackumulationsbottenar och har en hög organisk halt i sitt sediment. I instängda, skyddade vattenområden ansamlas organiskt material i sedimentet redan på grunt vatten. 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). Djursamhället som lever nere i botten påverkar i sin tur utseendet på sedimentet genom sin grävaktivitet och genom att hjälpa till med nedbrytning av organiskt material. Ute i centrala Östersjöns ackumulationsbottenar växer sedimentlagret med ca 1 mm per år men närmare land är tillväxten betydligt större. I skyddade lägen och på stora djup ansamlas alltså organiskt material och det är på dessa

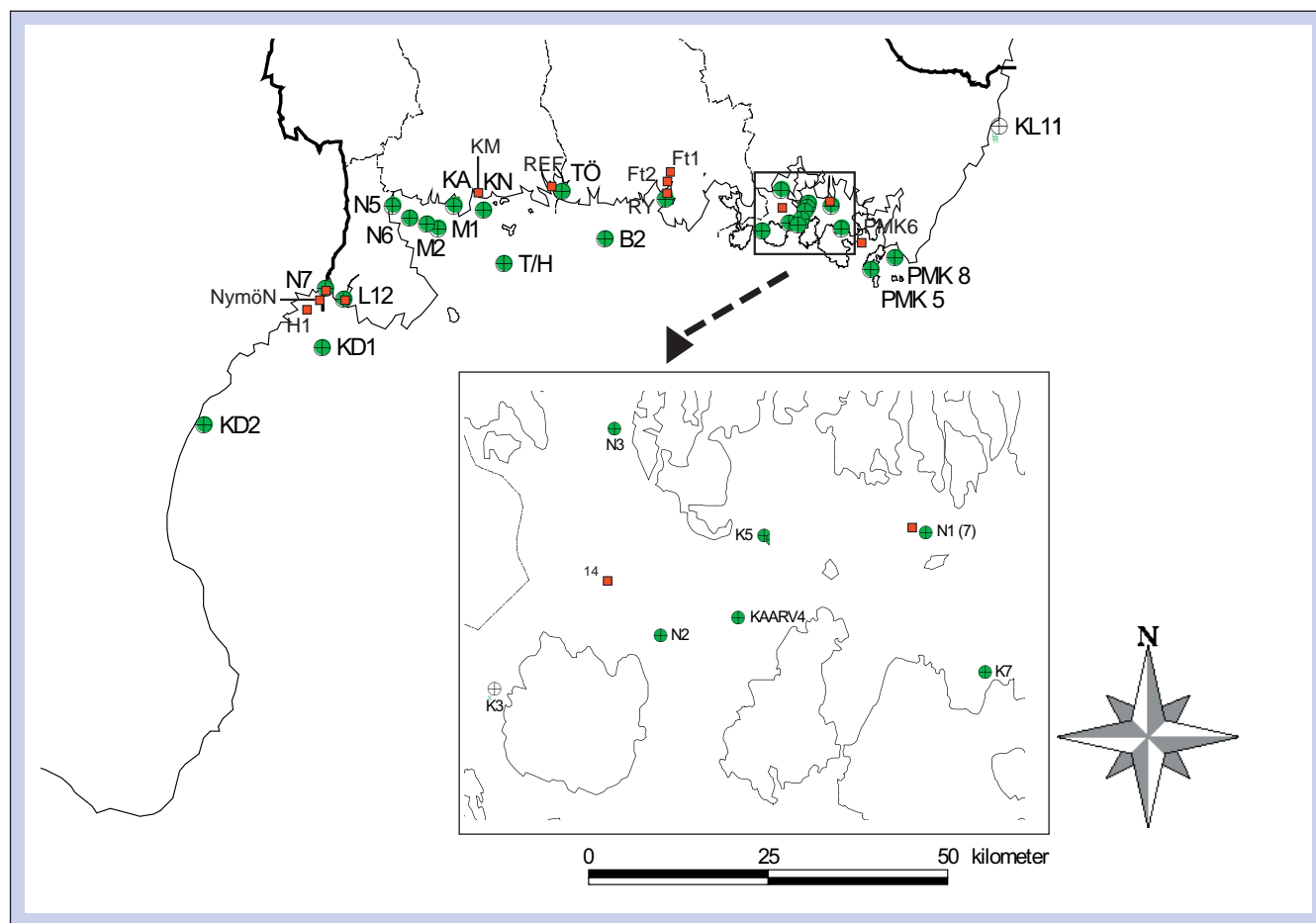
platser som man snabbast ser effekter av förändrad föroreningsbelastning. På varje provtagningsstation för bottenfauna tas därför prov på bottensedimentet för att fastställa dess kornstorlek, vattenhalt och organiska halt, vilket kan vara till hjälp då det gäller tolkningen av djursamhällets sammansättning och förändring. Förändringar i sedimentsammansättningen kan ibland mycket påtagligt påverka mängden och artsammansättningen hos bottenfaunan. Skillnaden i organisk halt och vattenomsättning gör att syresättningen av sedimentet går olika djupt i de tre bottenarterna.

Vid 2006 års provtagning hade 11 av de ordinarie stationerna ackumulationsbotten (organisk halt >10%), 3 transportbotten (organisk halt 4-10%) och 9 erosionsbotten (organisk halt <4%). Jämfört med 2005 var glödförlusterna endast marginellt förändrade, såväl på stationer med gytjtunga som sandiga sediment. Bottensedimentet på station N6 i Pukavik uppvisade dock en tydlig ökning av den organiska halten mellan 2005 och 2006 vilket också avspeglade sig i djursamhället (se sidan 16).

Stationen har uppvisat samma tendenser tidigare och uppenbarligen sker det tidvis anlagring av organiskt material som därefter transporteras vidare. På station T/H hade glödförlusten i stället minskat i motsvarande grad.

Trendanalys av glödförlusten på de provtagna stationerna under perioden 1991-2006 visar att den på flertalet stationer har minskat något. På sju av de 24 stationerna är minskningen statistiskt signifikant medan ytterligare några stationer visar tydlig tendens till sjunkande glödförlust. Endast en av de 24 stationerna, KAARV4 i Yttre redan, uppvisar ökande trend.

Den generella minskning av glödförlusten som inträffat fr a i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering. Det finns inget tydligt stöd för detta när man betraktar utvecklingen för näringstillförsel till kusten (bilaga 3). Trendanalysen av hydrografiska data för perioden 1991-2001 (Tobiasson m fl 2002) uppvisar väldigt få signifikanta trender även om en viss tendens till minskade halter av kväveföreningar i skärgårdsområdena antyds. En annan tänkbar förklaring till den minskande organiska halten i sedimentet



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

är att ökad vattenomsättning förbättrat syresituationen i bottenvatten och sediment vilket givit upphov till fler djur och snabbare nedbrytning. Inte heller detta stöds av andra observationer utan, speciellt i Yttre redden, pekar utvecklingen av bottenfauna snarare åt andra hållet

Då det gäller syresituationen i sedimentet kunde man under hela 90-talet se en förbättring på flera stationer. Exempelvis i fjärdarna utanför Karlskrona fördubblades det oxiderade (syresatta) ytskiktet mellan 1991 och 2000 (figur 40). Dessvärre har de senaste åren inneburit att syresituationen åter försämrats i området även om det just 2006 åter var något bättre.

En jämförelse med avseende på kornstorleksfördelningen för perioden 1991 till 2006 visar att de flesta stationerna har haft ett relativt oförändrat sediment.

## 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 botten djur i det undersökta området. De flesta botten djur 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 östersjomusslor, rovbormaskar och framförallt fjädermygglarver (Leppäkoski 1975).

## Arter

Djur påträffades på samtliga 24 bottenfaunastationer. Antalet arter eller högre taxa var totalt 44, vilket är det högsta sedan starten 1991 (bilaga 8). Det höga artantalet jämfört med tidigare förklaras dock delvis av att vissa svårbestämda djurgrupper (bl a olika arter av släktet *Gammarus*) har delats upp i arter sedan 2004 års analys. Detta gav tre "nya" arter som med all sannolikhet har funnits i proverna även tidigare men då räknats till samma taxa. Ett par helt nya arter för området noterades 2006. Den mest intressanta är en släkting till den vanliga slammärlan (*Corophium volutator*). Den nya arten (*C. lacustre*) fanns på två stationer men endast i enstaka individ. Artantalet varierade mellan 6 och 26 per station. Fyra arter saknades från 2005, medan sju taxa tillkommit. Flertalet har även tidigare år återfunnits i bottenprover på enstaka stationer och i lågt individantal. Flera av dessa arter hör huvudsakligen till de strandnära vegetationsklädda bottarna och kommer med i proverna om de 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. 15 arter förekom endast på en station.

På 15 av stationerna fanns 9 arter eller mer vilket är ungefär som tidigare år men färre än 2005. Medelartantalet för de 24 stationerna var oförändrat sedan 2005.

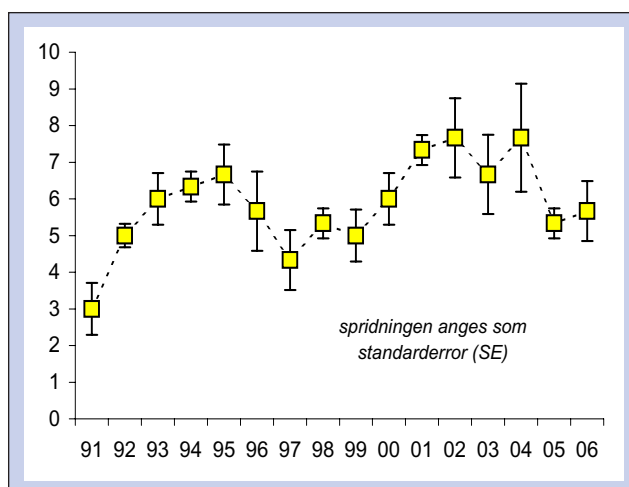
Flera av de lite djupare stationerna i Karlskronaområdet hade lågt artantal vid provtagningen 2006 liksom 2004 och 2005. I övrigt var det inget område som utmärkte sig som speciellt artfattigt mer

än stationen vid Kristianopel. Situationen på denna station är väldigt instabil och det behövs bara lite extra lång isläggning under vintern för att botten djursamhället nästan helt ska slås ut till följd av syrebrist. Även den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H) hade lågt artantal men djursamhället domineras av föroreningskänsliga djur.

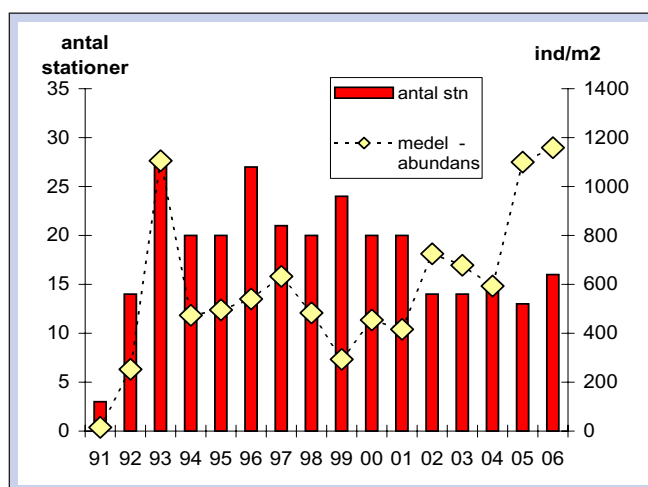
Trendanalys visar att artantalet på stationen utanför Helgeå (KD2) har sjunkit under perioden 1993–2006. Samma sak gäller för stationen i Yttre redden vid Karlskrona (KAARV4). Flera av de andra stationerna i fjärdarna runt Karlskrona har tvärtemot haft en signifikant ökning av artantalet. Dessa har dock provtagits ända sedan 1987 och den största förändringen inträffade mellan 1987 och 1992 (figur 25 sidan 21). Detta innebär att antalet arter har ökat signifikant i Karlskronaområdet sedan 1987 medan det varit i stort sett oförändrat sedan 1993. På den djupa stationen T/H ute i Hanöbukten har artantalet efterhand blivit högre även om det de två senaste åren har varit lägre (figur 41). För Blekinge som helhet har inte artantalet förändrats under perioden 1991–2006.

En del arters förekomst kommenteras kortfattat nedan. För mer information, se bilaga 7 och 8.

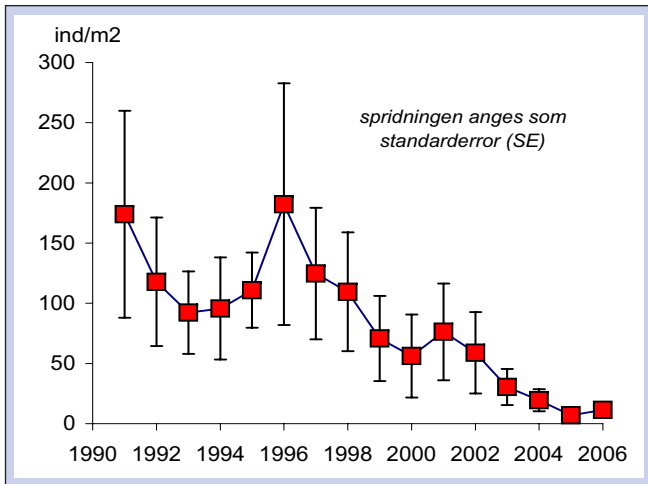
Den rörybyggande havsborstmasken *Pygospio elegans* fanns på 16 av de 24 stationerna. Det finns en viss tendens till minskning av antalet lokaler från 1993 till 2006 (figur 42). Abundansen på kvarvarande lokaler tenderade dock att öka. Masken förekom huvudsakligen på sandiga och inte alltför grunda stationer. Högst täthet har det varit på de två stationerna i yttre Pukaviksbukten (M1 & M2)



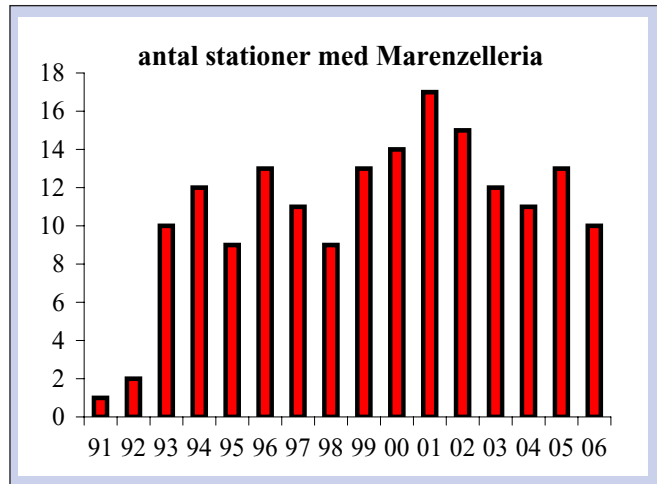
Figur 41 Antalet arter på stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten 1991–2006. Spridningen anges som standarderror (SE).



Figur 42 Antalet stationer med *Pygospio elegans* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2006. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 43 Medelvärde för mängden rovbormaskar på fyra stationer (K3, K7, N1 och N3) i Karlskronaområdet 1991–2006. Spridningen anges som standarderror (SE).



Figur 44 Antalet stationer med havsbormasken *Marenzelleria viridis* i Blekinge och västra Hanöbukten 1988–2006.

Havsbormasken *Nereis diversicolor* betraktas som tämligen föroreningstålig och trivs bra även i sediment som är organiskt belastade (Leppäkoski 1975). Arten har tidigare haft en stark ställning och förekommit på lite drygt hälften av de provtagna stationerna, främst på gyttjiga men även på sandiga bottenar. Senaste tio åren har arten dock minskat, speciellt på stationerna i Karlskronafjärden (figur 43). Även på stationen vid Sölvesborg (L12) har arten minskat markant. Motsvarande trend finns på bottenfaunalokaler i Kalmar län (Tobiasson 2005) och på flera håll i Finland (prof Erik Bonsdorff, Åbo Akademi pers kom.). Det finns ännu inga förslag till förklaringar till dessa storskaliga förändringar. Det är dock känt att den relativt nyetablerade havsbormasken *Marenzelleria viridis* kan konkurrera ut *N. diversicolor* (Kotta et.al 2001). Det är dock sannolikt inte lokala

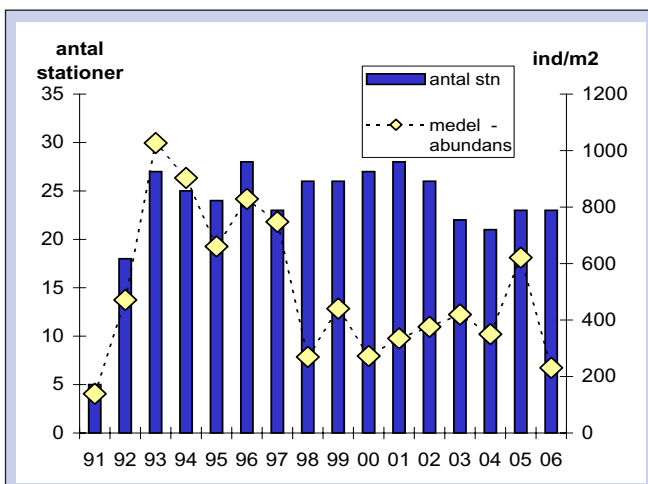
förhållandena i Blekinge som orsakat förändringarna.

*Marenzelleria viridis* förekom 2006 på 10 av stationerna vilket är lägre än 2005. Den visar dock på längre sikt en långsamt ökande trend och "erövrar" ständigt nya stationer (figur 44). Den högsta tätheten fanns liksom tidigare på station M1 i Pukaviksbukten med 141 individer/m<sup>2</sup> vilket är det högsta hittills inom provtagningsprogrammet. I Sverige hittades arten för första gången 1990 i Blekinge (Persson 1991). Den förekommer i Hanöbukten inte i lika hög täthet som *Nereis*, men på andra sidan Östersjön rapporteras den ha bildat mycket täta bestånd (>1 000 individer/m<sup>2</sup>) och man befärar att den kan bli ett hot mot den i Östersjön mer ursprungliga rovbormasken.

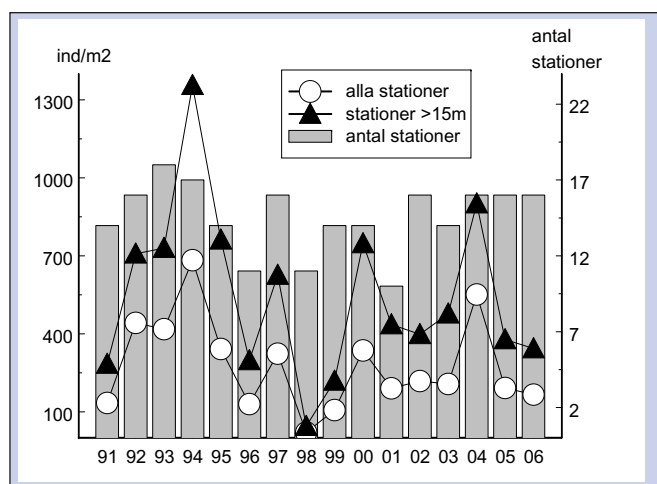
Fåbormaskar (*Oligochaeta*) förekom på 23 stationer 2006 och hade även i övrigt i stort sett samma utbredning som

tidigare. Arten ökade totalt sett kraftigt i antal fram till 1993 men har sedan dess minskat igen, speciellt på sandiga bottenar (figur 45). 2006 förekom den med sina lägsta abundanser sedan 1991.

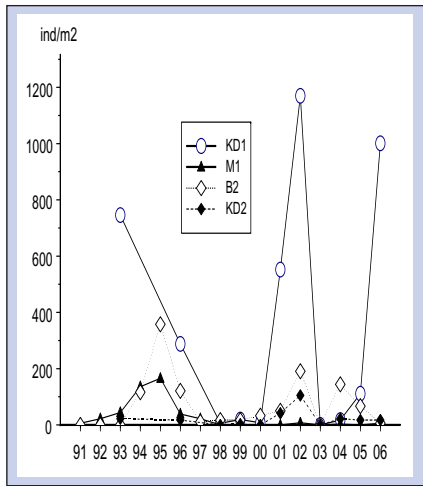
Mängden av den lilla vitmärlan (*Monoporeia affinis*) kan variera mycket mellan åren. Vitmärlan är en ishavrelikt och föredrar därmed kallt vatten. Den anses dessutom vara känslig för föroreningar (Leppäkoski 1975). Arten är mot denna bakgrund vanligast på djupa och inte så organiskt belastade bottenar. Den fanns 2006 på 18 av de 24 stationerna men överlag bara i glesa bestånd (figur 46). Sedan tidigare är det känt att förekomsten av arten varierar i cykler om ungefär 7 år (Andersin m fl 1978). I Blekinge skulle kulmen ha inträffat runt 2001 men sannolikt förekommer dessa sjuårs-cykler endast i Bottenvikens fårtssamhällen och på djupt vatten. Studier i Bottenviken



Figur 45 Antalet stationer med *Oligochaeterin* i provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2006. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 46 Antalet vitmärlor i medeltal för 19 mjukbottenstationer resp. stationer djupare än 15 m (n=8) i Blekinge 1991–2006. Dessutom anges totala antalet stationer som hade vitmärlor.



Figur 47 Antalet sandmärlor (*Bathyporeia pilosa*) på 4 stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991–2006.

under senaste tio åren antyder att arten är känslig för att vattentemperaturen under hösten har stigit (Albashir 2003). Flera av de djupa stationerna i Yttre redden vid Karlskrona har haft en signifikant avtagande trend för arten sedan början av 1990-talet.

Den än mer kallvattenberoende släktingen *Pontoporeia femorata* förekom, liksom de senaste tio åren, endast på den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H).

Den lilla sandmärlan (*Bathyporeia pilosa*) 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 vilket vi inte har kunnat konstatera i de gjorda undersökningarna. En av stationerna i

Västra Hanöbukten (KD1 vid Nymölla) har vissa år haft ett relativt stort antal av arten (figur 47). 2006 fanns det 1001 ind/m<sup>2</sup> vilket är det näst högsta tätheten hittills. Även B2 utanför Ronneby har sedan flera år en till synes beständig men inte lika talrik population av arten.

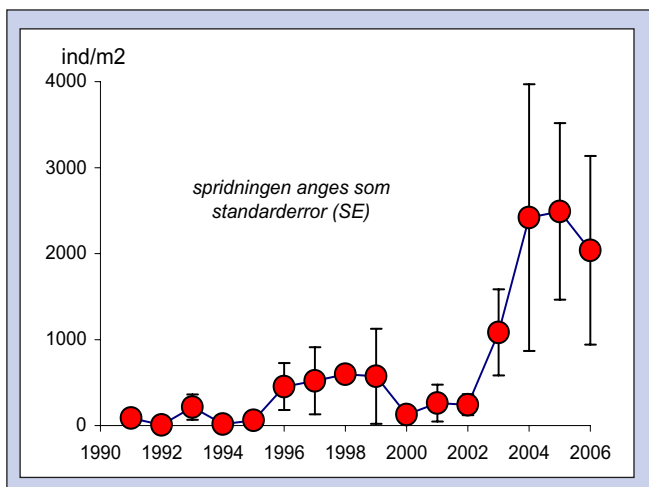
Gruppen fjädermygglarver (*Chironomidae*) har ofta en stark ställning på organiskt förorenade bottenar. Några av arterna inom gruppen betraktas som de mest tåliga av alla vad avser hög organisk belastning och dåliga syreförhållanden (Leppäkoski 1975). Fjädermyggorna förekom i stort sett på samma stationer men i något lägre täthet än 2005. Vid Sölvesborg svarade gruppen för mer än 10 % av biomassan. Totalt sett finns det en trend mot ökande mängder för fjädermyggor och tydligast är detta just i Sölvesborgsområdet (figur 48). Fjädermyggor har under senare år blivit så vanliga i området att de upplevs som en stor olägenhet för de kringboende. Ökningen av fjädermygglarver måste dessvärre tolkas som att situationen i bottenarna har blivit sämre.

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*. Snäckorna kryper på bottenytan och äter av det organiska materialet på ytsedimentet. De minskade på flera stationer till 2006 men på längre sikt har förekomsten förändrats ytterst lite. Station N3 väster Karlskrona hade riktigt höga tätheter (3247 ind/m<sup>2</sup>) av snäckorna 2006.

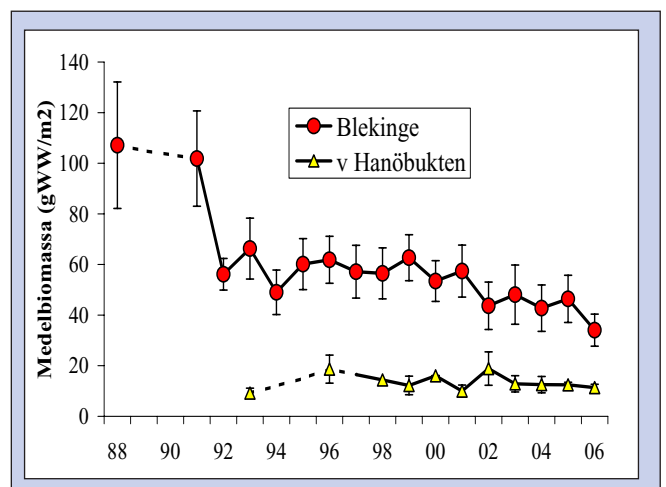
Den relativt föroreningståliga östersjömusslan (*Macoma baltica*) förekom 2006 på alla stationer i undersökningsområdet.

Vid undersökningen 1998 saknades arten på en station i Kållafjärden (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 storleksklasser upp till 17 mm har nu etablerats. Vid en undersökning på stationen 1991 fanns musslor med en storlek på upp till 20 mm vilket antyder att det behövs ytterligare något år innan populationen är helt återställd. På de båda stationerna i västra Blekinge (N7 och L12) noterades 2005 en kraftig nyrekrytering av musslor. Enligt tidigare erfarenhet verkar det som om de här inte blir kvar tillräckligt länge för att nå full storlek.

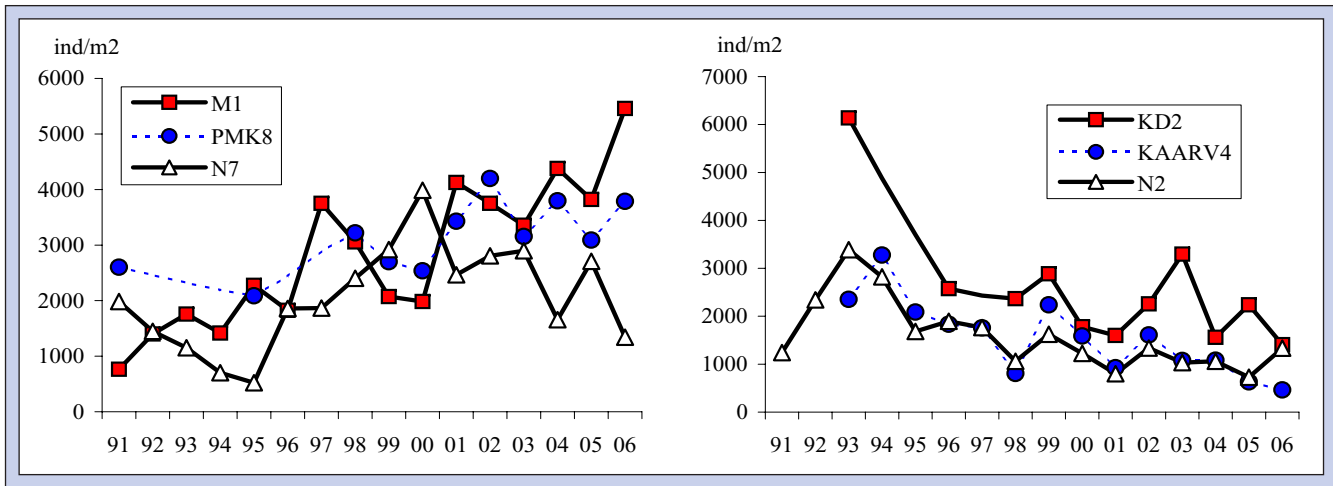
Östersjömusslan är det i särklass vanligaste djuret på mjuka bottenar i Blekinge och utgör oftast merparten av biomassan på stationerna. På flera gyttjiga bottenar finns en tendens till att östersjömusslorna ökar från 1992 till 2006. På de exponerade sandbottenarna i västra Hanöbukten har arten inte samma särställning men svarar ändå för en betydande del av den totala biomassan. Före 1992 uppmättes betydligt högre biomassa för arten på dessa bottenar och under perioden 1992–2006 finns en tydlig tendens till avtagande biomassa (figur 49). I samma figur visas biomassan för östersjömusslor på de båda stationerna i västra Hanöbukten och den har här 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 gyttjiga bottenar med god tillgång på näring (L12 i Sölvesborg) är 2–3 mm. Stationen verkar ha en snabb omsättning på musslor då de



Figur 48 Medelvärde för mängden fjädermygglarver (*Chironomidae*) på två stationer (N7 och L12) vid Sölvesborg 1991–2006. Spridningen anges som standarderror (SE).



Figur 49 Biomassaförändringar för Östersjömusslorna på 7 erosionsbottenar i Blekinge och två i västra Hanöbukten 1988–2006.



Figur 50 Individdensiteten på några stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991-2006.

bara i enstaka fall blir större än 12 mm. Tillväxten är normalt betydligt större på transport- och ackumulationsbotten än på erosionsbotten (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 botten 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.

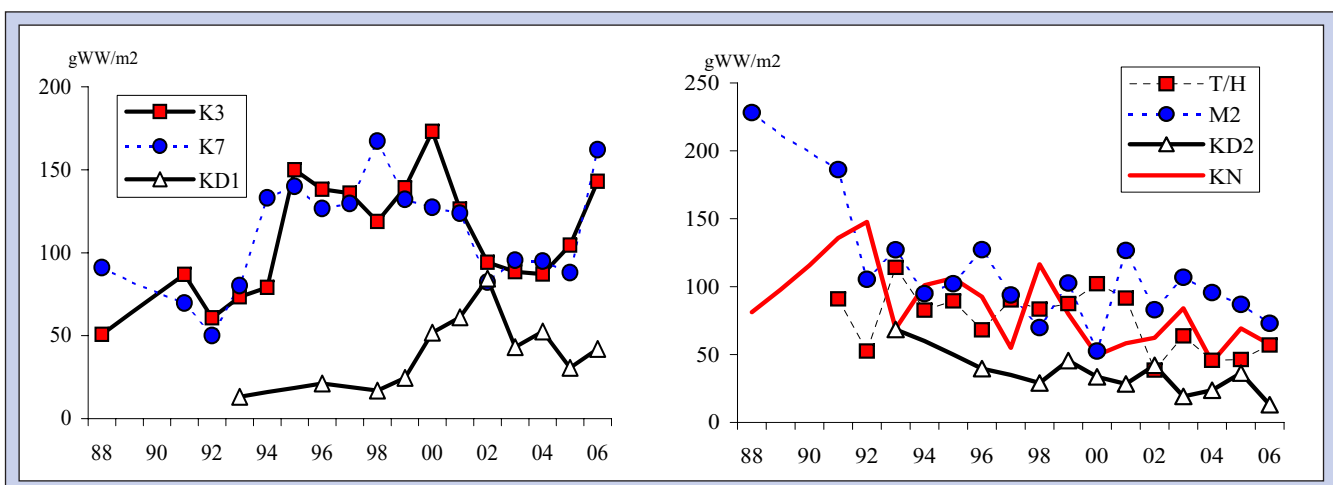
### Individdensitet och biomassa

Individdensiteten på stationerna i Blekinge och västra Hanöbukten har generellt varit högst på sandiga

bottenar med mycket småmaskar som *Oligochaeter* och *Pygospio elegans*, samt på stationer med mycket vitmärlor. Större fluktuationer i individdensitet beror nästan alltid på förändringar i populationer av dessa små men talrika djur. 2004 ökade vitmärlan exempelvis på flera stationer med hög täthet för att åter minska kraftigt till 2005 och 2006. Även snäckor och fjädermygglarver kan i vissa fall ha avgörande betydelse för individantalet, vilket var fallet för flera stationer 2006. Eftersom de är kortlivade är denna typ av förändringar svåra att utvärdera såvida det inte rör sig om mycket tydliga trender. I Blekinge fanns en tendens till minskad individdensitet på några stationer från 1993 och fram till 1998, mycket beroende på nedgången i populationen av vitmärlan (*Monoporeia affinis*, jfr figur 46). Även havsborstmasken *Pygospio elegans* och

i viss mån fåborstmaskar (*Oligochaeter*) minskade under perioden. Stationen vid Helgeå (KD2) och två utanför Karlskrona hade tydligt minskande medan tre stationer uppvisar signifikant ökande abundansvärden under perioden 1993-2006 (figur 50). Trendanalys på medelvärden för 22 provtagna stationer i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1993 till 2006 visar att abundansen har minskat signifikant. Samma resultat blir det med medelvärden för enbart de två stationerna i västra Hanöbukten huvudsakligen beroende på minskade mängder av havsborstmasken *Pygospio*. För de 7 stationerna i Karlskronaområdet beror minskad abundans främst på att vitmärlorna men även östersjömusslorna minskade i antal fram till 2006.

Förändringarna i biomassa beror



Figur 51 Totalbiomassa (gWW/m²) på några mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1988-2006.

nästan alltid på fluktuationer i mängden Östersjömusslor (*Macoma baltica*), men även sandmusslor (*Mya arenaria*) kan bidra till förändringarna. På stationerna i Västra Hanöbukten, KD1 och KD2, utgörs biomassan vissa år huvudsakligen av just sandmusslor, dock inte 2006. Mjukbottenstationen KD2 utanför Helgeåns utlopp har alla år haft låg biomassa som dessutom minskat under perioden och 2006 var den lägsta sedan provtagningarna inleddes 1993.

Biomassan hade förändrats tydligt på en del stationer. Störst var skillnaden på ett par stationer vid Karlskrona (N2 och N3) där den ökade från drygt 100 till över 300 g/m<sup>2</sup>. Framförallt var det östersjömusslor, men också betydande mängder blåmusslor (N2) och sandmusslor (N3) som ökat. På N2 fanns en del lösliggande alger i proverna vilket förklarar förekomsten av blåmusslor medan det är svårare att förklara ökningen av sandmusslor och östersjömusslor. Även på stationen PMK8 vid Torhamn hade biomassan fördubblats och även här var det just sand- och östersjömusslorna som ansvarade för den ökningen. Uppenbarligen har musslorna haft god framgång med sin reproduktion och dessutom finns det gott om näring i de aktuella områdena.

På stationerna KN och M2 har biomassan minskat sedan slutet av 1980-talet (figur 51). 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 åter sjunka till väldigt låga nivåer. Det främsta skälet till fluktuationerna i biomassan på stationen är sannolikt variationer i reproduktionsframgång, sedimentomlagringar mm.

I Karlskronaområdet finns en tendens till ökande biomassa och tillsammans med det faktum att artantalet åter minskar tyder detta på en något sämre miljösituation i bottenarna. I Pukaviksbukten däremot är trenden för bottenområdenas biomassa snarare avtagande. Även ute i Hanöbukten (T/H) har biomassan på sikt minskat liksom på station B2 utanför Ronneby skärgård. Sammantaget tyder detta på att situationen har blivit bättre i de mer välventilerade områdena.

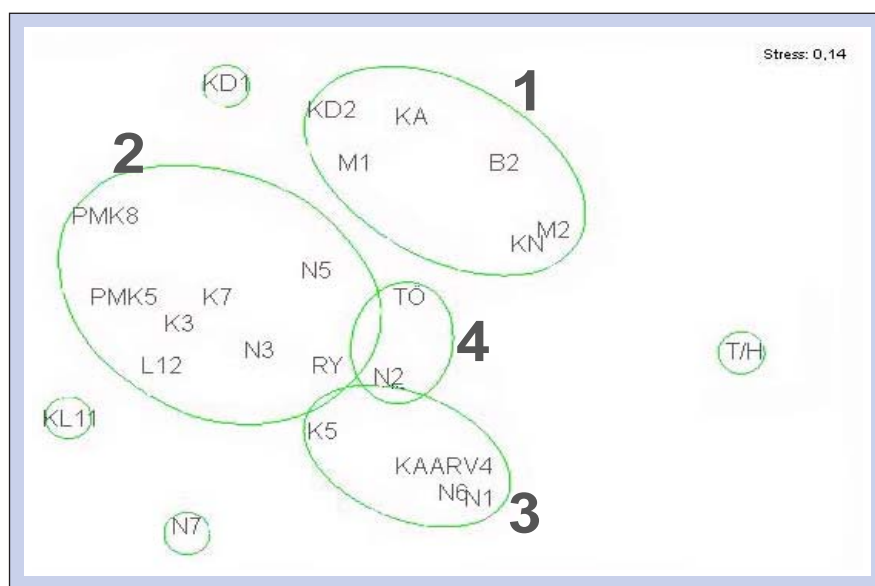
## Analys av djursamhällen

Så kallad multivariat analys av artsammansättningen på de undersökta stationerna visar att denna har varit förhållandevis oförändrad mellan åren i flertalet områden. De stationer som har haft tydligt förändrad artsammansättning mellan åren är de som ibland utsetts för syrebrist, exempelvis KL11 vid Kristianopel, N7 i Valjeviken och PMK5 vid Torhamn. Djursammansättningen på grunda stationer med rotad vegetation och stationer med lösdrivande alger har också varierat en del mellan åren. Dessa miljöer håller normalt ett stort antal arter. Vid provtagningen 2006 hade exempelvis stationerna N2 i Yttre redden och TÖ vid Tjärö mycket alger i proverna vilket innebar att en del vegetationsbundna djur, t ex blåmusslor och en del kräftdjur, fanns med. En liten förändring av djursamhället kan också noteras på övriga lokaler i Karlskronaområdet och då främst på de djupare lokalerna i Yttre redden.

Multivariatanalys (MDS) av djursamhällena presenteras i figur 52. Inringade grupper av lokaler är lika varandra i sin artsammansättning till minst 60 procent. Här framgår att stationer med sandig botten har en likartad artsammansättning, med mycket småmaskar och alla storlekar av musslor representerade (grupp 1 i figur 52). Antalet arter ligger lite över 10 på flertalet stationer i denna grupp. Grupp 2

är grunda lokaler med gyttjigt sediment men som ändå håller ett relativt artrikt djursamhälle. Grupp 3 är de lite djupare lokalerna i Yttre Redden. Gemensamt för dem är artfattiga samhällen med låga abundanser bestående av stora östersjömusslor, fåborstmaskar och ett fåtal vitmärlor. Till denna grupp fördes 2006 även den sandiga N6 i Pukaviksbukten. Tidvis ansamling av sediment och rödalger på denna plats gör att djursammansättningen förskjuts så att den mer liknar den på gyttjebotten. I grupp 4 är de två lokalaerna TÖ (Tjärö) och N2 (Yttre redden) lite avvikande på grund av inverkan av lösdrivande alger. Sedan är det ett antal lokaler som inte är tillräckligt lika övriga lokaler för att grupperas tillsammans med dem. Den tydligt störda KL 11 vid Kristianopel har, som ensam lokal, ett gott bestånd av rovbörstmasken *Nereis diversicolor* och en markant dominans av fåborstmaskar, sedan i stort inget mer. T/H är programmets djupaste lokal. Den har få arter, alla förutom vitmärslan med låga abundanser, och ett tydligt inslag av kalvattenberoende arter som vitmärslan *Pontoporeia femorata* som här har sina enda förekomster inom programmet. N7 i Valjeviken ligger också för sig själv och här domineras djursamhället helt av fjädermygglarver och östersjömusslor.

Det framgår av analysen att djupet är en viktig faktor då det gäller att strukturera bottenområdena (djupet



Figur 52 Artsammansättningen för djur i mjuka bottenar i Hanöbukten 2005 analyserad med multivariat metod enl. beskrivning i Field mfl 1982.

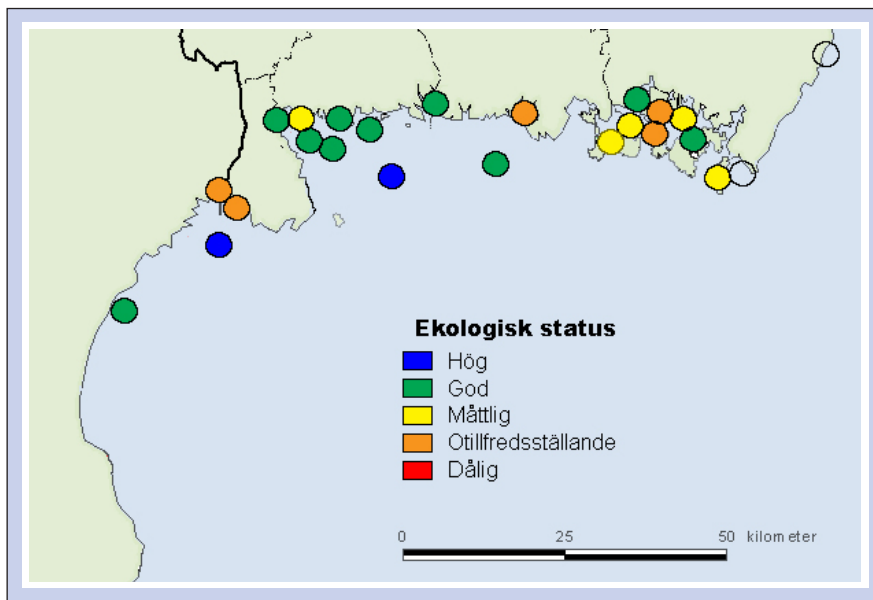
ökar åt höger i figur 52) och att även sedimenttypen har stor betydelse. Tidigare undersökningar har visat att det även finns geografiska skillnader och stationerna i Karlskronabassängen har likartade djursamhällen och skiljer sig något från bottenar med samma djup och glödförlust i Karlshamn eller Ronneby.

Under 2006 kom ett utkast till bedömningsgrunder för bentiska evertebrater (Blomqvist m fl 2006) enligt krav i ramdirektivet för vatten. Ekologisk status för ett vattenområde beräknas med utgångspunkt i olika djurarters förekomst. Olika arter har tilldelats olika känslighetsvärden och för varje prov räknas ett kvalitetsindex (BQI) ut. Därefter delas stationerna in i klasserna Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande och Dålig ekologisk status. Bedömningsgrunderna är anpassade för att användas på flera stationer i ett vattenområde varefter ett medelvärde används och inte som här på enstaka stationer.

Ett första försök att använda de nya bedömningsgrunderna och klassa 2006 års resultat i Hanöbukten visar att de flesta stationerna hade måttlig till god ekologisk status men att det

i Karlskronaområdet, vid Sölvesborg och Ronneby fanns stationer med otillfredsställande status (figur 53). Två stationer en bit ut från kusten hade hög ekologisk status. Två av stationerna i programmet är för grunda för att kunna utvärderas enligt bedömningsgrunderna. Analysen ger

dock en viss fingervisning om hur den ekologiska statusen är på bottenarna. En mer omfattande utredning i Blekinge läns vattenområden pågår och beräknas vara klar under sommaren 2007. I denna utredning ingår data från Hanöbukten som ett dominerande och väldigt viktigt underlag.



Figur 53 Ekologisk status på bottenfaunastationer i Hanöbukten 2006 enligt de nya bedömningsgrunderna.

# 6. Makroalger på hårbottenar

Sedan undersökningarna började 1990 har det skett stora negativa förändringar då det gäller tångens situation i Hanöbukten. Tången minskade kraftigt i första halvan av 1990-talet, framförallt på vågexponerade lokaler där bestånden sedan inte återhämtat sig. Det går dock inte att med självklarhet koppla nedgången till de punktkällor som finns i området. Vid besöken 2006 konstaterades att mängden tång ökat på 2 lokaler (Rakö och Karakås,) och minskat på två (Ma9 och Ma11), medan övriga lokaler var oförändrade. Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2006 på 8 av de 14 lokalerna i Blekinge vilket är en minskning med en lokal (Ma11).

Mängden påväxtalger på tången var överlag liten under 2006, med undantag av Ma9 som hade gott om fr a tångludd (*Elachista lubrica*). Det antyder att tillgången på växtnäringsämnen i de flesta områden var liten under sensommar och tidig höst.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2006 som vanligt var kvävebegränsad på de provtagna lokalerna. Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på några lokaler och även totalt i Blekinge.

Mängden djur har under åren 1998–2006 alltid varit betydligt större på de vågskyddade lokalerna och djursammansättningen tyder på en större näringsbelastning vid dessa lokaler. Det finns en tendens till minskad abundans och en säkerställd minskad biomassa av djur i tången på de exponerade lokalerna under perioden 1998–2006.

Under perioden 1998–2004 ökade biomassan av fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) signifikant fr a vid de vågexponerade lokalerna. Trenden på enskilda lokaler var tydligast på Ma1 och Ma7. De senaste två åren har dock biomassan av denna art minskat, med undantag av på lokalen Ma2 i Karlskronabassängen som fortsatte öka 2006.

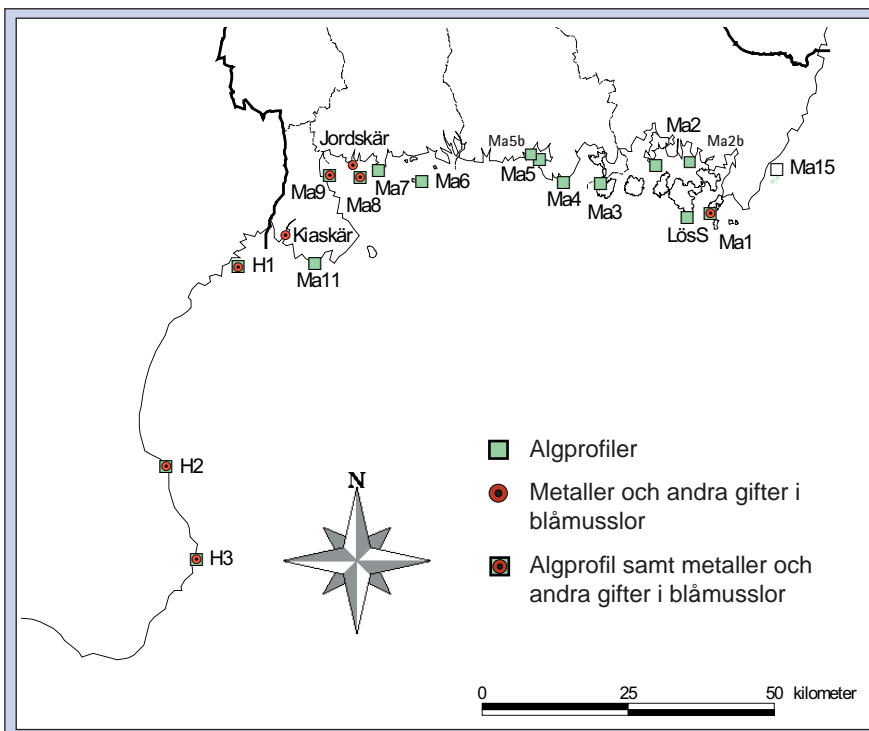
Under 2006 (4 - 21 september) besöktes totalt 17 alglokaler i Hanöbukten. I Blekinge genomfördes kvantitativ provtagning av rödalgsbältet och av tångens djurliv. I västra Hanöbukten gjordes undersökningar i 5\*5 meter stora rutor på tre olika djup. Rådata redovisas i bilagorna 9 till 12. De provtagna lokalernas lägen framgår av karta 10.

6.1 Utbredning och förekomst av alger  
Makroalger är inte rotade, utan fäster direkt på hårda substrat som sten, block eller häll. För att hårda bottenar skall vara tillgängliga för makroalger, krävs att bottenarna inte täcks av slam, dvs. de bör i någon mån vara utsatta för vågor eller strömmar och de skall ligga

så grunt att tillräckligt med ljus når ner. I Hanöbukten vågexponerade områden finns ibland lämpligt substrat och ljus ner till ca 20 meter, även om bristen på ljus gör att mängden växter blir liten på sådant djup. I mer skyddade miljöer, som i Blekinges skärgårdar, är det både sämre ljusförhållanden och mer slam på hårbottenarna, vilket begränsar makroalgernas djuputbredning till kring 10 m som mest.

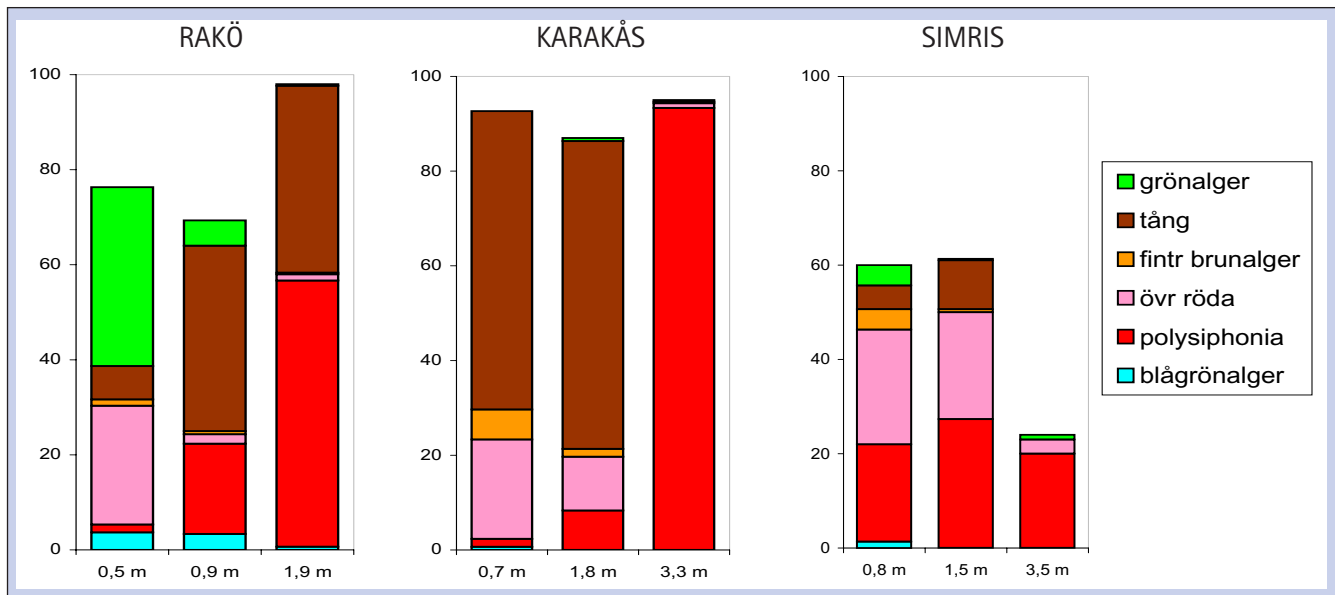
På svenska Västkusten, där salthalten är hög, finns flera arter av stora brunalger. I Egentliga Östersjön, mellan sydöstra Skåne och Åland är salthalten i ytvattnet kring 7 ‰. Den enda stora brunalg som klarar denna låga salthalt är blåstång (*Fucus vesiculosus*). Man har av flera skäl anledning att anta att hårda bottenar i egentliga Östersjön tidigare, åtminstone ner till ca 10 m djup, dominerades av blåstång. I södra delen av Östersjön, dvs. även i Blekinge och Skåne, förekommer, vid sidan av blåstången, också den något mer saltkrävande (Malm et al. 2001) sågtången (*Fucus serratus*).

Sedan 1970-talet har det rapporterats om vikande bestånd av fr a blåstång över hela Östersjön, kopplat till industriella utsläpp (Lindvall 1984, Kautsky et al. 1988, Rosemarin et al. 1994), till eutrofiering (övergödning) (Kautsky et al. 1986, Schramm 1996, Worm et al. 1999) men också till biologiska faktorer som beteseffekter (Engkvist et al. 2000) eller kombinationer av bete, övergödning och vågexponering (Engkvist et al. 2004).



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





Figur 54 Olika algarters täckningsgrad (%) på 3 lokaler i västra Hanöbukten 2006. Bedömningen av täckning har gjorts i en kvadrat med 5 m sida med tre replikat på tre olika djup vid varje lokal.

Eutrofieringen har sannolikt inneburit att bottnar som tidigare täckts av blåstång kommit att täckas av näringsgynnade, kortvuxna fintrådiga grön, brun och rödalger. Särskilt tydlig är denna utveckling utanför Ölands östra kust och utanför Blekinges vågexponerade kust (Nilsson et al. 2003). I det senare fallet har under 1990-talet ca 100 km kuststräcka på en bredd av mer än 200 meter från land och utåt förlorat sitt tångsamhälle. Det samma gäller även i Skåne, kring Rakö och kusten söder om Simrishamn, men där är utsträckningen längs med kusten inte känd.

I Blekinges skärgårdsområden, från Karlskronabassängen, har situationen i stort sett varit oförändrad sedan 1990, då mätningarna påbörjades, dvs. det förekommer ofta täta tångbestånd från 0,5 m djup och 5-10 m ut från land ner till ca 3 m djup, beroende på substrattillgång.

Blåstången är den enda algen i Östersjön som kan bilda tredimensionella "skogar" lämpade som livsmiljö och födosöksom-

råde för lite större fiskar som abborre, gädda och torsk. Sågtången, som inte lyfts upp av gasblåsor, ligger mer tillplattat mot botten.

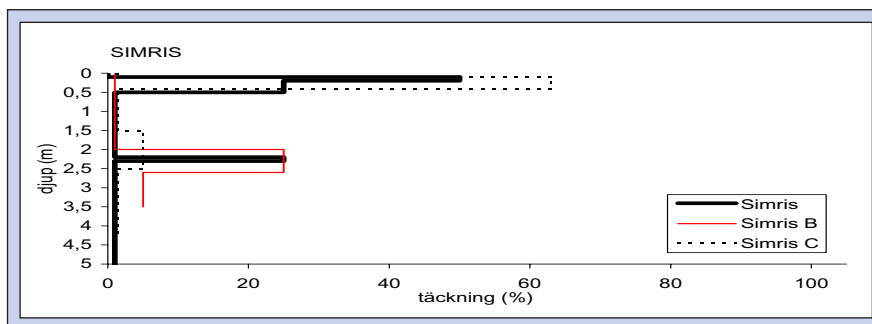
Från Atlanten är det känt att t ex småtorsk uppehåller sig i tångregionen både för att söka skydd och föda (Keats et al. 1987, Borg et al. 1997). I Östersjön är detta inte fullständigt undersökt men det är känt att torsken uppehåller sig i tångbältesregionen (Neuman 1984). Det är därför sannolikt att stora uppväxtområden för torsk och abborre har försvunnit utanför både Blekinges och Skånes kuster. Orsakerna till dessa storskaliga förändringar ligger sannolikt i Östersjöns övergödningsproblem (Worm et al. 1999) kombinerat med vikande bestånd av fr a torsk och sill som därmed lämnat öppet för utveckling av stora bestånd av kräftdjur som kan beta på blåstången i sådan utsträckning att hela bestånd försvinner. Effekterna kan bli särskilt tydliga i vågexponerade lägen, där en betesskadad planta som kanske dessutom är påvuxen av fintrådiga alger lätt slits loss.

Åtgärder som ligger nära till hands för att möjligen återfå tångbältena torde vara minskad övergödning och noggrann vård av fiskbestånden.

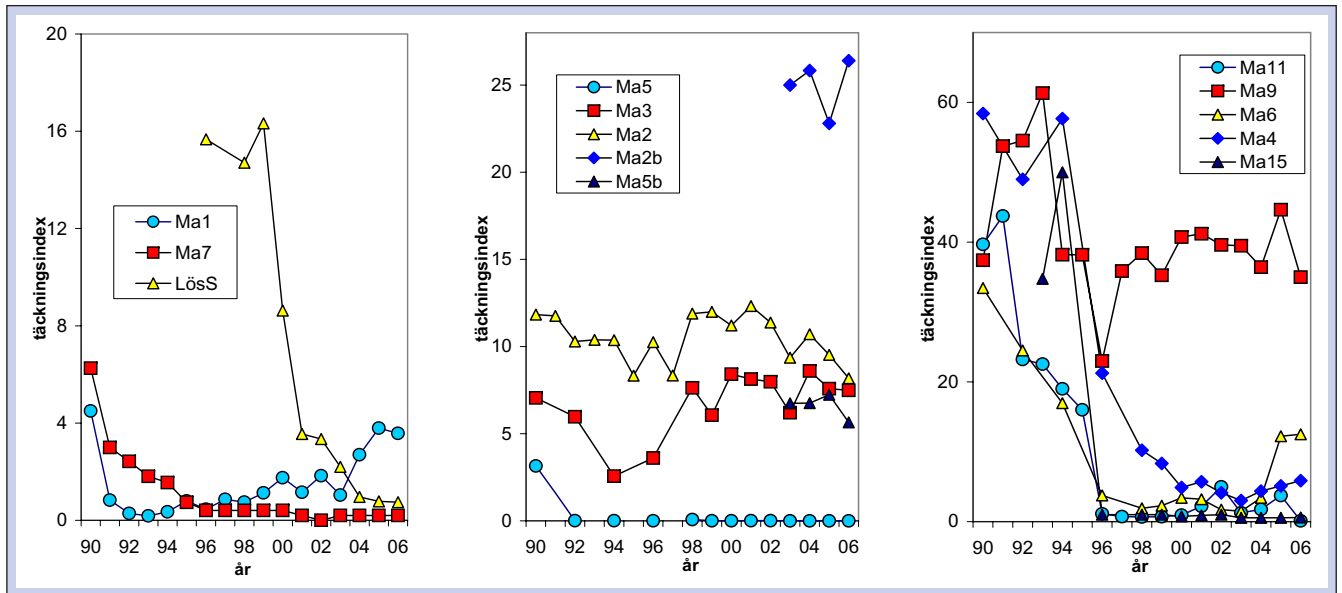
## 6.2 Undersökningar i västra Hanöbukten 2006

I västra Hanöbukten mäts sedan 2003 täckningsgraden av alger i 5\*5 m rutor med 3 replikat på 3 olika djup vid varje lokal. Resultatet för 2006 visar, som tidigare, på stora skillnader mellan lokalerna (figur 54). Rödalgen fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*) som tidigare dominerat bland rödalger på samtliga lokaler och djup hade nu fått konkurrens av ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) på alla lokalers grundare delar. Ullsläken dominerar gruppen övriga rödalger i fig 54. Den är en vanlig art som kan dyka upp så här och, ofta tillfälligt, förekomma i riklig mängd. Den blodröda skorpalgen Havsstenhinna (*Hildenbrandia rubra*) förekom vid alla tre lokalerna och täckte mellan 8 % (Simris) till 50 % (Rakö) av provrutorna. Den uppträder som ett tunt skikt på håll och block, oftast i skuggan av andra alger. Den är därför inte redovisad i figur 54.

I de grundare delarna vid Karakås dominerade tången. Den hade tätat ytterligare sedan 2005. Även vid Rakö hade tången tätat och den föredro färrer skador av betning och hade mindre påväxt av blågröna bakterier än tidigare. Mängden fintrådiga grönalger som till exempel grönslick (*Cladophora glomerata*) var överlag liten. Grönslick domi-



Figur 55 Tångens täckningsgrad på olika djup längs de tre profilerna vid Simris 2006.



Figur 56 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i texten) på 13 stationer i Blekinge under perioden 1990–2006. Stationen Ma8 (Rockegrund) saknas eftersom där inte har funnits tång under perioden. Observera att det är olika skalor.

nerade endast i det grundaste området vid Rakö. Täckningsgraden av fintrådig brunalg som till exempel trådslick (*Pylaiella littoralis*) var liksom tidigare år låg på samtliga lokaler. Denna grupp förekommer mest under våren då den kan dominera grunda stenbottnar och dessutom nästan helt täcka blåstången. Totalt förekom 15 arter makroalger i rutorna vilket är i samma storleksordning som tidigare år.

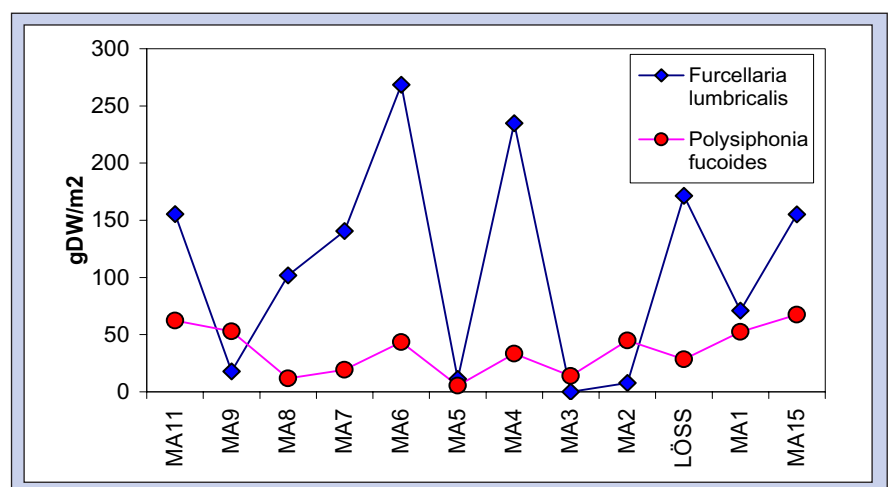
Förutom bedömning av täckningsgrad i rutor besöktes 2 extra lokaler inom ca en kilometer från respektive "stamprofil", där tångens djuputbredning mättes. Motivet till att besöka extra lokaler är att man vill undvika att av misstag tolka lokala variationer som storskaliga förändringar. Undersökningarna visar att tångens täckning och djuputbredning skilde sig märkbart mellan de tre profilerna i respektive område. Vid Simris hade de båda extraprofilerna betydligt mer tång än stamprofilen (figur 55). Däremot kan man se att täckningsgraden hade sitt maximum på ungefär samma djup och att djuputbredningen var ungefär densamma. Vid Karakås hade den ena extraprofilen bara ett smalt bälte nära ytan medan den andra hade en tångutbredning som var nästan identisk med stamprofilens (figur 4). Vid Rakö var tångens utbredning lika vid två av profilerna. Under 2005 observerades att den djupare delen (1.4-2.0 m) av tångbältet vid stamprofilen var borta men den delen hade återetablerats 2006. För fler figurer hänvisas till recipientgenomgången på sidorna 12 och 14

### 6.3 Undersökningar av tångförekomst i Blekinge 2006

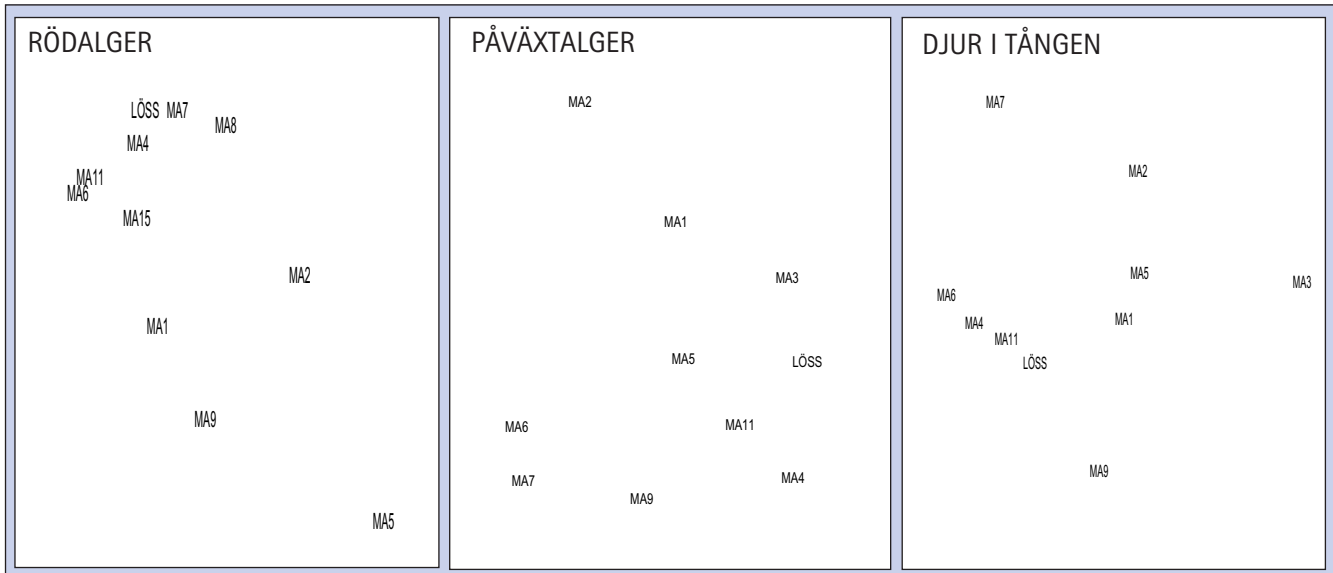
Mängden Mängden tång vid lokalerna i Blekinge mäts som täckningsgrad. Genom att kombinera uppgifter om tångens täckning och utbredning längs de utlagda profilerna kan ett täckningsindex räknas fram för varje besök. Detta index ger ett mått på hur mycket tång det finns på en lokal. Långtidsutvecklingen vid ordinarie lokaler visas i figur 56. Som tidigare nämnts har samtliga vågexponerade lokaler förlorat sina tångbälten. I dessa lokalers allra grundaste delar (djup mindre än 1 meter) har det vissa år etablerats tångbälten, men hittills bara tillfälligt. Under 2005 noterade vi en rejäl förtätning av det strandnära tångbältet på Ma6 och Ma11. 2006 försvann i stort sett all tång från Ma11,

av djurförekomst och betesmärken att döma genom betning av tånggråsugga (*Idotea baltica*). I övrigt var det obetydliga förändringar vid de vågexponerade lokalerna. Den något mindre exponerade Ma9 i Pukaviksbukten hade åter blivit av med yttre delen av sitt bälte, dvs den del som etablerades 2005. Här fanns dock inga betesskador, varför orsaken är oklar. Det verkar vara en mycket lång process att återetablera tångbälten i Blekinges mer eller mindre vågpåverkade kustavsnitt.

Lokaler skyddade mot vågpåverkan finns vid Karlskrona (Ma2 och Ma3) samt i Ronnebyfjärden (Ma5). Sedan 2003 finns dessutom en lokal i östra delen av Karlskronabassängen (Ma2b) och ytterligare en i Ronnebyfjärden (Ma15). Båda dessa nya lokaler hade



Figur 57 Biomassan (gDW/m<sup>2</sup>) för gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*) vid hårbottenlokaler i Blekinge 2006.



Figur 58 Algsammansättningen i rödalgsbältet, påväxten på tångplantor respektive artsammansättningen för djur i tångbältet 2006 beskrivna med ordination enl. beskrivning på sidan 38. Lokaler som ligger nära varandra har likartade växt- och djursamhällen.

välutvecklade tångbälten, men det fanns en antydning till uttunnat bälte vid Ma5b, av djurförekomsten att döma möjligen orsakad av betning.

Ma2 och Ma3 i Karlskronabassängen har fått behålla sina tångbälten under alla de år som undersökningarna pågått. Den nedgång under mitten av 1990-talet, som antyds i figur 56, kan vara del i en normal föryngringsprocess även om betesskador noterades vid Ma2 1993. Ma5 förlorade sitt tångbälte redan 1991 och har de senaste åren inte haft någon tång alls.

Förändringar sedan 2005 var främst att det grunda tångbältet försvunnit från Ma11 och att det till 2005 nyetablerade djupare bältet på Ma9 åter försvunnit. De två nordliga lokalerna i Västra Hanöbukten, Karakås och Rakö synes ha fått något starkare tångbälten.

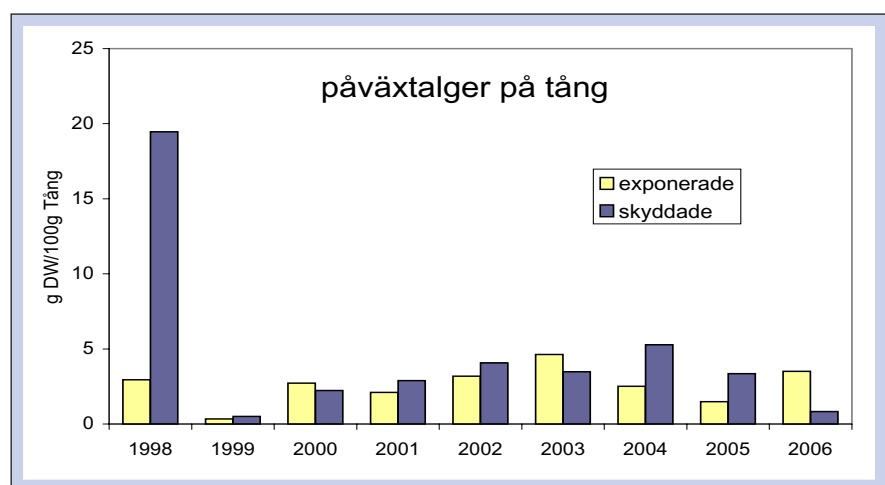
Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2006 på 8 av de 14 lokalerna i Blekinge (en mindre än 2005) och på två av de tre lokalerna i västra Hanöbukten.

#### 6.4 Rödalg

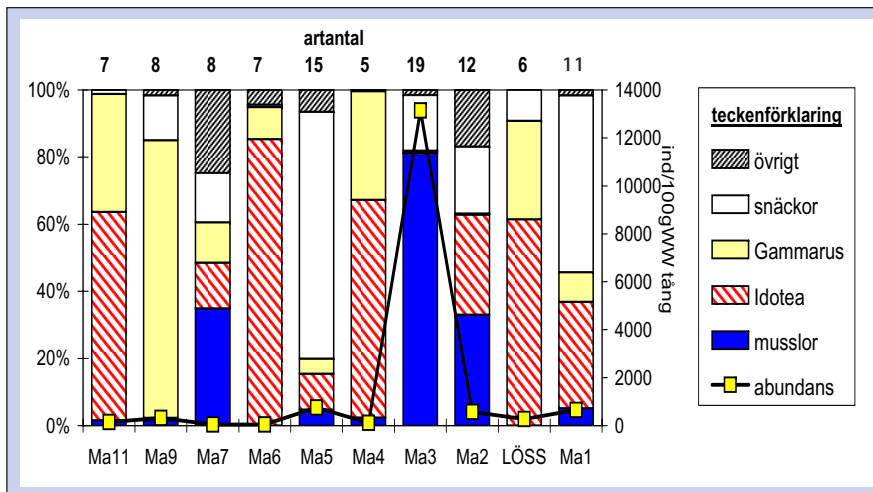
I de kvantitativa proverna från rödalgsbältet på 12 ordinarie lokaler i Blekinge fanns totalt 21 arter vilket är något mer än 2005. Det har varit i stort sett samma arter som dominerat under åren. De två i särklass vanligaste arterna var gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) som dominerade på utsjölokaler och fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*) som också var vanlig på inomskärslokaler (figur

57). Fördelning mellan alla ingående arter vid lokalerna beskrivs med ordination i figur 58. Lokalerna Ma2, Ma3 och Ma5 är samtliga belägna inomskärs och därmed utsatta för mindre ljus och mer slam än lokaler som ligger mer vågexponerat. Lokaler har därmed en låg biomassa och ett något större inslag av näringsgynnade fintrådiga alger som trådslick (*Pylaiella littoralis*) och ullsläke (*Ceramium tenuicorne*). Sammantaget blir det en speciell typ av störning som ger stor spridning i algsamhällena mellan dessa lokaler (figur 58). Ma3 är den lokal som visar tydligast tecken på hög närsaltbelastning. Rödalgssamhället är där så uppblandat med, visserligen små mängder men ändå flera arter bl a näringsgynnade brunalger, att lokalen

hamnar utanför bilden i figur 58. Lite märkligt är det med en näringsbelastad lokal som har fler arter än andra mindre belastade lokaler. I övre vänstra hörnet av figur 58 återfinns lokaler som domineras av gaffeltång och fjäderslick vilket är typiskt för lite klarare vatten och mer vågexponerade förhållanden. Under perioden 1998-2005 ökade biomassan av fjäderslick på de exponerade lokalerna signifikant ( $r=0,71$ ;  $p<0,05$ ) från 33 till 59 gram torrsvikt per kvadratmeter. Trenden på enskilda lokaler var tydligast på Ma1 och Ma7. Denna trend vände 2005 och fortsatte neråt under 2006. Den skyddade lokalen Ma2 i Karlskronabassängen är ett undantag med en fortsatt ökning av fjäderslick under 2006.



Figur 59 Mängden påväxtalger på Blåstång längs Blekingekusten under åren 1998-2006. Lokalerna har delats upp i vågexponerade (n=6) respektive skyddade (n=4) lokaler.



Figur 60 Procentuell fördelning mellan olika djurgrupper i tångproverna vid provtagningen i Blekinge 2006. I figuren anges även artantal och totala mängden djur angivet i ind/100gWW tång).

### 6.5 Påväxtalger i tångbältet

Påväxtalger i tångbältena analyserades på 9 lokaler med tång på rätt djup (1-1,5 m) samt på Ma5 i Ronnebyfjärden där proverna insamlades på en ö en bit från lokalen. Antalet arter av påväxtalger varierade mellan 1 och 6 med högst antal på Ma6 och Ma9.

Vanligast förekommande epifyt var den fintrådiga rödalgen ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) som påträffades vid 11 av lokalerna. Den är vanlig som påväxtalg under hösten men oftast med små biomassor. I övrigt förekom små mängder av av näringsgynnade fintrådiga brunalger som trådslick (*Pylaiella littoralis*) vid 6 lokaler och tångludd (*Elachista fucicola*) vid 9 lokaler, mest vid lokalerna kring Karlshamn (Ma9, Ma7 och Ma6). Dessa lokaler grupperas därför tillsammans i ordinationen (fig 58). Störst biomassa av epifyter återfanns vid Ma 9 i Puka-

viksbukten (bilaga 11). Biomassorna var annars små och totalt mindre än medelvärden för perioden 1988-2006. Under åren 1998-2006 kan man inte se någon trend i mängden påväxtalger vare sig på skyddade eller på exponerade lokaler (figur 59).

### 6.6 Djur i tångsamhället

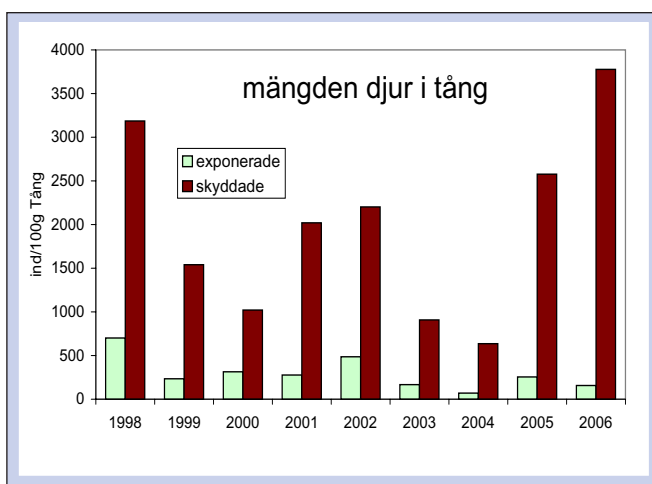
Djursamhället i tången speglar miljön på växtplatsen t.ex. vad gäller närsaltstatus och vågpåverkan. Dessutom kan kunskap om mängden tångbetande djur som t ex tånggråsuggor (*Idotea spp.*) förklara förändringar i tångens utbredning.

2006 togs liksom tidigare djurprover i tången vid samtliga ordinarie lokaler i Blekinge utom vid Ma8 och Ma15 där tång saknas. Antalet arter varierade mellan 5 och 21. Det fanns flest arter på de mindre vågexponerade lokalerna Ma2

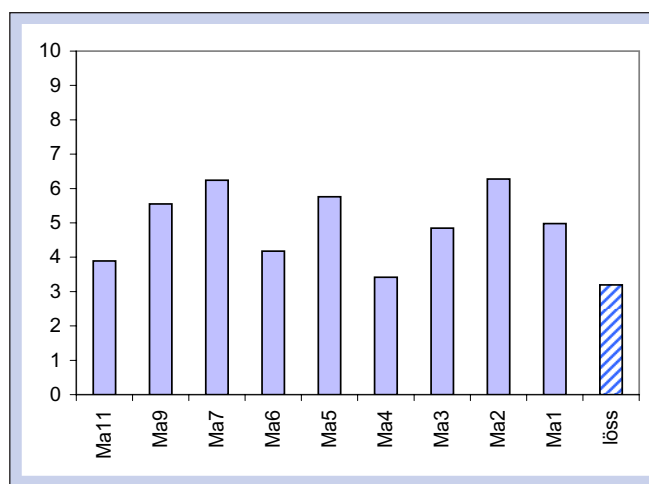
och Ma3 utanför Karlskrona och på Ma5 i Ronnebyfjärden (figur 60). Även den något mer vågexponerade lokalen utanför Hästholmen Ma1 hade högt artantal. Biomassa, artantal och individtätet var som vanligt högst på Ma3 vid Hasslö.

Djursamhällena beskrivs med ordination i figur 58 där lokaler med likartade djursamhällen grupperas tillsammans. Lokalerna Ma1, Ma2 och Ma5 grupperas ihop i ordinationen då de, förutom att ha höga antal av den tångbetande *Idotea baltica*, hade ett djursamhälle bestående av musslor, slamgynnande snäckor och märlor samt att de nästan var de enda lokalerna med havstulpaner och mossdjur. Djursamhällena på Ma3 och Ma5 tyder på god tillgång till näringsämnen och organiskt slam. I övrigt domineras de vågexponerade lokalerna, dvs de som ligger till vänster i figur 58, av kräftdjur som märlor (*Gammarus spp.*) och tånggråsuggor (*Idotea spp.*).

Efter 2005 års mätningar noterades höga tätheter av tånggråsuggan *Idotea baltica* på Ma5 i Ronnebyfjärden, och Ma11 vid Björknabben. Vid Ma 5 minskade tångförekomsten och vid Ma 11 försvann tången, sannolikt på grund av betning. Andra lokaler med många tånggråsuggor 2005 som Ma 3, 4 och 5 hade inte drabbats. Sannolikt varierade betesangreppen då effekten av fiskpredation på tånggråsuggorna varierat slumpmässigt mellan lokalerna. Mängden djur har under åren 1998-2006 alltid varit betydligt högre på de vågskyddade lokalerna (figur 61). Större delen av antalet djur på vågskyddade lokaler kom från Ma3. Det finns en tendens till minskad abundans och en säkerställd minskad biomassa på de exponerade lokalerna under perioden 1998-2006.



Figur 61 Mängden djur i Blåstång från 6 vågexponerade och 4 skyddade lokaler i Blekinge under åren 1998-2006.

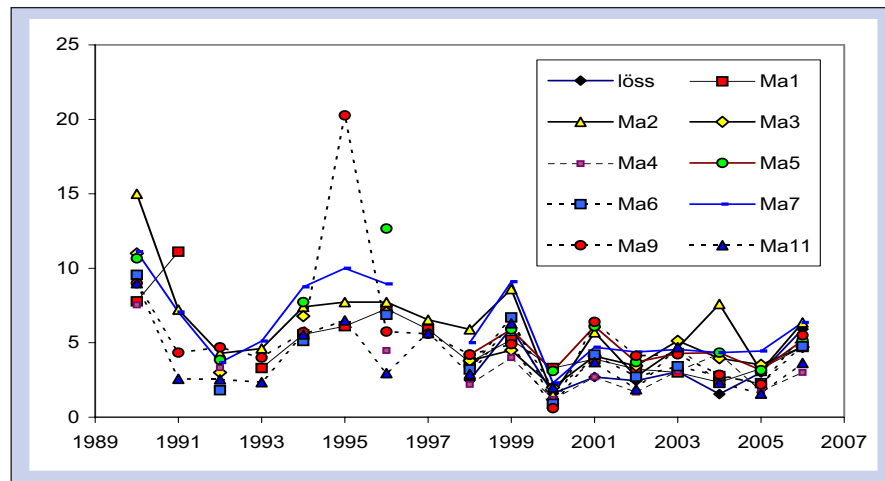


Figur 62 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990-2006 års undersökningar i Blekinge. För stationern LÖSS finns endast data från åren 1998-2006.

## 6.7 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll

Blåstångens innehåll av kväve och fosfor framgår av bilaga 13. Fosforhalten i tången varierar förhållandevis lite under året medan halten av kväve ofta är väl korrelerad med halten i det omgivande vattnet (Hernandez et al. 1997) Detta medför höga kvävehalter under vinter-vår och låga, mer stabila halter under hösten när dessa mätningar gjorts. En annan viktig faktor är vågexponeringen, och enligt Ilvessalo & Tuomi (1989) är kväveinnehållet oftast högre på exponerade lokaler. Detta stämmer dock dåligt då det gäller mätningarna i Blekinge (figur 62). Kvävehalterna i blåstång från Blekinge 2006 var högre än 2005. Fosforinnehållet 2006 var marginellt högre än 2005, så ökningen av mängden kväve innebar att kväve/fosfor kvoten minskade överlag liksom vid förra mätningen.

Kväve-fosforkvoten varierade 2006 mellan 3,0 och 6,4 vilket enligt Notini (1990) tyder på att blåstångens tillväxt fortfarande var kvävebegränsad. Medelvärdet för N/P-kvoterna under perioden 1990-2006 uppvisar inget genomgående mönster men de mest vågexponerade lokalerna, med undantag för Ma7, har haft lägst kvoter medan exempelvis lokalen i Ronnebyfjärden (Ma5) och lokalen vid



Figur 63 Kväve/fosfor-kvoten i toppskott av blåstång från 10 hårbottenlokaler i Blekinge 1990-2006.

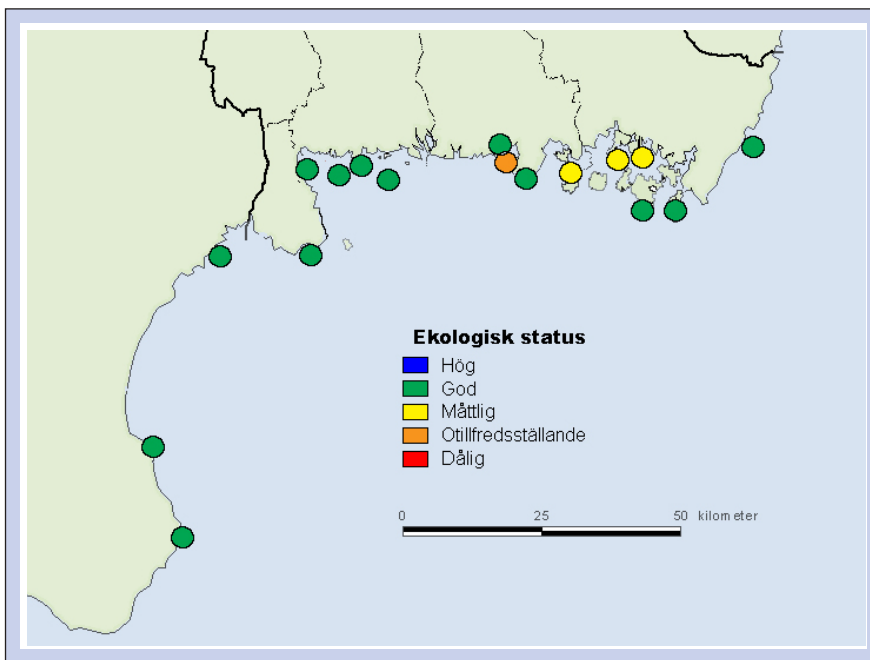
Karlskrona (Ma2) har haft något högre kvoter (figur 63). 2006 års data visar ett mönster som stämmer med det man kan se hos långtidsmedelvärdena för respektive lokal.

Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på flera lokaler och i Blekinge som helhet. Allmänt kan sägas att kvoterna varierade mer kring en högre nivå under 1990-talet men att de under 2000-talet varierat mindre kring en lägre nivå (figur 63). Detta skulle möjligen kunna tolkas om att lokal tillförsel av näringsämnen minskat i betydelse.

## 6.8 Nya bedömningsgrunder

Under sommaren 2006 kom ett utkast till bedömningsgrunder för växtklädda bottenar (Katsky m fl 2006) enligt krav i ramdirektivet. Ekologisk status för ett vattenområde beräknas med utgångspunkt i olika växters förekomst och djuputbredning. Indelning sker i statusklasserna Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande och Dålig. En förutsättning för att den ekologiska statusen ska kunna beräknas enligt denna modell är bl a att det är ljusstillgången och inte brist på substrat som begränsar växternas djuputbredning.

Ett första försök att använda de nya bedömningsgrunderna och klassa 2006 års resultat i Hanöbukten visar att den ekologiska statusen på flertalet hårbottenlokaler i Hanöbukten bedöms vara god (figur 64). Om det funnits substrat djupare hade sannolikt vissa av dessa t o m haft hög ekologisk status. Lokalerna i Karlskronaområdet bedöms dock ha måttlig ekologisk status medan den ena lokalen vid Ronneby hade otillfredsställande status. Tanken är att man ska använda medelvärdet för minst fem lokaler i ett vattenområde vid sin bedömning och inte som här för varje lokal för sig. Analysen ger dock en viss fingervisning om hur den ekologiska statusen är i algsamhällena. En mer omfattande utredning i Blekinge läns vattenområden pågår och beräknas vara klar under sommaren 2007. I denna utredning ingår data från Hanöbukstens kustkontroll som ett dominerande och väldigt viktigt underlag.



Figur 64 Ekologisk status på hårbottenlokaler i Hanöbukten 2006 enligt de nya bedömningsgrunderna.

# 7. Metaller och miljögifter i sediment

Mätningar av metaller och miljögifter i sediment 2006 visar att halterna för flertalet ämnen överlag var högre än angivna jämförvärden. Halterna var högst i Sövesborg, vid Karlshamn och utanför Karlskrona. Trenden för de fyra hittills gjorda mätningarna verkar vara att halterna av krom och nickel ökar medan kadmium, zink och bly minskar. På station L12 vid Sövesborg hade halterna för nästan samtliga tungmetaller minskat sedan tidigare mätningar.

För att se på gifthanrikning i sedimentat material analyserades under 2006 tungmetaller i mjukbottensediment på 12 stationer i Blekinge och västra Hanöbukten. På fyra av dessa stationer analyserades också olika föreningar som förknippas med utsläpp från massaindustri. Ytterligare fem stationer analyserades med avseende på ftalater och klorparaffiner. Resultaten av de gjorda mätningarna redovisas i bilagorna 14 och 15. De provtagna stationernas lägen framgår av karta 10 på sidan 40.

## 7.1 Metaller i sediment

Det finns ett ganska stort bakgrunds-

material från andra områden att tillgå för metallhalter i sediment. I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder används därför sediment för att bedöma miljötillstånd genom att klassa avvikelser från angivna jämförvärden (Naturvårdsverket 1999). Resultatet av en sådan klassning framgår i figur 65. De uppmätta metallhalter i Hanöbukten var genomgående över eller mycket över angivna jämförvärden för metallerna koppar, kadmium och zink men på ett par stationer även bly. Halterna av nickel och krom var inte lika mycket förhöjda.

Flera av de undersökta metallerna uppvisar en stark affinitet till organiskt

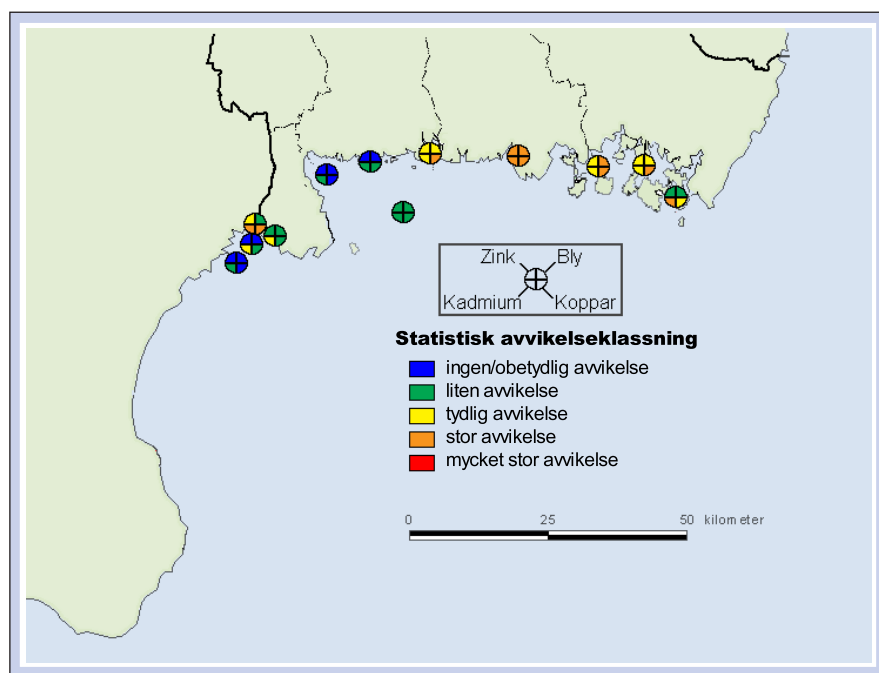
material. Halterna av ftalater var betydligt lägre än tidigare och de förekom endast i låga halter. Även klorparaffiner förekom i väldigt låga halter.

Halterna av olika klorerade ämnen utanför skogsindustrierna var väldigt låga, oftast under detektionsgränsen. Mätbara halter var inte högre än på referensstationerna. Inte heller mätningen av extraktionsämnen visar på högre halter utanför massaindustrierna än i referensområdena.

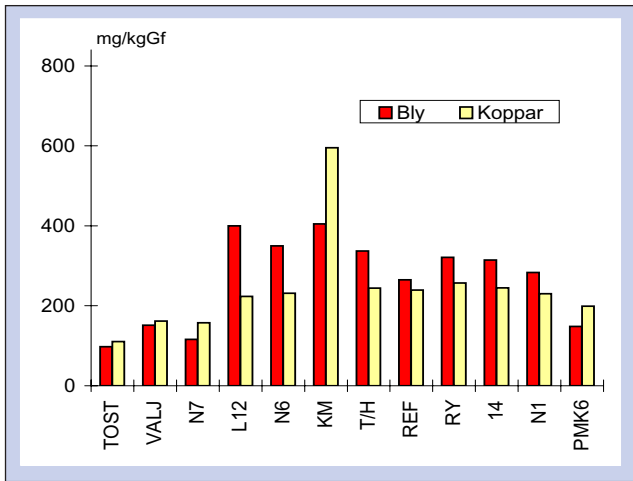
material. Det innebär att halterna ökar med ökande glödförlust (=organisk halt). För att kompensera för detta har halterna angivits både i mg/kgTS och i mg/kgGf (Gf=glödförlust).

Generellt uppmättes höga halter av tungmetaller på stationer med hög organisk halt. Det gäller såväl RY utanför Ronneby som stationerna i Karlskronaområdet. Även referensstationen vid Tjärö hade höga halter av flera metaller. Om halterna uttrycks per organisk halt framstår stationerna vid Sövesborg (N7 och L12) och i Pukaviksbukten (N6) som mest förorenade, men även Karlskronastationerna hade höga värden (figur 66). Liksom tidigare var det främst blyhalterna som var höga vid Sövesborg medan koppar var högt utanför Karlshamn (KM). Överlag var halterna lägre på stationerna i västra delen av området (VALJ och TOST), såväl före som efter kompensation för glödförlusten. N7 i Valjeviken hade relativt höga halter av flera metaller men också hög organisk halt vilket innebär att halterna vid en omräkning ändå blir låga till måttliga. Det motsatta förhållandet råder för N6 i Pukaviksbukten som får höga halter av flera metaller vid omräkningen. Den organiska halten vid provtagningstillfället var bara 1,7% vilket är alldeles för lågt och de angivna halterna måste därför tolkas med stor försiktighet.

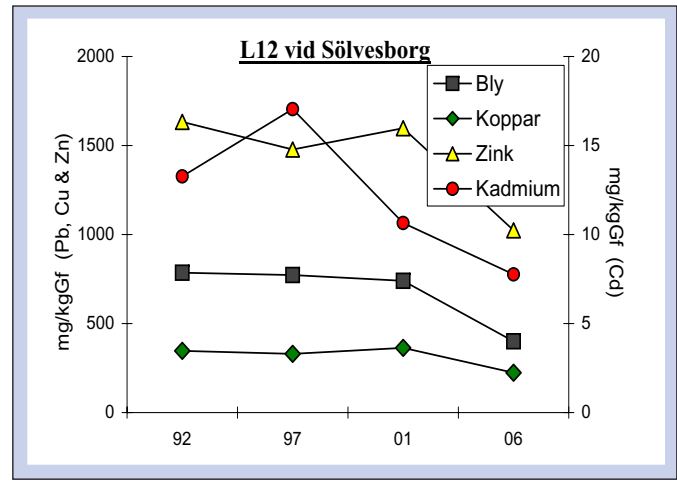
Sedan 1992 har nu fyra provtagningar genomförts. De två första utfördes på våren medan de två senaste gjorts på hösten och en direkt jämförelse kan därför vara vanskelig. Den organiska halten har också varit olika mellan åren på några av stationerna. Prov har dock vid alla tillfällen tagits på de två översta centimetrarna av sedimentet och genom att normalisera värdena för glödförlust kan



Figur 65 Avvikelseklassning för uppmätta halter av kadmium, koppar, bly och zink i sediment vid provtagningen i Blekinge och västra Hanöbukten 2005.



Figur 66 Halter av metallerna koppar och bly i sediment på 12 stationer i Blekinge och Västra Hanöbukten, september 2006.



Figur 67 Trend för några tungmetaller i sediment från Sölvesborg (L12).

ändå vissa slutsatser dras då det gäller utvecklingen över tiden. Det är visserligen osäkert att göra en trendanalys på bara fyra mätningar men värdena antyder att halterna av krom och nickel i Hanöbukten successivt har ökat medan blyhalterna har minskat något (bilaga 14). Den station som har flest signifikanta trender är L12 där nästan alla metaller uppvisar avtagande trend (figur 67).

Vid mätningen 2001 uppvisade ett antal stationer ökande halter av zink och koppar. Det gällde stationerna i Karlskronaområdet (7 och 14) och i Valjeviken (N7) men även referensstationen vid Tjärö (REF). 2006 var halterna betydligt lägre och denna påbörjade trend är därmed bruten (figur 68).

## 7.2 Miljögifter i sediment

För flertalet organiska miljögifter saknas vedertagna jämförvärden vilket

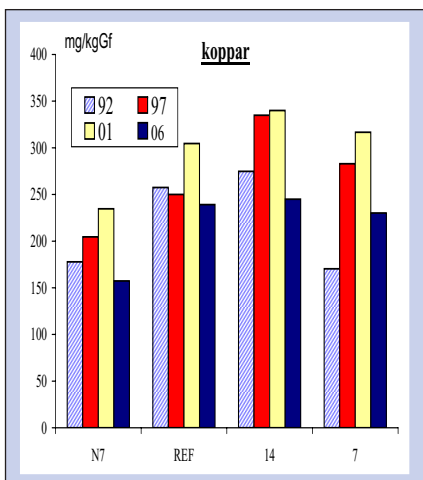
gör en klassning omöjlig. Generellt kan man dock säga att de förindustriella halterna ligger runt noll för flertalet mätta ämnen.

Halterna av ftalater i och utanför Ronnebyåns mynning var fortfarande högre än i referensområdena men hade sjunkit betydligt sedan tidigare undersökningar (figur 69). Halterna av klorparaffiner var lägre än detektionsgränsen vilket innebär att de var en bråkdel av vid mätningen 1987.

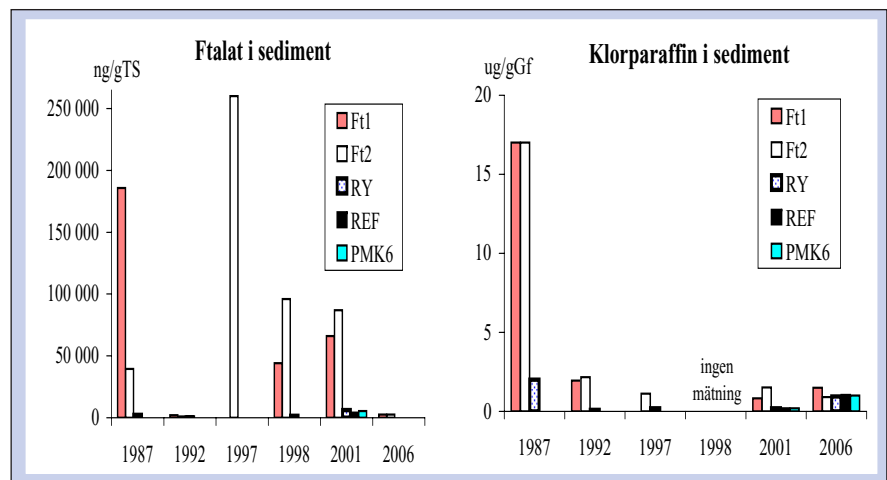
Klorerade organiska föreningar förknippas ofta med tillverkning av blekt pappersmassa. Det mättes tidigare som EOCl (extraherbart organiskt klor) men numera mäts istället EOx (extraherbara organiska halogener). I havsvatten kan man räkna med att EOx nästan uteslutande utgörs av EOCl. Endast en liten del av de ämnen som ingår i summaparametern EOCl är kända men trots det har man funnit signifikanta samband mellan EOCl och

klorguajakoler som är mer specifika för massabruksutsläpp. Mycket talar alltså för att man kan använda parametern för att uppskatta influensområden från skogsindustriutsläpp. EOx analyserades på fyra stationer och halterna var genomgående låga, endast ca en tiondel av mätningen för fem år sedan. Det var ingen skillnad på stationerna nära massaindustin och referensstationerna.

Halterna av samtliga klorerade fenoler var lägre än detektionsgränsen och man kan därmed dra slutsatsen att halterna var låga men inget om hur skillnaden var mellan olika stationer. Andra ämnen som normalt brukar knytas till massaindustrier är olika typer av extraktionsämnen. Hartsyror och sterolor hade halter under detektionsgränsen på samtliga stationer medan alkanoler och fettsyror förekom i mätbara halter. Båda grupperna förekom i högre halter ute i Hanöbukten (T/H på 39 m djup) än utanför massaindustrierna.



Figur 68 Halter av koppar i sediment på fyra stationer i Blekinge 1992–2006. Stationerna ligger i Valjeviken (N7), vid Tjärö (REF) och vid Karlskrona (14 och 7).



Figur 69 Halter av ftalater (diethylhexylftalat) i sediment på tre stationer utanför Tarkett i Ronneby samt på två referensstationer 1987–2006.

# 8. Fiskfysiologiska undersökningar

Förhöjd EROD-aktivitet och högre halt av fytosteroler uppmättes vid Tosteberga utanför Nymölla jämfört med referenslokalen vid Torhamn. Även vakuoliseringsgraden var högre än den ena av referenslokalerna, både utanför Nymölla och Mörrum. För att en lokal ska bedömas som påverkad krävs dock att den ska avvika från båda referens-

lokalerna. Tånglakar i utsläppsområdena till massbruken i Nymölla och Mörrum bedöms därför inte vara negativt påverkade av utsläppen 2006. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Låg könkvot vid undersökningsområdet Utkörningen utanför Nymölla innebär dock att platsen ska hållas under extra uppsikt de kommande åren

För att se på eventuell påverkan och effekt av avloppsvatten från Södra Cell Mörrum och Nymölla bruk gjordes undersökningar av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake, under hösten 2006 i respektive bruks recipient (karta 11). Tånglaken provfiskades under 16 dagar i november och insamlade prover och data analyserades under de följande fyra månaderna. Resultat från provfiske i Nymölla bruks recipientlokaler, Tosteberga och Utkörningen, samt Södra Cell Mörrums recipientlokaler, Jordskär och Kladdenabben har jämförts med resultat från provfiske på två referenslokaler, Torhamn och Åhus. För att det ska bedömas att en recipientlokal har varit påverkad, eller att en effekt kunnat uppvisas, krävs det att skillnader hittas mellan recipientlokalen och båda referenslokalerna.

## Gallanalyser och analyser av leverenzym

I avloppsvatten från skogsindustrin kan ämnen som påverkar tånglake och

annan fisk negativt förekomma. Exempel på dessa ämnen är bl.a. steroler/fytosteroler (fettsubstanser), hartssyror (bildas i barrväxter) och polyaromatiska (ringslutna) kolväteföreningar. Mätningar på tånglake görs för att undersöka om fiskarna i recipienterna till Nymölla bruk och Södra Cell Mörrum varit mer exponerade för dessa ämnen jämfört med fiskar fångade på referenslokalerna.

I gallen ansamlas främmande ämnen som tånglaken tagit upp och därför analyseras gallen för att hitta steroler/fytosteroler, hartssyror och nedbrytningsprodukter från polyaromatiska kolväteföreningar (PAH-metaboliter).

I levern finns ett enzymssystem som gör det lättare för fisken att göra sig av med främmande ämnen. Ett av enzymen kallas CYP1A och bildas när en fisk exponeras för ohälsosamma substanser t.ex. PAH:er. CYP 1A katalyserar även en reaktion som kallas EROD. En stor mängd CYP1A ger en högre EROD-aktivitet. Mätningar av CYP1A-halten och EROD-aktiviteten är därför bl.a. ett mått på exponeringen

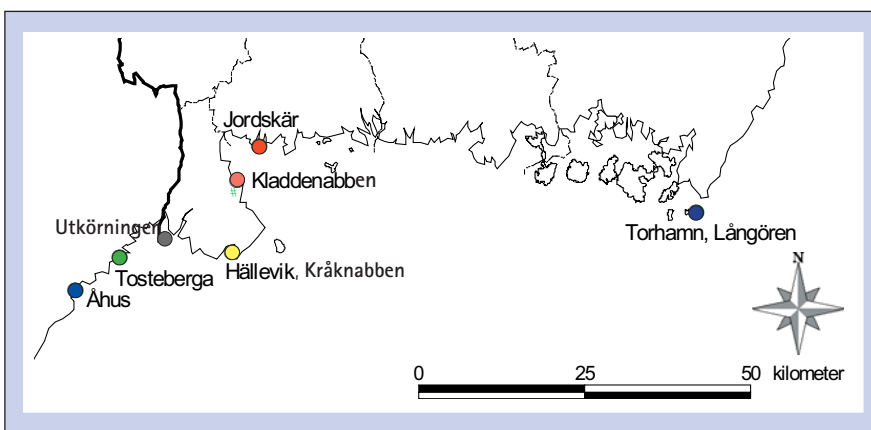
av avloppsvatten från skogsindustrin.

Inga skillnader i halten av steroler/fytosteroler eller hartssyror i galla hittades mellan recipientlokalerna och referenslokalerna. Undantaget var halten fytosteroler på Nymölla bruks recipientlokal Tosteberga, som var högre jämfört med referenslokalen Torhamn, men inte jämfört med referenslokalen Åhus. Halten PAH-metaboliter i tånglakarnas galla på Nymölla bruks recipientlokaler var inte signifikant högre än på referenslokalerna. På Södra Cell Mörrums recipientlokal Jordskär hittades högre halter av två PAH-metaboliter (naftalen och pyren) jämfört med referenslokalen Åhus, men inte jämfört med referenslokal Torhamn. Det fanns inte någon skillnad i CYP1A-halt mellan brukens recipientlokaler och referenslokalerna. På recipientlokalerna till Södra Cell Mörrum fanns det inte heller någon skillnad i EROD-aktivitet jämfört med referenslokalerna. På Nymölla bruks recipientlokal Tosteberga hittades en högre EROD-aktivitet jämfört med referenslokalen Torhamn, men inte jämfört med referenslokal Åhus.

Varken Södra Cell Mörrums recipienter eller Nymölla bruks recipienter bedöms vara påverkade med avseende på steroler/fytosteroler i galla, hartssyror i galla, PAH-metaboliter i galla eller CYP1A-halt och EROD-aktivitet.

## Makroskopiska och histopatologiska undersökningar och morfometriska mätningar

Makroskopiska undersökningar på tånglake görs för att hitta synliga effekter, som t.ex. sår och parasiter. En histologisk studie på lever kan ge information om eventuella cellskador eller



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



cellförändringar. Vakuoliseringsgraden är ett mått på hur mycket skadliga ämnen som finns i levern hos tånglaken. Ett sätt att göra sig av med främmande ämnen kan nämligen vara att kapsla in dem i vakuoler (bubblor) och på så sätt skydda kroppen från dem. Data från morfometriska mätningar (total- och organvikter samt totallängd) kan användas för att räkna ut olika hälsoindex vilka ger en uppskattning av fiskens hälsotillstånd.

Under den makroskopiska bedömningen hittades en stor parasitförekomst i bukhålan hos tånglaxar både på referens- och recipientlokalerna. Även vid den histopatologiska undersökningen hittades en kraftig invasion av parasiter i levern på samtliga lokaler. En högre vakuoliseringsgrad hittades på Södra Cell Mörrums recipientlokal Jordskär jämfört med referenslokalen Åhus men inte jämfört med referenslokal Torhamn (figur 70). På Nymölla bruks recipientlokaler, Tostoberga och Utkörningen, hittades signifikant högre vakuoliseringsgrad jämfört med referenslokalen Åhus men inte jämfört med referenslokalen Torhamn (figur 70).

När konditionsfaktorn (förhållandet längd/vikt) undersöktes, hittades ingen skillnad mellan recipientlokalerna till Södra Cell Mörrum och Nymölla bruk

och referenslokalerna (figur 70). Tånglaxarna i recipienterna hade inte heller förstorade leverar jämfört med referenslokalernas tånglaxar (figur 70).

Tånglaxarna fångade i Södra Cell Mörrums och Nymölla bruks recipienter bedöms sammantaget inte ha ett sämre hälsotillstånd jämfört med fiskar fångade i referenslokalerna.

### Reproduktionsstudier

I en reproduktionsstudie räknas antalet levande och eventuella döda och/eller missbildade yngel. Data för samtliga yngels längd och totalvikten av ynglen samlas också in för att kunna räkna fram ett antal index som mått på fortplantningen. Ämnen i avloppsvatten från skogsindustrin har tidigare gett en förskjutning i könskvot bland tånglakeyngel. Ynglen undersöks därför för att bestämma deras kön och därmed också könsfördelningen. En ojämn könskvot är ett mått på hur utsatta ynglen har varit för hormonstörande ämnen.

Recipientlokalerna till Södra Cell Mörrum och Nymölla bruk, hade inte lägre värden jämfört med referenslokalerna när det gäller de index och parametrar som baseras på fortplantningsdata (relativ gonadvikt, totalvikt av yngel/hona, medelvikt för yngel, det embryosomatiska

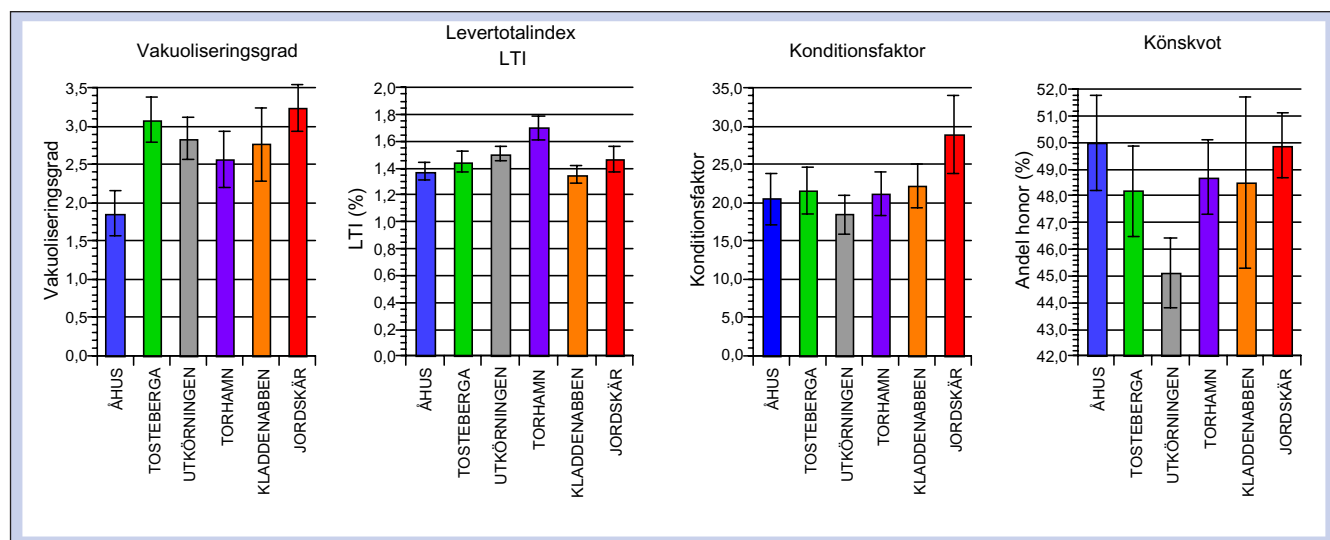
indexet, det totala antalet yngel/hona, fekunditetsindexet och reproduktionsindexet).

Andelen retarderade yngel, både större än och mindre än 15 mm var låg (under 2,5 %) på samtliga recipient- och referenslokaler. Andelen missbildade yngel var under 0,4 % och andelen döda yngel mindre än 15 mm långa var under 2,5 %, vilket är låga värden. Andelen döda yngel som var längre än 15 mm långa var även den låg, mindre än 0,6 %.

Södra Cell Mörrums och Nymölla bruks recipienter hade inte skev könsfördelning jämfört med referenslokalerna (figur 70). Könskvoten för Nymölla bruks recipientlokal Utkörningen var anmärkningsvärt låg, 45,1 % och kommer att hållas under extra uppsikt under kommande undersökningar. Eftersom det inte kunde hittas någon statistisk skillnad, bedöms det dock inte som att könsfördelningen varit påverkad.

Tånglaxar fångade i Södra Cell Mörrums och Nymölla bruks recipienter bedöms inte vara påverkade med avseende på reproduktionen.

Sammanfattningsvis bedöms det inte ha förekommit negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning varken hos tånglaxar fångade i recipienten till Nymölla bruk eller hos tånglaxar fångade i recipienten till Södra Cell Mörrum.



Figur 70 Vakuoliseringsgrad, levertotalvikt (levervikt/totalvikt) och konditionsindex (längd/vikt) för vuxna tånglaxar samt könsfördelning för tånglakeyngel fångade i Södra Cell Mörrums och Nymölla bruks recipienter under hösten 2006.

# Referenser

- Albashir, A. 2003. Effects of size growth and survival in a deposit feeding amphipode, *Monoporeia affinis*, in the Gulf of Bothnia (N. Baltic Sea). Akademisk avhandling Umeå univ.
- 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.
- Blomqvist, M., Cederwall, H., Leonardsson, K. and Rosenberg, R. 2006. Bedömningsgrunder för kust och hav. Bentsiska evertebrater. Rapport till Naturvårdsverket 2006-03-21.
- Borg A., Pihl L. and Wennhage H. 1997. Habitat choice by juvenile cod (*Gadus morhua* L.) on sandy soft bottoms with different vegetation types. Helgol. Meeresunters. 51: 197-212.
- Clarke, G.M., 1980. Statistics and experimental design. London, Edward Arnold Ltd.
- Engkvist R., Malm T. and Nilsson J. 2004. Interaction between isopod grazing and wave action: a structuring force in macroalgal communities in the southern Baltic Sea. Aquat. Ecol. in press
- Engkvist R., Malm T. and Tobiasson S. 2000. Density dependent grazing effects by the Isopod *Idotea baltica* L on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. Aquat. Ecol. 34: 253-260.
- 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.
- Grimvall, A. & Nordgaard, A. 2004. Sjöar och vattendrag i Skåne - går utvecklingen åt rätt håll? Statistisk utvärdering av vattenprovtagningsprogram i Skåne län. Rapport 2004:1, Miljöenheten Länsstyrelsen i Skåne län.
- Hernandez I, Andria JR, Christmas M, Whitton BA (1999) Testing the allometric scaling of alkaline phosphatase activity to surface/volume ratio in benthic marine macrophytes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 241:1-14
- 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 algae *Fucus vesiculosus*. Mar.Biol. 101:115-119.
- Kautsky H., Kautsky U. and Nellbring S. 1988. Distribution of flora and fauna in an area receiving pulp mill effluents in the Baltic Sea. Ophelia 28: 139-156.
- Kautsky N., Kautsky H., Kautsky U. and Waern M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 28: 1-8.
- Katsky, L., Wibjörn, C. & Kautsky, H. 2006. Förslag till vidareutveckling av bedömningsgrunder för kust och hav enligt krav i vattendirektivet vatten. Makroalger och några gömfröiga vattenväxter. Ej fastställd standard.
- Keats D.W., Steele D.H., South G.R. and . 1987. The role of fleshy macroalgae in the ecology of juvenile cod (*Gadus Morhua* L.) in inshore waters off eastern Newfoundland. Can. J. Zool. 65: 49-53.
- Kotta J, Orav H, Sandberg-Kilpi E (2001) Ecological consequence of the introduction of the polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis* into a shallow-water biotope of the northern Baltic Sea. J. Sea Res. 46:273-280.
- Larsson, U., Elmgren, R. & Wulff, F., 1985. Eutrophication and the Baltic sea: causes and consequences. Ambio 14.
- Larsson, U., & Andersson, L, 2004. Varför fosfor ökar och kväve minskar i egentliga Östersjöns ytvatten. SMF, Stockholms universitet och SMHI. <http://www.smf.su.se/nyfiken/ostersjo/>.
- 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.
- Lindvall B. 1984. The condition of a *Fucus* -community in a polluted archipelago area on the east coast of Sweden. Ophelia 3: 147-150.
- Lundgren, F., Sjölin, A., Tobiasson, S. & Wickström, K., 1999. Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdförbundet för västra Hanöbukten. Årsrapport 1998. Högskolan i Kalmar. Rapport 1999:2.
- Malm T., Kautsky L. and Engkvist R. 2001. Reproduction, recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea. Bot. Mar. 44: 101-108.
- Naturvårdsverket., 1987. Aktionsplan mot havsföroreningar. Naturvårdsverket informerar.
- Naturvårdsverket., 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och Hav. Rapport 4914.
- Neuman E. 1984. Fluctuations in the abundance of cod in the Baltic and Bothnian coastal areas. no. 306, 1984 Göteborg (Sweden), Contributions from the Institute of Marine Research, Lysekil, Swedish National Board of Fisheries.
- Nilsson, J., 1995. Sturkö innerskärgård - marin inventering. Rapport 95:3. Högskolan i Kalmar.
- Nilsson J., Engkvist R. and Persson L.-E. 2003. Long-term changes of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. Aquat. Ecol. 38:403-413.
- Notini, M., 1990. Studier av alg tillväxten på grunda bottnar 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.
- Rosemarin A., Lehtinen K.-J., Notini M. and Mattsson J. 1994. Effects of pulp mill chlorate on Baltic Sea algae. Environmental Pollution 85, 3-13.
- Schramm W. 1996. The Baltic Sea and its transition zones. In: Schramm W, Nienhuis PH (eds.) Marine Benthic Vegetation. Recent Changes and the Effects of Eutrophication. Ecological Studies Analysis and Synthesis Vol. 123. Springer--Verlag, Berlin, 131-164.
- 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., Engkvist, R., Lundgren, F., Sjölin, A. & W. Wickström., (2002). Hanöbukten Kustvattenmiljö2002. Med utvärdering av perioden 1990-2002. Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdförbundet för västra Hanöbukten. Högskolan i Kalmar. Rapport 2003:12.
- Tobiasson, S. 2005. Djur i mjukbottnar. Trender 1984-2004. Kalmar läns kustkontroll. Högskolan i Kalmar. Rapport 2005:1.
- Worm B., Lotze H.K., Boström C., Engkvist R., Labanauskas V. and Sommer U. 1999. Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. Mar. Ecol. Prog. Ser. 185: 309-314.

# Bilagor

- BILAGA 1 Kortfattad beskrivning av använda metoder.
- BILAGA 2 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2006.
- BILAGA 3 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2006.
- BILAGA 4 Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.
- BILAGA 5 Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2006 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.
- BILAGA 6 Resultat av sedimentprovtagning på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.
- BILAGA 7 Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.
- BILAGA 8 Förändringar i olika arters förekomst på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1991-2006.
- BILAGA 9 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006 - fältmätningar.
- BILAGA 10 Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2006.
- BILAGA 11 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2006 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.
- BILAGA 12 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2006 - djurlivet i tångbältet.
- BILAGA 13 Innehåll av kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.
- BILAGA 14 Halter av tungmetaller i sediment vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.
- BILAGA 15 Halter av olika miljögifter i sediment vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.
- BILAGA 16 Konsulternas kvalitetssäkringsarbete under 2006.

## Bilaga 1 1(9)

### 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 <sub>2</sub> /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		
• Silikatkiisel	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
• Partikulärt organiskt kol (POC)	µmol/l			ja
• Partikulärt organiskt kväve (PON)	µmol/l			ja

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 algblomning har prover för kvalitativ bestämning av dominerade algar tagits. Vid varje mättillfälle observeras meteorologiska parametrar och siktdjup.

**Stationsnät**

		<b>Djup,m</b>	<b>Lat</b>	<b>Long</b>
<b>Intensivstationer (Provtagning varje månad)</b>				
VH1	Hanöbukten 1	14	55 58,99	14 30,83
K6	S Kasen (Pukaviksbukten)	27	56 06,69	14 49,42
K19	Torhamns skärgård	4,5	56 04,89	15 49,12
<b>Grundnätstationer (Provtagning jan, mars, maj, juli, sept, nov)</b>				
VH4	Hanöbukten 4	18	55 39,00	14 17,83
VH3A	Hanöbukten 3	9	55 50,00	14 20,06
K7	Karlshamnsfjärden	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
KL8	Kristianopel	2	56 15,19	16 02,41
<b>Påbyggnadsnät (Provtagning september)</b>				
K1	Inre Sölvesborgsviken	2	56 02,49	14 35,13
L12	Falkvik (Sölvesborgsviken)	7	56 01,69	14 34,73
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
S10	Östra Stärkelsefabriken	7	56 08,19	15 57,22

## Bilaga 1 3(9)

### 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 (KL11) där fem prover med en mindre provtagare, ekmanhuggare, insamlades. 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 början av juni 2006.

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för variablerna glödförlust, artantal, individantal och biomassa (ex Clarke 1990). 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 <sup>2</sup>
• Individtäthet (abundans)	- per art	individantal/m <sup>2</sup>
	- totalt	
• Biomassa	- per art	g våtvikt/m <sup>2</sup>
	- totalt	
• Storleksfördelning av Östersjömussla	< 5	mm
	5-10	mm
	> 10	mm
• Bottenvattnets temperatur		°C
• Bottenvattnets syrgasinnehåll		mg O <sub>2</sub> /l
• Bottenvattnets Syrgasmättnad		% O <sub>2</sub>

Stationsnät

St.nr	Namn	Djup m	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84
KD1	Tosteberga	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. Rönnholmen	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. Nypgrund	17,1	56 07,400	14 45,695
KA	V. Starnö	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
KAARV4	NO. Aspö	20,8	56 08,018	15 35,969
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

## Bilaga 1 5(9)

### Hårdbottenprovtagning

#### Metod för Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Provtagningen har utförts enligt metodik utformad av Danmarks Miljöundersökningar (DMU Rapport nr 323, 2000). Bestämning av täckning för olika alger utfördes i tre rutor om 5x5m på tre olika djup på respektive station. Dessutom bedömdes täckningen längs ett utlagt måttband (se profilutläggning och fältmätningar nedan). Tångens djuputbredning bedömdes förutom på de tre ordinarie stationerna på ytterligare 6 platser.

#### Metod för Blekingekustens vattenvårdsförbund

Provtagningen är en modifierad variant av BIN V R112-113 (NaturvårdsV, 1986). Provtagning gjordes i september 2006.

#### 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 stickprover gjorts för att konstatera djupaste tångförekomst mm. Hela profilen och stickprovskydd 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 – korridorrens 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 m<sup>2</sup>), 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.

**Fauna och påväxt** provtogs genom insamling av 3 blåstångsplantor från varje lokal. Varje planta placerades i en nätkasse med en maskvidd av 1x1 mm. Proverna frystes i väntan på analys. Epifytiska alger<sup>1</sup> 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

- Rödalsbältet

I rödalsbältet togs 3 rutor om 0,2 x 0,2 m på ett bottensubstrat bestående av block, sten eller håll. Rutorna plockades och skrapades rena på alger. Innehållet i varje provruta 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 tångens näringsinnehåll (exvis Clarke 1990). 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
Ma5:2	Karön (Ronnebyfjärden)	S		56 09,65	15 16,86	180
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 (Yttre redden)	S	3	56 08,78	15 35,98	225
Ma2:2	Säljön (Ö fjärden)	S		56 09,34	15 40,62	215
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

## Bilaga 1

### 7(9)

## Metaller och andra miljögifter i sediment

### Metoder för insamling

"Ostört" ytsediment (0 - 2 cm) från i huvudsak ackumulationsbottnar provtogs enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp Sediment basbeskrivning. Proverna insamlades i september 2006. Fem prov per station togs och analyserades som samlingsprov (homogent blandat).

För provtagning av sediment för analys av tungmetaller användes Kajak-propplod med ram. För avskiljning av önskat sedimentskikt användes ett förlängningsrör av samma typ som provtagningsröret. Innan förlängningsröret applicerades skjöts sedimentet upp försiktigt för att avskilja vattnet ovanför sedimentytan. Förlängningsröret applicerades sedan ovanpå provtagningsröret varefter sedimentprovet försiktigt skjöts upp till önskad nivå i förlängningsröret. Förlängningsröret fördes därefter över på en platta i jämnhöjd med undersidan på förlängningsröret och sedimentet fördes sedan över till lämplig förvaringsburk som märktes upp och fryses fram till analys. För provtagning av sediment för analys av andra miljögifter användes en Ekmanhuggare.

### Parametrar

Halterna av metaller och organiska ämnen anges förutom i mg/kg TS även som mg/kg GF (dvs relaterat till sedimentets innehåll av organisk substans).

Parameter		Enhet	Detektionsgräns
-----------	--	-------	-----------------

Varje station:

• Sedimentets lukt/färg		ingen, svag, stark	
• Oxiderade skiktets tjocklek		cm	
• Vattenhalt		%	
• Torrsubstans	TS	%	
• Glödförlust	GF	% av TS	
• Kornstorleksfördelning		Enl. SGU	
• Total halt organiskt kol	TOC	mg C / kg TS	≤ 10
• Totalfosfor	Tot-P	mg P / kg TS	≤ 50
• Totalkväve	Tot-N	mg N / kg TS	≤ 100

### Metaller

• Bly	Pb	mg / kg TS	≤ 0,1
• koppar	Cu	mg / kg TS	≤ 0,1
• Krom	Cr	mg / kg TS	≤ 0,1
• Nickel	Ni	mg / kg TS	≤ 0,08
• Kadmium	Cd	mg / kg TS	≤ 0,01
• Kvicksilver	Hg	mg / kg TS	≤ 0,04
• Zink	Zn	mg / kg TS	≤ 0,7

### Organiska ämnen

• Ftalater <sup>1</sup>	Ft		
– di-(2-etylhexyl)ftalat	DEHP	µg / kg TS	≤ 1
– butylbensylftalat	BBP	µg / kg TS	≤ 1
• Klorparaffiner		µg / kg TS	≤ 10

**Stationsnät**

**Tabell 6.** Stationsnät för metaller och andra miljögifter i sediment, med namn, stationsdjup, positioner (WGS84) och parametrar.

St.nr	Namn		Djup m	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84	Parameter
PMK 6	Gåsefjärden	A	6,9	56 05 31	15 44 91	Me+Ft
N1 (7)	N. Pottneholmen (Ö. fjärden)	A	14,0	56 09 04	15 40 18	Me
14	NV. Aspö (V. fjärden)	A	14,0	56 09 95	15 30 48	Me
FT1	Ronnebyån	A	2,5	56 10 77	15 18 09	Ft
FT2	Ronnebyåns mynning	A	6,5	56 10 46	15 18 24	Ft
RY	Ronnebyfjärden	A	9,7	56 09 51	15 17 86	Me+Ft
REF	V. Tjärö (Tjäröfjärden)	A	15,0	56 09 99	15 02 66	Me+Ft
T/H	SV Tärnö	A	39,0	56 04,56	14 56,12	Me+AOX
KM	Karlshamnsfjärden	T	12,0	56 09 36	14 51 78	Me
N6	V Gryn	T	15,5	56 07,87	14 51,78	Me+AOX
L12	Sölvesborgviken (Inre redden)	A	5,8	56 01 70	14 34 92	Me
N7	Valjeviken	A	7,0	56 02 44	14 32 40	Me
TOST	Vanneberga	T	4,7	55 58,73	14 25,48	Me+AOX
VALJ	Yttre Valjeviken	T	6,6	56 02,09	14 31,30	Me+AOX

A = Ackumulationsbotten, T=Transportbotten

Me = Metallanalyser

Ft = Analys av ftalater och klorparafiner i sediment.

AOX= Analys av extraktionsämnen, klorfenoler och EOX

**Provtagningsfrekvens**

Provtagning av sediment genomförs vart 5:e år.

## Bilaga 1 9(9)

### Fiskfysiologi

För information om metod för undersökning av tånglakarnas fysiologiska status hänvisas till separat rapport redovisad direkt till Stora Enso Nymölla AB och Mörrums Bruk AB. Följande lokaler har ingått i undersökningen under 2006.

St.nr	Namn	Lat °N WGS-84	Long °E WGS-84
	Tosteberga	55 59,4	14 26,3
	Åhus	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	56 03,5	15 49,8

# Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2006

Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton

## kväve (ton)

	Vattendrag					Industrier					Reningsverk					Totalbelastning			
	Helgeå	Skråbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sövesb		Nogersund	Simrishamn	Kivik
jan	185,6	6,2	44,9	8,1	5,1	3,5	253,5	5,1	6,6	1,4	13,0	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
feb	121,9	6,0	86,8	6,0	3,8	2,2	226,6	10,1	12,0	1,4	23,5	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
mar	112,2	7,3	40,1	17,9	7,4	2,6	187,4	17,2	13,3	1,4	31,9	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
apr	431,5	32,3	164,2	67,7	53,7	42,3	791,6	19,2	14,4	1,4	35,0	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
maj	218,3	24,6	124,2	38,7	27,9	26,6	460,4	10,0	8,7	1,4	20,1	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
jun	117,8	13,6	188,7	16,8	7,5	11,7	356,0	5,6	13,1	1,4	20,1	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
jul	44,8	7,2	22,4	8,6	1,0	3,2	87,2	7,6	11,3	1,4	20,3	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
aug	71,1	6,0	16,5	9,1	3,3	4,5	110,6	10,6	8,2	1,4	20,2	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
sep	97,5	5,3	37,6	12,9	4,7	5,8	163,8	7,1	10,6	1,4	19,1	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
okt	116,6	5,2	39,3	13,3	8,2	4,3	186,7	9,8	9,3	1,4	20,4	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
nov	357,2	14,7	133,8	29,1	24,9	21,6	581,3	5,6	14,0	1,4	21,0	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2
dec	577,4	41,0	176,8	36,8	34,1	28,3	894,5	7,2	9,4	1,4	18,0	3,3	2,0	1,8	1,6	0,8	2,3	0,4	12,2

## fosfor (ton)

	Vattendrag					Industrier					Reningsverk					Totalbelastning			
	Helgeå	Skråbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sövesb		Nogersund	Simrishamn	Kivik
jan	2,08	0,03	1,26	0,17	0,06	0,05	3,64	0,62	0,71	0,24	1,57	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
febr	1,76	0,05	2,37	0,13	0,03	0,03	4,36	1,71	1,26	0,24	3,21	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
mar	1,81	0,07	0,93	0,44	0,11	0,05	3,41	2,20	1,21	0,24	3,65	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
apr	5,16	0,28	3,97	1,31	0,80	1,31	12,84	2,22	1,29	0,24	3,75	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
maj	4,14	0,11	4,18	0,78	0,38	1,24	10,84	1,61	0,90	0,24	2,75	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
jun	2,54	0,13	6,48	0,50	0,10	0,72	10,48	0,54	1,35	0,24	2,13	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
jul	1,44	0,10	0,62	0,30	0,01	0,14	2,60	0,90	1,40	0,24	2,54	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
aug	1,48	0,09	0,38	0,24	0,04	0,11	2,34	1,61	1,05	0,24	2,91	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
sep	2,66	0,07	0,96	0,24	0,07	0,13	4,13	0,84	1,02	0,24	2,10	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
okt	2,45	0,07	1,20	0,33	0,15	0,09	4,28	0,81	0,99	0,24	2,04	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
nov	5,51	0,17	4,53	0,73	0,38	0,53	11,86	0,63	1,53	0,24	2,40	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49
dec	8,88	0,54	5,70	0,79	0,51	0,88	17,30	0,31	1,21	0,24	1,76	0,13	0,07	0,17	0,05	0,01	0,05	0,01	0,49

## Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2006

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](http://info1.ma.slu.se/www_ma.acgi$Projekt?ID=Intro) och från länsstyrelserna i Blekinge och Skåne.

### kväve (ton)

	Vattendrag-----					Industrier-----					Reningsverk-----					Totalt *			
	Helgeå	Skåbeån	Mörumsån	Ronnebån	Bräkneån	Lyekebån	Totalt	Nymölla AB	Mörumsbruk	Karlskrona AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlskrona	Sölvesb		Nogersund	Simrishamn	Kivik
1990	3815,0	130,5	629,4	194,6	81,4	132,0	4982,9	494,0	132,0	21,9	647,9	130,2	64,0	50,3	16,3	22,9	5,9	289,6	
1991	2763,0	218,9	591,8	219,4	91,8	151,0	4035,9	500,0	64,0	18,7	562,7	123,7	59,3	41,3	16	34,4	3,8	278,5	
1992	3068,0	171,9	568,9	237,6	94,9	128,1	4269,4	403,0	86,0	16	505,0	162,9	55,1	40	14	44,5	3,5	319,9	
1993	2970,0	234,3	621,6	228,3	115,1	156,8	4326,1	307,0	79,0	2,6	388,6	175	52,6	39,3	15	42,8	5,2	329,9	
1994	3875,0	337,6	984,7	380,9	226,1	334,0	6138,4	306,2	80,0	1,5	387,7	199	29,0	47,9	14,3	40,2	5,2	335,6	
1995	2727,0	387,7	1066,3	312,5	163,5	245,0	4904,0	226,0	100,0	2,1	328,1	174	24,0	55,9	14,3	51,7	5,9	325,8	
1996	1208,0	159,0	399,9	194,9	91,1	229,9	2282,9	266,0	99,0	2,8	367,8	170	19,9	48	13	32,0	5,0	287,9	
1997	1230,0	180,0	445,3	188,1	82,4	152,7	2278,5	213,0	105,0	1,91	319,9	41,8	18,2	49	9,9	18,5	4,3	141,7	
1998	3054,0	235,0	782,9	244,5	125,8	177,0	4619,2	155,0	124,0	1,4	280,4	30	16,9	56	5	17,0	6,3	131,2	
1999	3013,0	303,0	977,3	209,3	168,7	237,0	4908,3	148,5	118,0	3,3	269,8	36	19,3	62,9	14,0	21,6	3,7	157,5	
2000	2441,4	242,3	730,5	303,5	132,6	194,6	4045,0	137,9	127,8	1,9	267,7	34,0	20,0	27,4	42,5	6,8	13,4	2,4	119,1
2001	2529,8	261,8	861,9	318,9	164,8	256,0	4393,1	145,4	118,3	2,0	265,8	49,0	24,1	29,0	21,2	4,5	10,6	4,5	113,8
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	144,2
2003	1237,1	141,2	476,0	131,1	56,6	109,5	2151,5	149,5	95,0	1,4	310,0	44,2	21,0	30,0	8,5	22,6	4,1	130,4	
2004	2549,1	152,1	785,8	220,2	98,5	153,8	3959,5	102,7	122,4	11,4	236,5	34,0	24,3	26,5	24,8	9,2	40,5	4,6	163,9
2005	2092,1	153,1	689,5	188,0	99,2	121,7	3323,6	122,2	96,5	23,4	242,1	42,0	23,3	20,5	20,5	7,1	16,8	4,3	134,5
2006	2451,8	169,5	1075,3	264,9	181,5	156,6	4299,6	115,1	131,0	16,6	262,6	40,0	24,0	19,0	10,0	27,9	4,3	146,2	
trend	<i>-0,39</i>	<i>-0,13</i>	<i>0,31</i>	<i>-0,02</i>	<i>0,16</i>	<i>-0,12</i>	<i>-0,23</i>	<i>-0,90</i>	<i>0,48</i>	<i>-0,06</i>	<i>-0,84</i>	<i>-0,76</i>	<i>-0,70</i>	<i>-0,81</i>	<i>-0,65</i>	<i>-0,73</i>	<i>-0,46</i>	<i>-0,21</i>	<i>-0,81</i>

### fosfor (ton)

	Vattendrag-----					Industrier-----					Reningsverk-----					Totalt *			
	Helgeå	Skåbeån	Mörumsån	Ronnebån	Bräkneån	Lyekebån	Totalt	Nymölla AB	Mörumsbruk	Karlskrona AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlskrona	Sölvesb		Nogersund	Simrishamn	Kivik
1990	87,00	2,34	16,28	5,99	1,26	3,09	115,96	75,00	23,00	2,6	100,60	2,07	0,7	0,857	0,18	0,60	0,19	4,60	
1991	71,10	4,40	17,97	6,48	1,66	4,09	105,71	52,00	18,00	3,1	73,10	1,68	0,9	0,9	0,15	0,22	0,19	4,07	
1992	84,90	4,00	14,71	9,44	1,73	3,05	117,83	47,00	17,00	1,5	65,50	2,15	0,9	0,7	0,18	1,24	0,22	5,43	
1993	87,00	5,80	13,29	6,47	1,41	3,94	117,90	42,00	21,00	4,9	67,90	1,67	1,2	0,674	0,18	1,30	0,20	5,22	
1994	56,60	6,40	27,43	12,94	3,95	9,01	116,33	54,00	17,00	5,4	76,40	2,03	1,0	1,04	0,15	0,76	0,20	5,18	
1995	53,00	5,00	26,72	8,32	4,33	7,12	104,49	17,00	14,00	6,2	37,20	1,8	0,7	0,64	0,116	0,67	0,11	4,04	
1996	31,70	4,54	10,40	5,29	1,82	5,32	59,08	30,00	13,00	5,5	46,50	1,6	0,8	0,42	0,14	0,65	0,24	3,88	
1997	28,00	5,55	12,34	4,81	1,56	3,99	56,25	16,00	14,00	5,35	35,35	1,2	0,8	0,6	0,25	0,63	0,18	3,64	
1998	59,00	3,51	23,22	6,61	2,54	3,74	98,62	15,00	12,16	3,8	30,96	1,4	0,8	0,84	0,094	0,68	0,21	4,01	
1999	67,00	5,52	25,20	4,40	3,50	5,30	110,92	13,36	12,80	1,9	28,06	1,2	0,8	0,6	0,6	0,77	0,11	3,48	
2000	55,22	3,21	20,68	6,15	2,62	4,84	92,72	12,51	13,46	3,0	29,01	1,0	1,1	0,7	0,05	0,59	0,13	3,57	
2001	57,92	3,20	23,09	7,72	3,64	7,78	103,35	11,73	12,36	2,6	26,66	2,0	1,2	0,7	0,9	0,10	0,40	4,71	
2002	69,10	4,11	32,79	9,83	5,49	6,23	127,55	18,87	21,98	2,07	42,92	2,30	1,70	0,90	1,23	0,23	0,40	6,11	
2003	27,06	1,72	14,89	3,57	0,90	3,90	52,04	15,17	16,00	2,87	34,04	1,50	0,80	0,70	0,76	0,12	0,30	3,59	
2004	69,75	0,76	27,60	4,75	1,53	4,28	108,65	13,54	18,20	5,00	36,74	2,00	0,96	1,10	0,76	0,11	0,40	5,45	
2005	45,20	2,25	17,97	4,19	1,70	4,94	76,24	19,04	10,31	3,10	32,46	1,40	0,70	0,73	0,68	0,07	0,50	4,22	
2006	39,91	1,74	32,57	5,95	2,65	5,27	88,08	14,00	13,92	2,90	30,82	1,60	0,80	0,64	0,12	0,60	0,13	5,89	
trend	<i>-0,51</i>	<i>-0,59</i>	<i>0,46</i>	<i>-0,37</i>	<i>0,15</i>	<i>0,16</i>	<i>-0,35</i>	<i>-0,80</i>	<i>-0,43</i>	<i>-0,16</i>	<i>-0,80</i>	<i>-0,23</i>	<i>0,11</i>	<i>0,17</i>	<i>-0,04</i>	<i>-0,42</i>	<i>-0,44</i>	<i>-0,49</i>	<i>0,12</i>

\* = ej Karlskrona

## Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006

Station	Datum	Sikt djup m	Djup m	Temp C	Salinitet psu	O2 ml/l	PO4 umol/l	Tot-P umol/l	NO2 umol/l	NO3 umol/l	NH4 umol/l	Tot-N umol/l	SiO4 umol/l	POC µmol/l	PON µmol/l	Kloro fyll-a ug/l
VH1	2006-01-17	6	0	1,83	7,14	9,23	0,8	1,13	0,22	2,43	< 0,05	20,7	18,1	31,7	3	1
VH1			5	1,82	7,15	9,2	0,82	1,09	0,22	2,39	< 0,05	20,7	18			
VH1			10	1,81	7,15	9,18	0,82	1,11	0,23	2,37	< 0,05	20,5	18	23,9	2,5	
VH1	2006-04-19	6,5	0	3,76	7,04	11,81	0,27	0,8	0,04	< 0,10	< 0,05	19,2	2,3	45,1	4,2	6,8
VH1			5	3,74	7,04	10,16	0,27	0,8	0,04	< 0,10	< 0,05	19,3	2,3			
VH1			12	3,53	7,08	10,14	0,26	0,96	0,05	< 0,10	< 0,05	20,9	2,3	66	6	
VH1	2006-05-17	10	0	7,94	7,00	8,57	0,3	0,72	0,04	< 0,10	< 0,05	17,9	2,2	15,1	1,7	0,4
VH1			5	7,82	7,01	8,58	0,29	0,76	0,04	< 0,10	< 0,05	18,2	2,3			
VH1			12	7,77	7,01	8,61	0,3	0,73	0,05	< 0,10	0,09	17,9	2,4	24	1,7	
VH1	2006-06-13	12	0	15,64	7,20	9,17	0,29	0,7	0,02	< 0,10	< 0,05	16,6	5,2	14,9	1,9	< 0,1
VH1			5	9,36	7,23	8,66	0,38	0,81	< 0,02	< 0,10	0,08	18	5,9			
VH1			12	6,76	7,26	8,95	0,46	1,01	0,02	< 0,10	0,06	18,5	6,3	17,8	2,5	
VH1	2006-07-18	8	0	16,06	7,18	7,29	0,32	0,76	0,03	< 0,10	< 0,05	20,5	5,4	22,8	2,5	0,7
VH1			5	10,32	7,22	8,04	0,46	0,99	0,03	< 0,10	< 0,05	21,7	5,6			
VH1			12	6,84	7,27	7,98	0,53	0,91	0,03	< 0,10	0,1	18,8	6,2	20,6	2,1	
VH1	2006-08-16	4	0	19,71	7,20	5,74	0,47	1,12	0,05	< 0,10	0,14	25	8,3	22,6	2,2	2,2
VH1			5	19,71	7,20	5,76	0,48	1,06	0,07	0,11	0,18	24,5	8,4			
VH1			12	19,68	7,24	5,74	0,38	0,94	0,04	0,1	0,21	22,9	7,6	24	1,8	
VH1	2006-09-20	6,5	0	14,59	7,27		0,41	0,9	0,04	< 0,10	0,09	19,8	8,4	24,2	2,8	1
VH1			5	14,59	7,27	6,72	0,41	0,82	0,04	< 0,10	< 0,05	21,2	8,5			
VH1			12	14,54	7,27	6,72	0,43	0,92	0,04	< 0,10	0,15	19,5	8,6	22,4	2,2	
VH1	2006-10-17	8	0	11,77	7,41	7,25	0,39	0,84	0,03	< 0,10	0,05	25,1	9,9	22	3	1
VH1			5	11,55	7,41	7,25	0,41	0,82	0,03	< 0,10	< 0,05	19,9	10			
VH1			12	10,18	7,39	7,1	0,54	0,89	0,06	< 0,10	0,21	20,3	10,6	19	2,5	
VH1	2006-11-14	5	0	6,78	7,52	7,8	0,68	1,08	0,47	0,69	0,14	19,7	13	26,7	3	1,9
VH1			5	6,77	7,52	7,81	0,68	1,06	0,45	0,7	0,16	19,3	13			
VH1			12	6,74	7,53	7,8	0,67	1,05	0,45	0,72	0,18	19	13	33,4	3,1	
VH1	2006-12-14	5	0	7,19	8,14	7,79	0,64	0,99	0,56	3,63	0,13	23,8	12,6	27,8	2	0,6
VH1			5	7,18	8,10	7,76	0,64	0,96	0,56	3,66	0,07	23,2	12,6			
VH1			12	7,17	8,12	7,81	0,65	0,99	0,57	3,62	0,12	24,1	12,5	29,1	2	
VH3A	2006-01-17	9,5	0	2,52	7,22	8,99	0,79	1,04	0,09	2,06	< 0,05	18,9	15,9			1,2
VH3A			5	2,52	7,26	9	0,79	1,02	0,08	2,06	< 0,05	18,9	15,9			
VH3A			15	2,53	7,24	8,98	0,79	1,06	0,08	2,08	< 0,05	19,6	16			
VH3A	2006-05-17	12	0	8,44	7,03	8,43	0,29	0,74	0,05	< 0,10	0,12	17,9	3,2			< 0,1
VH3A			5	8,19	7,04	8,46	0,29	0,74	0,04	< 0,10	0,12	18,5	3,2			
VH3A			16	6,1	7,15	9,21	0,37	0,82	0,04	< 0,10	0,12	18	5,6			
VH3A	2006-07-18	7	0	14,95	7,16	7,55	0,35	0,81	0,03	< 0,10	< 0,05	20	5,4			0,6
VH3A			5	10,23	7,36	7,41	0,31	0,87	0,03	< 0,10	< 0,05	21,1	5,6			
VH3A			16	5,58	7,39	7,91	0,57	0,95	0,03	< 0,10	0,06	18,9	6,2			
VH3A	2006-09-20	5,5	0	14,54	7,24	6,95	0,31	0,87	0,05	< 0,10	< 0,05	22,1	10,6			2,4
VH3A			5	14,51	7,25	6,9	0,31	0,87	0,04	< 0,10	0,06	21,4	10,5			
VH3A			15	13,84	7,30	6,42	0,36	0,84	0,03	< 0,10	0,11	19,5	10,2			
VH3A	2006-11-14	8	0	7,02	7,48	7,68	0,58	0,98	0,33	1,68	0,12	20,3	14,1			2,2
VH3A			5	7,03	7,56	7,69	0,58	0,91	0,3	1,06	< 0,05	18,6	12,3			
VH3A			16	7,04	7,59	7,61	0,59	0,9	0,28	0,79	0,06	18,3	11,3			
VH4	2006-01-17		0	2,7	7,25	8,91	0,78	1,02	0,08	2,08	< 0,05	19	15,4			1,1
VH4			6	2,74	7,25	8,89	0,77	1,02	0,08	2,06	< 0,05	18,7	15,4			
VH4			15	3,28	7,33	8,77	0,78	1,04	0,09	1,95	< 0,05	18,7	15,4			
VH4			19	3,86	7,62	8,46	0,82	1,05	0,07	1,94	< 0,05	18,2	15,3			
VH4	2006-03-14	8	0	-0,15	7,21	9,78	0,77	1,06	0,24	1,61	< 0,05	18,9	15,5			1
VH4			5	-0,14	7,21	9,79	0,74	1,12	0,22	1,56	< 0,05	19,7	15,1			
VH4			15	-0,13	7,22	10	0,75	1,05	0,22	1,59	< 0,05	18,9	15,5			
VH4			19	-0,01	7,22	9,73	0,76	1,01	0,22	1,67	< 0,05	20	15,5			
VH4	2006-05-17	14	0	8,64	7,10	8,59	0,32	0,71	0,04	< 0,10	< 0,05	17,3	4,6			0,3
VH4			5	8,36	7,12	8,67	0,33	0,79	0,04	< 0,10	0,06	17,4	4,8			
VH4			15	7,42	7,14	8,76	0,34	0,78	0,04	< 0,10	0,11	18	5			
VH4			18	7,38	7,14	8,77	0,34	0,8	0,04	< 0,10	0,08	17,8	5			
VH4	2006-07-18	7,5	0	20,57	7,39	6,56	0,07	0,5	0,04	< 0,10	< 0,05	21,7	5,9			0,6
VH4			5	20,46	7,38	6,57	0,08	0,61	0,04	< 0,10	0,07	24,5	5,9			
VH4			15	6,01	7,39	7,81	0,64	0,98	0,04	< 0,10	< 0,05	19,5	8,3			
VH4			18	4,21	7,50	7,63	0,7	1,22	0,03	< 0,10	< 0,05	22,4	11,5			
VH4	2006-09-20	5,5	0	14,72	7,28	6,91	0,32	0,84	0,05	< 0,10	0,05	20,5	10,3			1,7
VH4			5	14,67	7,28	6,92	0,33	0,89	0,04	< 0,10	< 0,05	21,8	10,3			
VH4			15	13,06	7,32	6,68	0,43	0,92	0,04	0,14	0,58	20	10,9			
VH4			18	9,94	7,37	6,39	0,59	0,96	0,09	0,31	0,48	19,2	12,5			
VH4	2006-11-14	10	0	6,99	7,62	7,57	0,61	0,9	0,34	1,49	0,07	18,8	12			1,5
VH4			5	6,96	7,62	7,57	0,61	0,92	0,34	1,4	< 0,05	19,2	12			
VH4			15	6,93	7,63	7,56	0,61	0,92	0,31	1,1	< 0,05	18,8	11,8			
VH4			19	6,87	7,64	7,59	0,64	0,89	0,35	1,22	0,09	18,1	12			

Bilaga 4  
2(4)

Station	Datum	Sikt djup m	Djup m	Temp C	Salinitet psu	O2 ml/l	PO4 umol/l	Tot-P umol/l	NO2 umol/l	NO3 umol/l	NH4 umol/l	Tot-N umol/l	SiO4 umol/l	POC µmol/l	PON µmol/l	Kloro fyll-a ug/l
K6	2006-01-17	7,1	0	1,87	7,10	9,16	0,82	1,2	0,24	2,47	< 0,05	20,9	16,8	19,6	1,9	1,3
K6			5	1,89	7,10	9,15	0,83	1,05	0,24	2,42	< 0,05	20,3	16,7			
K6			15	2,31	7,17	9,04	0,8	1,07	0,1	2,12	< 0,05	19,7	16			
K6			25	2,24	7,20	9	0,83	1,14	0,14	2,33	< 0,05	20,1	16,4	18,3	1,4	
K6	2006-02-15	8	0	0,67	7,08	9,37	0,82	1,1	0,21	2,11	< 0,05	21,5	16,5	34,6	3,6	1,3
K6			5	0,69	7,08	9,38	0,81	1,11	0,2	2,09	0,06	21,4	16,5			
K6			15	0,97	7,19	9,29	0,81	1,03	0,17	1,85	0,16	19,7	15,9			
K6			25	1,52	7,32	9,12	0,82	1,09	0,17	1,87	0,1	19,9	15,9	23,4	2,2	
K6	2006-03-14		0	-0,06	7,13	9,78	0,75	1,08	0,25	1,57	0,05	19,5	14,9			1,6
K6			5	-0,09	7,19	9,79	0,74	1,06	0,25	1,54	0,15	19,5	14,8			
K6			15	-0,06	7,20	9,77	0,75	1,13	0,24	1,53	0,11	20,3	14,9			
K6			25	-0,01	7,20	8,94	0,76	1,01	0,23	1,55	< 0,05	18,6	15,1	24,2	2,1	
K6	2006-04-19	4,5	0	4,07	6,38	9,73	0,11	0,73	0,12	0,86	< 0,05	23,8	4,8	52,7	6,2	4,6
K6			5	3,49	6,94	10,06	0,14	0,63	0,04	< 0,10	0,06	19,1	0,2			
K6			15	2,08	7,08	10,53	0,41	0,9	0,04	< 0,10	0,07	18,6	1			
K6			25	1,88	7,12	10,14	0,5	1,05	0,04	< 0,10	0,09	19	1,9	55,5	3,9	
K6	2006-05-17	8	0	7,4	6,79	8,61	0,24	0,72	0,04	< 0,10	< 0,05	19,3	2,1	22,7	2,6	0,6
K6			5	7,27	6,79	8,64	0,24	0,72	0,04	< 0,10	< 0,05	19,1	2,1			
K6			15	5,53	7,09	8,98	0,38	0,87	0,04	< 0,10	< 0,05	19,1	3,1			
K6			25	4	7,12	8,86	0,47	0,92	0,05	< 0,10	0,11	18,2	3,7	17	1,8	
K6	2006-06-13	10	0	17,26	6,59	7,21	0,2	0,64	0,06	< 0,10	0,16	20,8	4,3	20,3	3	0,4
K6			5	12	6,98	7,94	0,27	0,73	0,03	< 0,10	< 0,05	18,3	4,1			
K6			15	4,26	7,20	8,56	0,53	0,98	0,02	< 0,10	0,78	17,9	7,4			
K6			25	3,59	7,29	8,39	0,61	1,07	0,04	< 0,10	0,07	17,6	9,3	14,6	2	
K6	2006-07-18	7,5	0	14,62	7,05	7,51	0,34	0,79	0,04	< 0,10	< 0,05	20,5	5,8	28,5	3,4	1,4
K6			5	9,15	7,24	8,22	0,36	0,83	0,04	< 0,10	< 0,05	21	6,7			
K6			15	4,54	7,36	7,63	0,62	1,08	0,03	< 0,10	< 0,05	19,7	11			
K6			25	3,99	7,39	7,35	0,72	1,14	0,05	< 0,10	0,09	19,3	12,6	19,1	1,8	
K6	2006-08-15	8	0	20,18	7,23	6,27	0,25	0,71	0,06	0,13	0,17	21,9	6,8	22,8	3,3	2,4
K6			5	20,18	7,23	6,07	0,26	0,74	0,06	0,17	0,21	22,4	6,7			
K6			15	20,17	7,25	6,84	0,24	0,78	0,05	< 0,10	0,14	23,4	6,6			
K6			25	18,99	7,23	5,29	0,45	1,17	0,09	0,5	1,22	25,1	9,2	28,8	2,6	
K6	2006-09-19	7	0	15,1	7,18	7,05	0,22	0,75	0,03	< 0,10	< 0,05	20,3	9,1	26,7	3,5	2,3
K6			5	14,93	7,17	6,96	0,23	0,74	0,03	< 0,10	0,07	21,2	9			
K6			15	14,66	7,18	6,87	0,26	0,72	0,04	< 0,10	0,25	19,8	9,3			
K6			25	13,76	7,22	7	0,36	0,83	0,04	< 0,10	0,26	20,8	9,3	17,6	1,9	
K6	2006-10-17	8	0	12,63	7,36	7,14	0,3	0,72	0,03	< 0,10	0,12	19,7	9,3	21,8	2,8	1,7
K6			5	12,6	7,36	7,2	0,3	0,87	0,03	< 0,10	0,35	18,2	9,3			
K6			15	9,37	7,36	7,18	0,55	1,03	0,07	< 0,10	0,21	17,8	11,3			
K6			25	5,75	7,50	6,48	0,74	0,27	0,34	0,34	0,08	13,4	12,2	12,2	1,2	
K6	2006-11-14	8	0	6,6	7,57	7,67	0,68	1,06	0,35	0,89	0,08	20,5	12,7	19,5	2	1,8
K6			5	6,61	7,57	7,64	0,67	1,03	0,34	0,9	0,12	20,2	12,7			
K6			15	6,64	7,58	7,66	0,67	1,05	0,34	0,88	0,06	18,9	12,6			
K6			25	6,45	7,78	6,96	0,76	1,05	0,22	1,34	0,07	18,2	13,6	16,5	1,6	
K6	2006-12-14	5	0	6,61	7,25	6,93	0,76	1,08	0,72	4,08	0,22	25,5	16,9	26,4	4,5	0,9
K6			5	6,6	7,25	7,88	0,74	1,08	0,67	3,86	0,22	25,4	16,8			0,9
K6			15	6,56	7,43	7,86	0,76	1,13	0,68	3,65	0,22	24,7	15,8			
K6			25	6,6	7,45	7,92	0,77	1,11	0,65	3,61	0,14	24,5	16	37,4	3,8	
K7	2006-01-17	5,5	0	1,29	2,08	9,28	1,1	1,46	5,26	40,89	7,18	79,4	85,7			1,1
K7			5	6,97	9,05	1,03	1,32	2,01	5,59	2,17	2,17	28	19,5			
K7			10	2,17	7,07	8,42	1,02	1,3	0,73	3,62	1,9	24	20,1			
K7	2006-03-14	6	0	0,79	5,76	9,47	1,03	1,32	0,81	10,37	3,81	36,5	38,3			1
K7			5	0,07	7,15	9,82	0,85	1,19	0,38	2,06	1,31	22,1	15,7			
K7			10	0,22	7,18	9,75	0,88	1,19	0,36	1,69	1,18	21,5	15,2			
K7	2006-05-17	7	0	9,92	4,28	7,38	0,87	1,51	2,95	16,81	1,53	48,6	53,3			2
K7			5	5,59	6,99	8,81	0,43	0,91	0,19	0,47	0,09	19,8	3,7			
K7			10	5,14	7,04	8,75	0,45	0,98	0,09	0,26	0,23	19,6	3,4			
K7	2006-07-18	6	0	17,13	6,71	6,85	0,63	1,53	3,63	1,97	0,22	32,6	10,7			0,5
K7			5	10,71	7,22	7,83	0,47	0,95	0,11	< 0,10	0,11	20,4	7,4			
K7			10	7,26	7,29	7,13	0,8	1,2	0,11	0,21	1,21	21,2	10,5			
K7	2006-09-20	4,5	0	15,65	7,02	6,71	0,59	1,53	0,17	0,37	1,59	29,4	10,7			3,7
K7			5	14,86	7,16	7,34	0,34	0,9	0,05	0,19	0,42	21,1	9,2			
K7			10	14,72	7,17	7,11	0,36	0,87	0,05	0,15	0,68	20,5	9,5			
K7	2006-11-14	3	0	7,22	6,03	6,84	2,79	5,23	0,48	11,09	2,11	56,9	35,8			1,3
K7			5	6,54	7,51	7,42	0,82	1,15	0,43	1,82	0,2	20,3	14,9			
K7			10	6,53	7,53	7,37	0,72	1,18	0,38	1,72	0,21	20,4	14,5			
K12	2006-01-17	5,3	0	0,7	6,54	9,41	0,74	1,02	0,33	4,42	0,41	25,4	22,8			0,8
K12			5	1,15	6,92	9,32	0,77	1,04	0,33	2,5	0,25	21,2	18,5			
K12			8	1,27	7,00	9,26	0,81	1,08	0,33	2,31	0,26	21,4	17,9			
K12	2006-03-14		0	0,11	5,52	9,62	0,46	0,85	0,25	6,29	2,81	33,5	43,4			1,4
K12			5	-0,15	7,04	10	0,63	0,97	0,19	0,84	0,11	20	15,9			
K12			7	-0,24	7,12	9,96	0,59	1,76	0,14	1	< 0,05	28,3	14,6			
K12	2006-05-16	7	0	9,13	6,73	6,73	0,15	0,67	0,06	< 0,10	0,06	21,2	4,7			
K12			5	7,93	6,94	8,58	0,26	0,67	0,05	< 0,10	0,09	19,6	3,2			
K12			9	7,66	7,00	8,68	0,31	0,67	0,04	< 0,10	0,1	17,9	3,4			
K12	2006-07-18	5,5	0	17,72	7,01	6,61	0,34	0,98	0,04	< 0,10	0,14	25,3	6,4			1,7
K12			5	17,48	7,09	7,12	0,34	0,86	0,03	< 0,10	< 0,05	22,1	5,8			
K12			9	9,71	7,25	7,66	0,56	1,01	0,04	< 0,10	0,15	20,2	8,4			
K12	2006-09-19	5	0	16,09	6,87	7,05	0,28	0,9	0,05	< 0,10	< 0,05	22,9	9,3			3,3
K12			5	15,18	7,06	7,16	0,31	0,83	0,03	< 0,10	0,05	20,7	7,7			
K12			9	14,07	7,12	6,88	0,41	0,9	0,05	0,12	0,07	21,2	11,1			
K12	2006-11-13		0	6,39	6,93	7,12	0,64	0,97	0,4	3,37	0,85	24,6	20,7			0,4
K12			5	6,43	6,98	7,73	0,63	0,97	0,39	3,22	0,78	24,3	20,2			



Station	Datum	Sikt djup m	Djup m	Temp C	Salinitet psu	O2 ml/l	PO4 umol/l	Tot-P umol/l	NO2 umol/l	NO3 umol/l	NH4 umol/l	Tot-N umol/l	SiO4 umol/l	POC µmol/l	PON µmol/l	Kloro fyll-a ug/l
NY	2006-01-16		0	0,83	7,16	9,51	0,82	1,15	0,28	1,92	0,55	22,5	16,5			1,3
NY			5	0,84	7,16	9,55	0,8	1,13	0,29	1,92	0,6	22,7	16,5			
NY			15	0,75	7,21	9,44	0,79	1,08	0,33	2,29	0,42	21,7	18			
NY	2006-03-14		0	-0,22	6,62	10,33	0,43	0,8	0,16	6	0,67	29,3	30,5			1,3
NY			5	0,3	7,17	9,67	0,53	0,9	0,09	1	0,69	20,6	16,4			
NY			14	2,14	7,27	8,42	0,77	1,1	0,19	2,47	1,99	24	24,1			
NY	2006-05-16	6	0	10,01	6,78	7,84	0,09	0,69	0,06	< 0,10	< 0,05	20,9	5,9			1,3
NY			5	9,75	6,79	7,83	0,1	0,73	0,06	< 0,10	< 0,05	22,1	6			
NY			15	7,89	6,94	7,83	0,27	1,2	0,07	< 0,10	< 0,05	24,6	6,4			
NY	2006-07-17	4,5	0	19,29	7,03	6,75	0,24	0,96	0,04	< 0,10	< 0,05	24,4	12,8			2,5
NY			5	14,41	7,13	6,38	0,45	1,14	0,05	< 0,10	< 0,05	22,4	18			
NY			15	8,95	7,27	7,09	0,59	1,07	0,05	< 0,10	< 0,05	19,9	12,4			
NY	2006-09-19	5,5	0	16,36	7,07	6,64	0,53	1,28	0,05	< 0,10	0,15	25,1	19,9			1,5
NY			5	15,96	7,10	6,41	0,57	1,24	0,07	0,13	0,35	23,7	20,1			
NY			15	9,47	7,31	5,51	0,94	1,38	0,19	0,45	0,6	19,5	22,9			
NY	2006-11-13		0	6,78	7,21	7,9	0,69	1,06	0,25	1,85	1,04	22,4	22,3			0,6
NY			5	6,78	7,21	7,82	0,69	1,08	0,25	1,85	0,98	23,4	22,3			
NY			15	7,01	7,27	7,69	0,74	1,15	0,28	1,95	1,04	22,8	21,6			
KAARV4	2006-01-16		0	0,6	7,20	9,56	0,75	1,08	0,37	2,39	0,45	22,7	17,9			1,9
KAARV4			5	0,65	7,20	9,55	0,75	1,05	0,34	2,3	0,41	22,1	17,9			
KAARV4			15	0,71	7,20	7,07	0,74	1,17	0,35	2,25	0,54	23,3	17,9			
KAARV4	2006-05-16	6	0	11,07	6,59	7,8	0,08	0,62	0,06	< 0,10	< 0,05	21,1	5,8			1,3
KAARV4			5	10,86	6,60	7,76	0,08	0,61	0,05	< 0,10	< 0,05	21,3	5,9			
KAARV4			15	5,31	7,11	8,83	0,41	0,77	0,04	< 0,10	0,07	18,9	5,5			
KAARV4	2006-07-17	4,5	0	19,63	7,14	8,84	0,44	0,88	0,05	< 0,10	0,07	19,6	5,7			2,9
KAARV4			5	15,28	7,00	6,74	0,2	0,8	0,05	< 0,10	< 0,05	24,2	12,3			
KAARV4			15	8,95	7,01	6,71	0,21	0,94	0,05	< 0,10	< 0,05	25,3	12,2			
KAARV4	2006-09-19	4	0	16,57	7,12	6,83	0,42	1,11	0,05	< 0,10	0,09	32,4	15,5			3,7
KAARV4			5	15,55	7,12	6,83	0,42	1,11	0,05	< 0,10	0,09	32,4	15,5			
KAARV4			15	10,59	7,25	6,11	0,71	1,19	0,14	1,31	0,31	20,6	18,9			
KAARV4	2006-11-13		0	8,26	7,32	6,32	0,76	1,13	0,22	0,69	0,52	17,8	16			0,9
KAARV4			5	6,91	7,34	7,83	0,73	1,09	0,33	1,84	0,8	21,5	20,1			
KAARV4			15	6,92	7,34	7,74	0,73	1,1	0,33	1,84	0,82	22,1	20,1			
KAARV4			5	6,71	7,47	7,79	0,74	1,05	0,37	1,58	0,61	20,6	16,8			
KAARV4			20	6,65	7,54	8,08	0,74	1,06	0,39	1,41	0,56	19,9	14,7			
K21	2006-01-16		0	0,49	7,22	9,67	0,71	1	0,34	2,09	0,5	20,9	17,6			1,3
K21			5	0,49	7,22	9,6	0,7	1,01	0,34	2,08	0,53	21,6	17,5			
K21			15	0,47	7,28	9,57	0,68	1,11	0,33	1,99	0,67	23,1	17,5			
K21	2006-03-13		0	-0,28	6,27	9,53	0,31	0,95	0,4	11,69	2,29	43,1	40,6			2,5
K21			5	0,04	7,12	9,42	0,42	0,9	0,08	1,15	0,29	22,3	16,8			
K21	2006-05-16	5	0	12,08	6,41	7,56	0,09	0,73	0,09	1,77	1,54	22,8	19,7			2,6
K21			5	11,76	6,40	7,5	0,09	0,69	0,07	< 0,10	< 0,05	24,4	8,4			
K21			15	6,39	7,02	8,24	0,35	1,48	0,04	0,52	< 0,05	25,6	7			
K21	2006-07-17	4,2	0	19,33	6,98	6,64	0,19	0,91	0,05	< 0,10	< 0,05	25,9	10,8			1,3
K21			5	18,92	6,99	6,57	0,22	0,87	0,05	< 0,10	< 0,05	26,7	11,4			
K21			15	7,56	7,31	6,97	0,62	1,22	0,05	< 0,10	< 0,05	24,5	12,2			
K21	2006-09-19	4,5	0	16,06	7,10	6,94	0,47	1,2	0,04	< 0,10	< 0,05	23,3	18,4			1,6
K21			5	14,86	7,14	6,81	0,51	1,23	0,04	< 0,10	0,08	22,9	18,6			
K21			15	9,37	7,29	6,18	0,7	1,13	0,16	0,55	0,09	19,3	16,6			
K21	2006-11-13	7	0	6,73	7,39	7,84	0,7	1,09	0,31	1,51	0,73	20,6	19,2			2,4
K21			5	6,74	7,39	7,84	0,7	1,07	0,31	1,5	0,65	20,8	19,1			
K21			15	6,83	7,46	7,66	0,75	1,14	0,33	1,69	1,01	21,2	19			
K19	2006-01-16	> 4,5	0	0,56	7,16	9,52	0,74	1,05	0,26	1,63	0,77	20,9	17,1	18,5	1,8	1
K19			4	0,56	7,18	9,52	0,75	1,13	0,26	1,43	0,77	21,4	16,9	24,3	2,3	
K19	2006-02-15		0	-0,28	7,19	9,66	0,81	1,16	0,27	1,52	0,39	23,7	15,6	16,7	1,4	1,2
K19			4	-0,23	7,22	9,6	0,82	1,14	0,24	1,1	0,36	22,9	14,7	14,9	1,2	
K19	2006-03-13		0	-0,13	7,20	9,71	0,78	1,14	0,12	0,37	0,7	20,3	9,8	25,4	2,2	1,2
K19			4	-0,21	7,27	10,18	0,73	1,18	0,09	0,12	0,26	20,8	7,4	31	3,1	
K19	2006-04-19	4	0	7,66	5,99	8,47	0,08	0,62	0,27	6,55	0,29	32,9	0,6	48,9	5,8	3
K19			4	7,6	5,99	8,53	0,08	0,63	0,27	6,6	0,24	33,3	0,6	56,7	5,6	
K19	2006-05-16	> 4,2	0	13,43	6,79	6,97	0,12	0,8	0,05	< 0,10	< 0,05	25	3,1	43,4	4,8	0,9
K19			4	13,36	6,79	6,97	0,12	0,84	0,05	< 0,10	< 0,05	24,6	3,2	41,9	5	
K19	2006-06-13	> 4,5	0	19,83	6,63	6,97	0,19	0,86	0,05	< 0,10	0,07	25,5	7,1	29,6	5	1
K19			4	16,64	6,97	7,85	0,3	2,02	< 0,02	< 0,10	0,25	36	6,1	30,6	4,7	
K19	2006-07-17	3,5	0	19,61	7,11	6,77	0,8	1,72	0,07	< 0,10	< 0,05	29,6	11,8	62,9	8,2	2,2
K19			4	15,2	7,15	7,15	0,93	1,61	0,12	0,2	0,19	26,2	12,3	38,8	5,6	
K19	2006-08-15	> 4,5	0	19,33	7,12	5,97	0,88	1,77	0,08	< 0,10	0,07	29,5	12,2	105,8	14,6	7,5
K19			4	19,34	7,12	6,13	0,89	1,95	0,09	< 0,10	< 0,05	32,5	12,2	57,2	7,9	
K19	2006-09-19	> 4,5	0	16,97	7,14	5,35	0,71	1,37	0,18	0,59	2,11	26,5	9,2	26,9	3,2	1
K19			4	16,77	7,14	5,93	0,78	1,39	0,17	0,46	2,12	26	9,7	21,5	2,6	
K19	2006-10-17	> 4,5	0	11,64	7,31	8,4	0,46	0,96	0,14	0,32	0,54	24	15,8	19,5	2,5	2,1
K19			4	11,63	7,31	7,22	0,46	0,7	0,13	0,33	0,62	19,6	15,8	22,1	1,8	
K19	2006-11-13	> 4,5	0	5,71	7,35	7,96	0,56	0,94	0,34	1,83	2,49	22,8	22,3	24,7	2,4	1,3
K19			4	5,72	7,36	7,94	0,57	0,91	0,34	1,78	2,39	21,2	22	26,5	2,2	
K19	2006-12-12		0	6,1	7,15	8,25	0,47	1,15	0,55	5,69	2,56	36,1	23,4	113,8	9,9	2
K19			4	6,11	7,15	9,29	0,47	1,16	0,55	5,78	2,55	36,1	23,4	93,5	8,8	
KL8	2006-01-16	> 1,5	0	0,31	4,21	8,4	0,56	1,3	0,73	130,01	7,52	175,8	122,5			1,1
KL8	2006-03-13		0	-0,24	5,44	5,88	0,69	1,46	0,37	32,69	8,04	73,8	78			2,7
KL8	2006-05-16	0,7	0	12,77	6,25	7,71	0,04	2,66	0,06	0,13	< 0,05	53,6	9,5			18,9
KL8	2006-07-17	> 1,5	0	23,93	7,27	7,22	0,76	2,37	0,06	0,29	0,17	47,6	5,3			6,6
KL8	2006-09-19	> 1,5	0	18,15	6,84	6,57	0,74	2,23	0,09	0,12	< 0,05	41,8	5,5			7,1
KL8	2006-11-13		0	4,5	6,50	7,22	0,78	1,23	0,77	30,6	8,14	65,8	47,1			1,9

**Bilaga 4**  
**4(4)**

Station	Datum	Sikt djup m	Djup m	Temp C	Salinitet psu	O2 ml/l	PO4 umol/l	Tot-P umol/l	NO2 umol/l	NO3 umol/l	NH4 umol/l	Tot-N umol/l	SiO4 umol/l	POC µmol/l	PON µmol/l	Kloro fyll-a ug/l
S10	2006-09-19	> 6.0	0	17,04	7,11	6,51	0,32	0,9	0,04	< 0.10	0,05	20,9	10,4			2
S10			5	16,95	7,11	6,27	0,38	0,91	0,06	0,19	0,28	21,2	9,9			
K24	2006-09-20	8	0	13,7	7,17	8,19	0,41	0,9	0,04	0,1	0,2	19,7	8,3			1,1
K24			5	13,48	7,23	7,06	0,41	0,9	0,03	0,1	0,06	19,2	8,9			
K24			9	13,13	7,25	6,88	0,43	0,88	0,04	0,1	0,19	19	9,6			
K26	38979	4,5	0	16,54	7,05	6,7	0,52	1,21	0,05	0,11	0,05	25,3	19,5			1,6
K26			5	16,19	7,07	6,56	0,45	1,22	0,02	0,1	0,06	26,8	19,3			
K26			7	15,85	7,09	6,44	0,55	1,21	0,05	0,1	0,08	24,1	19,6			
K27	38980	7	0	14,99	7,16	6,62	0,32	0,84	0,03	0,1	0,31	21,4	8,5			1
K27			5	14,99	7,16	6,63	0,32	0,8	0,04	0,1	0,31	20,3	8,6			
K27			9	14,26	7,18	5,96	0,65	1,18	0,05	0,1	0,58	21,7	13,9			
K28	38979	5,5	0	15,68	7,13	7,17	0,26	0,96	0,04	0,1	0,05	22,7	8,7			2,8
K28			5	15,6	7,12	7,11	0,26	0,9	0,03	0,1	0,05	22	8,7			
K28			14	14,71	7,17	6,89	0,38	0,96	0,05	0,1	0,11	22,7	9,6			
K29	38979	6,5	0	16,04	7,03	6,97	0,31	0,84	0,03	0,1	0,05	21,3	7,6			1,9
K29			5	16,01	7,06	6,98	0,31	0,77	0,03	0,1	0,05	21,5	7,3			
K29			10	13,26	7,13	7,04	0,46	0,91	0,04	0,1	0,24	19,8	10,7			
K30	38980	6,5	0	15,18	7,15	6,89	0,31	0,82	0,03	0,1	0,15	21,9	8,9			1,8
K30			5	15,18	7,14	6,66	0,31	0,84	0,03	0,1	0,21	20,7	9			
K30			10	10,44	7,26	6,15	0,9	1,39	0,05	0,1	0,23	21,7	14,5			
L12	38980	4,5	0	15,27	7,30	6,85	0,5	1,23	0,04	0,1	0,18	23,8	9,1			2,7
L12			5	15,18	7,30	6,77	0,51	1,23	0,04	0,1	0,24	23,5	9,2			
K1	38980	2	0	15,56	7,24	7,03	0,6	1,52	0,16	0,96	0,51	27,8	9,2			4,6

## Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.

Klassningen är gjord efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

### Statistisk tillståndsklassning av lösta närsalter och totalhalter av kväve och fosfor i ytvatten (0-10 m), syrgas i bottenvatten samt siktdjup år 2006.

(Naturvårdsverket: rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet)

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-februari samt sommarvärden juli-augusti (ytskikt 0-10 m)

Station	Djup m	Siktdjup m	O <sub>2</sub> ml/l	Tot-P			NO <sub>2+3</sub> -N		Tot-N		Tot-N	
				µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l		
KL8	2	månad	aug		jan	jan	juli	jan	jan	jan	juli	
		mv	-	-	0,56	1,3	2,37	130,74	7,52	175,8	47,6	
		<b>klass</b>	-		3	4	5	5	5	5	5	
K19	4	mv	-	5,93	0,8175	1,15	1,86	1,4525	0,3675	23,3	31	
		<b>klass</b>	-	2	4	4	5	1	1	2	4	
K21	15	mv	4,35	6,18	0,7025	1,0075	0,88	2,4225	0,5225	21,425	26,5	
		<b>klass</b>	2	1	3	3	4	1	1	2	4	
KAARV4	20	mv	4,25	6,32	0,75	1,0575	0,905	2,67	0,42	22,25	25,025	
		<b>klass</b>	2	1	3	3	4	1	1	2	3	
NY	16	mv	5	5,51	0,805	1,135	1,095	2,2075	0,5875	22,65	22,9	
		<b>klass</b>	2	2	4	4	5	1	1	2	3	
K12	10	mv	5,25	6,88	0,7705556	1,04333	0,9267	3,321111111	0,29667	22,4111	22,567	
		<b>klass</b>	2	1	4	3	4	1	1	2	3	
K7	10	mv	5,25	7,11	1,045	1,35	1,1575	16,425	3,355	39,85	23,65	
		<b>klass</b>	2	1	5	5	5	4	4	4	3	
K6	27	mv	8	5,29	0,8275	1,1075	0,82	2,6725	0,05	21,425	22,275	
		<b>klass</b>	1	2	4	3	4	1	1	2	3	
VH1	12	mv	4	5,74	0,815	1,1	1,075	2,62	0,05	20,7	24,625	
		<b>klass</b>	2	2	4	3	5	1	1	2	3	
VH3A	16	mv	6,25	6,42	0,79	1,025	0,855	2,1425	0,05	18,9	20,825	
		<b>klass</b>	1	1	4	3	4	1	1	1	2	
VH4	20	mv	6,5	6,39	0,7725	1,02	0,5825	2,145	0,05	18,775	23,8	
		<b>klass</b>	1	1	4	3	2	1	1	1	3	

Station K1-K30 samt S10 och L12 har provtagits under september månad och bedömts som sommarvärden

K26	2	mv	4,5				1,215				25,879
		<b>klass</b>	2				5				3
K29	11	mv	6,5				0,8225				21,025
		<b>klass</b>	1				4				2
K28	8	mv	5,5				0,915				22,175
		<b>klass</b>	1				4				3
K30	10	mv	6,5				0,9725				21,25
		<b>klass</b>	1				4				2
K27	15	mv	7				0,8956				20,917
		<b>klass</b>	1				4				2
K24	11	mv	8				0,8956				19,294
		<b>klass</b>	1				4				2
S10	6	mv	-				0,905				21,05
		<b>klass</b>	-				4				2
L12	6	mv	4,5				1,23				23,65
		<b>klass</b>	2				5				3
K1	2	mv	-				1,52				27,8
		<b>klass</b>	-				5				4

**Avvikelseklassning från jämförvärde för näringsämnen i ytvatten (0-10 m)  
samt siktdjup för västra Hanöbukten och Blekinge under 2006.**

(Naturvårdsverket: rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljökvalitet)

**Klass**

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

**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 samt sommarvärden juli-augusti (ytskikt 0-10 m)

Station	Vatten- omsättn. klass	Djup m		Siktdjup m	PO <sub>4</sub> P µmol/l	Tot-P µmol/l	Tot-P µmol/l	NO <sub>2+3</sub> -N µmol/l	NH <sub>4</sub> µmol/l	Tot-N µmol/l	Tot-N µmol/l
			månad	aug	jan	jan	juli	jan	jan	jan	juli
KL8	1	2	mv	-	2,80	3,71	11,85	65,37	75,20	14,65	3,97
			<b>klass</b>	-	4	5	5	5	5	5	5
K19	1	4	mv	-	2,40	3,38	9,30	0,54	3,68	1,79	2,38
			<b>klass</b>	-	3	4	5	1	2	2	4
K21	2	15	mv	0,63	2,07	2,96	4,40	0,90	5,23	1,65	2,04
			<b>klass</b>	3	3	4	4	1	2	2	3
KAARV4	2	21	mv	0,62	2,21	3,11	4,53	0,99	4,20	1,71	1,93
			<b>klass</b>	3	3	4	4	1	2	2	3
NY	2	16	mv	0,72	2,37	3,34	5,48	0,82	5,88	1,74	1,76
			<b>klass</b>	3	3	4	5	1	2	2	3
K12	1	10	mv	0,53	3,85	2,98	4,63	1,66	2,97	1,87	1,88
			<b>klass</b>	2	5	4	4	2	2	3	3
K7	1	10	mv	0,53	5,23	3,86	5,79	8,21	33,55	3,32	1,97
			<b>klass</b>	2	5	5	5	5	5	4	3
K6	1	27	mv	0,80	4,14	3,16	4,10	1,34	0,50	1,79	1,86
			<b>klass</b>	2	5	4	4	2	1	2	3
VH1	1	12	mv	0,40	4,08	3,14	5,38	1,31	0,50	1,73	2,05
			<b>klass</b>	4	5	4	5	2	1	2	3
VH3	1	16	mv	0,63	3,95	2,93	4,28	1,07	0,50	1,58	1,74
			<b>klass</b>	3	5	4	4	2	1	2	3
VH4	1	20	mv	0,65	3,86	2,91	2,91	1,07	0,50	1,56	1,98
			<b>klass</b>	3	5	4	3	2	1	2	3

Station K24-K30 samt S10 och L12 har provtagits under september månad och bedömts som sommarvärden

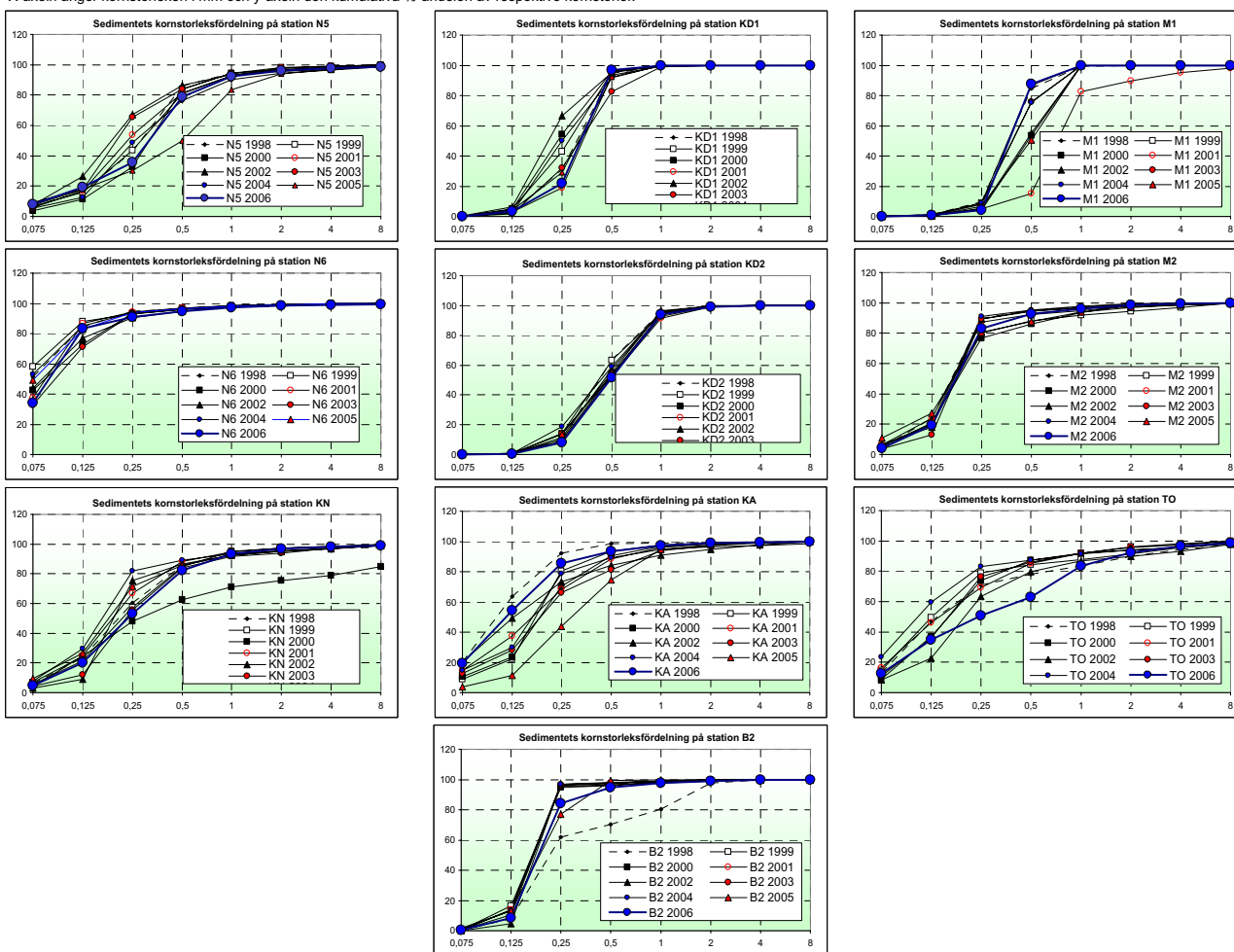
K26	1	8	mv	0,65			6,08				1,99
			<b>klass</b>	3			5			3	
K29	1	11	mv	0,65			4,11				1,75
			<b>klass</b>	3			4			3	
K28	1	8	mv	0,55			4,58				1,85
			<b>klass</b>	3			4			3	
K30	1	10	mv	0,65			4,86				1,77
			<b>klass</b>	3			4			3	
K27	1	15	mv	0,70			4,48				1,74
			<b>klass</b>	3			4			3	
K24	1	11	mv	0,80			4,48				1,61
			<b>klass</b>	2			4			3	
S10	1	6	mv	-			4,53				1,75
			<b>klass</b>	-			4			3	
L12	1	6	mv	0,45			6,15				1,97
			<b>klass</b>	4			5			3	
K1	1	2	mv	-			7,60				2,32
			<b>klass</b>	-			5			4	

Resultat av sedimentprovtagningar 2006 på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten. Under tabellen visas siktdiagram från 1998 till 2006 från stationer med "siktbara" sediment.

station	djup, m	prov-tagare	sediment-typ (fältbedömd)	H2S-lukt	oxiderat skikt, cm	vattenhalt, %	glödförlust, %
KD1	14	V	sand	-	>5	50,0	0,2
KD2	14	V	sand	-	>5	63,8	0,1
N7	7	V	FG	++	0,1	93,7	21,3
L12	6	V	FG	+	3	82,3	7,0
N5	7	V	grusig sand	-	>5	58,9	1,1
N6	16	V	finsand m FG	-	>5	83,1	8,2
M1	16	V	sand	-	>5	53,7	0,2
M2	17	V	sand	-	>5	70,9	1,1
KA	15	V	grusig sand	-	>5	56,3	0,7
KN	23	V	(grusig) sand	-	>5	69,8	1,1
T/H	39	V	gyttig lera	+	>5	83,1	5,6
TÖ	15	V	grusig sand(2 cm) på lera	-	>2	58,9	1,1
RY	10	V	FG	++	1	94,5	22,5
B2	25	V	sand	-	>5	69,3	0,5
K3	9	V	FG	+	1,0	93,1	22,2
N3	10	V	FG	+	0,3	93,2	21,9
KAARV4	21	V	FG	++	0,5	93,7	18,4
N2	14	V	FG	+	0,3	92,5	18,9
K5	13	V	FG	+	0,5	92,1	21,4
N1	15	V	FG	+	0,5	92,7	19,9
K7	7	V	FG	+	1	94,5	21,4
PMK8	4	V	FG	+	0,5		
PMK5	12	V	FG	++	0,5	93,0	22,9
KL11	2	E	FG	++	0,2	96,7	28,9

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

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



## Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2006

Abundans (ind/m<sup>2</sup> +/-SE) för mjukbottenstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten 2006

	KD1		KD2		N7		L12		N5		N6		M1		M2		KA		KN		T/H											
	2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-06-01		2006-05-31											
	14,2	14,0	7,0	5,8	7,0	15,5	15,6	17,1	14,7	23,1	39																					
	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE										
TURBELLARIA																																
Prostoma obscurum	3	3									3	3	3	3																		
NEMATODA																																
Halicryptus spinulosus									25	5	3	3	8	8	94	19			78	10	17	5										
Harmothoe sarsi	3	3													3	3																
Nereis diversicolor	22	3	6	3			8	8	44	28			6	3			17	5														
Pygospio elegans	1894	597	1054	195			8	5	1420	109			4531	1571	3306	274	2762	1165	1431	161	3	3										
Streblospio shrubsoli			3	3																												
Marenzelleria viridis	8	0	22	10					3	3			141	5			125	48														
Fabricia sabella																	3	3														
Fabriciella baltica	75	14	97	12	8	8	22	15	275	14	33	17	236	118	261	24	316	71	241	5												
OLIGOCHAETA	6	6																														
MYSIS SP.	3	3															3	3	53	10	6	6										
Diastylis rathkei																																
Sphaeroma hookeri																																
Cyathura carinata									3	3	3	3			28	7			8	8	14	6										
Saduria entomon									3	3																						
Idotea chelipes									3	3																						
JAERA SP.	6	6																														
Jaera albifrons																																
GAMMARUS SP.																																
Gammarus locusta	28	28													3	3																
Gammarus oceanicus																																
Gammarus salinus	3	3																														
Monoporeia affinis							3	3	6	6	42	5	8	5	613	139	172	53	216	113	1367	81										
Pontoporeia femorata																					122	10										
Bathyporeia pilosa	1001	183	17	8											6	3																
Leptocheirus pilosus																																
Corophium volutator					3	3	42	27	3	3																						
Corophium lacustre	3	3																														
Crangon crangon																	3	3														
COLEOPTERA							6	6																								
TRICHOPTERA																																
CHIRONOMIDAE	14	7			940	132	3134	351	42	29	6	3	17	10																		
Chironomus plumosus							3	3																								
Theodoxus fluviatilis																																
HYDROBIA SP.	166	91	47	25			19	10	3	3			44	44																		
Potamopyrgus antipodarum	19	19			8	8	125	34	17	10																						
RISSOA SP.																																
Radix peregra AGG.																																
Mytilus edulis	402	361	11	3			6	6	25	17			42	38	25	5	11	7	92	55												
Cerastoderma glaucum	3	3					6	3					3	3																		
Macoma baltica <5mm	25	13	53	18	122	17	311	26	1678	685	83	13	86	54	75	13	14	10	19	3	19	7										
Macoma baltica 5-10mm	19	10	72	7	197	22	275	30	19	10	6	6	80	14	58	22	3	3	47	17	6	3										
Macoma baltica >10mm	22	15	8	0	47	23	31	14	31	6	177	56	80	12	100	24	33	19	78	10	61	20										
Macoma baltica tot	67	17	133	25	366	29	616	67	1728	696	266	67	247	57	233	38	50	25	144	29	86	15										
Mya arenaria	6	6	17	13	19	7	53	15	22	7			183	154			19	12														
summa	3730	496	1406	194	1345	144	4049	317	3616	783	372	90	5460	1757	4562	347	3480	1178	2263	183	1614	107										
antal arter	20		10		6		14		15		8		14		8		11		8		7											

Biomassa (g WW/m<sup>2</sup> +/-SE) på mjukbottenstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten 2006

	KD1		KD2		N7		L12		N5		N6		M1		M2		KA		KN		T/H											
	2005-05-11		2005-05-12		2005-05-11		2005-05-11		2005-05-11		2005-05-11		2005-05-11		2005-05-11		2005-05-10		2005-05-10		2005-05-10											
	14,2	14,0	7,0	5,8	7,0	15,5	15,6	17,1	14,7	23,1	39																					
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE										
TURBELLARIA																																
Prostoma obscurum	0,00	0,00									0,00	0,00	0,01	0,01																		
NEMATODA																																
Halicryptus spinulosus									1,80	1,13	0,01	0,01	0,21	0,21	1,71	0,78			1,20	0,42	0,86	0,76										
Harmothoe sarsi	0,34	0,34																														
Nereis diversicolor	0,55	0,15	0,32	0,16			0,11	0,11	0,17	0,06			0,24	0,13			0,31	0,17														
Pygospio elegans	1,89	0,60	1,05	0,20			0,01	0,00	1,42	0,11			4,53	1,57	3,31	0,27	2,76	1,16	1,43	0,16	0,00	0,00										
Streblospio shrubsoli			0,01	0,01																												
Marenzelleria viridis	0,28	0,02	0,73	0,41					0,02	0,02			5,25	1,01			4,68	1,65														
Fabricia sabella																																
Fabriciella baltica	0,07	0,01	0,10	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,27	0,01	0,03	0,01	0,24	0,12	0,26	0,02			0,00	0,00	0,24	0,00										
OLIGOCHAETA	0,08	0,08																														
MYSIS SP.	0,01	0,01																														
Diastylis rathkei																																
Sphaeroma hookeri																																
Cyathura carinata																																
Saduria entomon																																
Idotea chelipes									0,00	0,00	0,13	0,13			7,57	2,19			0,74	0,74	7,36	2,92										
JAERA SP.	0,01	0,01																														
Jaera albifrons																																
GAMMARUS SP.																																
Gammarus locusta	0,53	0,53													0,01	0,01																
Gammarus oceanicus																																
Gammarus salinus	0,06	0,06																														
Monoporeia affinis							0,01	0,01	0,00	0,00	0,03	0,01	0,07	0,04	2,91	0,44	0,93	0,30	0,94	0,50	10,88	1,31										
Pontoporeia femorata																					0,77	0,14										
Bathyporeia pilosa	2,46	0,27	0,04	0,02											0,02	0,01																
Leptocheirus pilosus																																
Corophium volutator					0,04	0,04	0,32	0,20	0,02	0,02																						
Corophium lacustre	0,02	0,02																														
Crangon crangon							0,04	0,04																								
COLEOPTERA																																
TRICHOPTERA																																
CHIRONOMIDAE	0,03	0,01			7,17	0,18	26,11	2,24	0,16	0,13	0,05	0,05	0,27																			







Resultat av algprofilprovtagningar i Blekinge och Skåne 2006 - fältobservationer

station	datum	tångbältets övre gräns (m)	tångbältets undre gräns (m)	djupaste tångplanta (m)	rödalg 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	2006-09-06			>5,3	>9	>9	<<5	ej	ej
H 2	2006-09-06	0,2	2,6	3,5	>9,6	9,6	100	ej	ej
H1	2006-09-07	0,2	1,5	>4,1	>6,2	>10	50	ej	ej
MA 11	2006-09-07			2,4	>10	>10	<<5	ej	ej
MA 9	2006-09-04	0,3	0,9	2,0	>6	>6	<<5	70	0,5-0,7
MA 8	2006-09-19				>6	>6	0		
MA 7	2006-09-19			2,4	9,7	9,7	0		
MA 6	2006-09-19	0,2	0,9	4,5	>9,5	10,0	<<5	62	0,7-1,2
MA 5	2006-09-11			1,4	9,3	9,3	0		
MA 5 B	2006-09-11	0,4	2,3	3,1	>6,7	>6,7	75	ej	ej
MA 4	2006-09-11	0,5	0,6	6,7	>10,5	≈10,5	<<5	17	0,3-0,5
MA 3	2006-09-12	0,3	2,4	5,5	5,5	5,5	100	80	1,2-2,4
MA 2	2006-09-20	0,7	1,6	3,9	>10	≈10	75	46	1,3-1,6
MA 2 B	2006-09-20	0,2	3,0	3,2	4,5	4,5	100	ej	ej
LösS	2006-09-18		*	>6,5	>11,1	>11,1	<<5		0,3-0,4
MA 1	2006-09-18	0,2	0,8	0,8	>4,4	>4,4	<<5	13,5	0,4-0,7
MA 15	2006-09-21			>6	>9	>9	<<5	ej	ej

\* kvar väst om linjen 0,3-0,7m

station	datum	max täckning för Fucus (%)	djup för max tångtäckn (m)	rekrytering (0-2)	betning (0-2)	nedslamn (0-2)	påväxt (0-2)	maxtäckning rödalg (%)	djup för maxtäckning rödalg (m)
H 3	2006-09-06	50	0,3	1	0	0	1	100	5,1-7
H 2	2006-09-06	100	0,6-1,6	1	1	0	1	75-100	3,5-4,0
H 1	2006-09-07	75	1	1	1	0	1	75	1,2-2,0
MA 11	2006-09-07	1	0,5	1	2	0	1	75-100	0,9-6
MA 9	2006-09-04	100	0,5-0,9	1	1	0	2	100	1,8-6
MA 8	2005-08-31	0				1		100	6
MA 7	206-09-19	10	2,4	1	1	0	0	100	5,8-9,6
MA 6	2006-09-19	100	0,3	1	1	0	1	100	2,8-7
MA 5	2006-09-11					2		75	5,1-6,4
MA 5 B	2006-09-11	75	0,4-1,8	1	0	1	1	75	6,1
MA 4	2006-09-11	25-50	0,3-0,5	1	1	0	1	75-100	2,5-8
MA 3	2006-09-12	100	0,3-1,1	1	0	2	2	25	2,4-3,7
MA 2	2006-09-20	75	0,9-1,6	1	0	0	1	25	1,7-3,9
MA 2 B	2005-09-07	100	0,9-2,6	1	0	1	1	25	2,3-3,0
LösS	2006-09-18	<5**	1,7	1	0	0	1	100	5,0-7,0
MA 1	2006-09-18	25-50	0,1-0,4	1	0	0	1	100	3,0-4,4
MA 15	2006-09-21	<5	2,4-2,7	0-1	0	1	1	75-100	1,9-3,2

\*\* Fucus 75-100% kvar V om linjen på 7,5-15 m fr 0-punkten

Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor (medel ±SE, n=3) på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2006

Datum : Djup (m) : Täckningsgrad (%)	Simris 2006-09-06						Karakås 2006-09-06						Rakö 2006-09-07									
	0,8		1,5		3,5		0,7		1,8		3,3		0,5		0,9		1,9					
	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE				
Rivularia atra	1,3	0,4					0,7	0,8								3,7	0,4	3,3	1,1	0,7	0,4	
Furcellaria lumbricalis	7,0	1,2			0,3	0,4					0,7	0,4						0,3	0,4	1,0		
Phyllophora sp							31,7	10,2														
Ceramium nodulosum																		0,7	0,4			
Ceramium gobbii	17,3	10,9	22,7	2,9	2,7	1,8	21,0	15,3	11,3	11,4	0,3	0,4	25,0	3,5	1,0							
Polysiphonia fucoides	20,7	8,6	27,3	15,3	20,0	24,5	1,7	2,0	8,3	4,1	93,3	2,0	1,7	0,8	19,0	19,0	56,0	10,7				
Polysiphonia fibrillosa			0,3	0,4083					0,7	0,4	1,3	0,4										
Rhodomela confervoides																					0,3	0,4
Aglaothamnion roseum																						
Dictyosiphon foeniculaceus																						
Pilayella littoralis	3,7	1,1	0,7	0,4			5,0	1,4	1,7	0,4						0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	0,4	
Elachista lubrica	0,7	0,4					1,3	0,4					1,0									
Chorda filum																						
Fucus serratus	3,3	1,1	7,0	8,6			47,3	24,8	60,0	19,7												
Fucus vesiculosus	1,7	0,8	3,3	4,1			15,7	2,9	5,0	0,3	0,4	0,4	7,0	5,0	36,3	20,9	32,3	11,5				
Cladophora glomerata	3,7	2,7							0,3	0,4			37,7	2,0	5,0	3,7	0,3	0,4				
Cladophora rupestris	0,7	0,4	0,3	0,4	1,0				0,3	0,4	0,3	0,4										
Summa täckning (%)	59,7	2,7	61,3	8,6	23,7	23,5	124,3	7,6	87,7	8,7	96,3	2,2	76,3	3,9	69,3	15,2	98,0	2,5				
Substrat %	100,0		100,0		76,7		100,0		100,0		76,7		100,0		100,0		76,7	2				
Antal arter	9,3	0,8	3,7	1,1	1,3	0,4	6,7	0,8	6,3	0,8	3,7	0,8	6,3	0,4	8,0	5,7	0,8					

Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2006 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.

Algbiomassor i rödalgsbältet (g DW/m<sup>2</sup>) i Blekinge 2006

	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
RIVULARIA SP.	155,53	69,04	17,93	9,13	101,70	69,17	140,61	34,22	268,57	8,90	11,32	3,46	234,78	27,97	0,11	0,02	7,73	6,58	171,33	128,43	70,97	25,06	155,18	23,98
Furcellaria	11,76	5,11	0,96	0,79	0,95	0,59	2,53	1,90	8,41	7,48	0,62	0,55	1,56	0,80			0,43	0,41	2,29	1,48	1,53	0,74	31,21	16,33
PHYLLLOPHORA SP.	0,06	0,05									0,08	0,02					0,20	0,18						
Aglaothamnion					0,01	0,01	4,64	2,58					0,23	0,22					9,71	5,27				
Ceramium	0,32	0,30			20,98	3,45	5,13	1,51			1,48	0,87	3,18	3,06	8,84	3,93	25,09	7,29	0,91	0,67	0,59	0,48	2,76	0,94
Polyisiphonia	62,33	7,21	52,83	11,10	11,83	3,05	19,33	5,19	43,51	6,71	5,32	1,99	33,48	4,95	13,84	7,67	44,98	13,21	28,43	16,94	52,43	11,68	67,58	5,51
Polyisiphonia	3,11	0,63	2,33	1,16	0,15	0,11	0,38	0,38	2,41	0,85	0,06	0,03	2,38	0,51	0,87	0,46	0,34	0,34	0,26	0,21	21,06	6,94	0,57	0,30
Rhodomela	33,07	5,76	0,09	0,07	1,48	0,58	1,78	0,80	40,03	11,44	0,03	0,03	4,37	1,08	0,06	0,03	0,10	0,09	1,08	0,59	0,54	0,45	0,42	0,18
PIECTO COIL					0,19	0,19					10,47	4,48			0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02				
Elachista															0,05	0,05								
Stictyosiphon									0,01	0,01	0,02	0,02			5,85	2,10								
Dictyosiphon	0,01	0,01									0,01	0,01			0,05	0,05								
foeniculaceus															0,87	0,54								
SPHACELARIA SP.															9,93	9,66								
Fucus															0,07	0,05					0,03	0,01		
vesiculosus															0,06	0,06								
ENTEROMORPHA SP.											0,13	0,11			0,06	0,06								
Enteromorpha											0,31	0,16			0,03	0,02								
intestinalis																								
CLADOPHORA SP.											0,06	0,05			0,10	0,10								
Cladophora	0,13	0,13									0,06	0,05	0,10	0,10										
glomerata																								
Cladophora																								
rupestris																								
Spirogyra											0,06	0,05												
Summa	286,30	62,19	74,14	14,85	137,28	71,60	174,39	40,95	362,94	30,37	29,96	9,39	280,08	23,48	40,65	13,54	78,87	20,41	214,04	120,02	147,15	29,16	257,72	43,64
Antal arter	9		5		8		7		7		14		8		14		8		9		8		6	

Påväxtalger i tångbältet (g DW/100 gDW tång) i Blekinge 2006

	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
Obest blågrönalg	0,00	0,00							0,00	0,00			1,59	0,47			0,00	0,00			0,00	0,00		
RIVULARIA SP.	2,49	1,78	2,42	0,65			0,00	0,00	0,01	0,00	0,41	0,03	0,51	0,19	1,45	0,68	0,00	0,00	0,58	0,50	0,05	0,05		
Aglaothamnion									0,01	0,01					0,04	0,04	0,02	0,02						
Ceramium									2,05	0,67					0,01	0,01								
tenuicome									2,26	0,69					1,19	1,19								
Polyisiphonia	0,02	0,02	1,58	0,10			0,57	0,18			0,10	0,06	0,03	0,01										
Playella			5,90	2,71			1,00	0,18																
Elachista			0,02	0,01			0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00												
Dictyosiphon			0,00	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00														
foeniculaceus			0,00	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00														
Cladophora			0,00	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00														
glomerata			9,93	2,17			1,57	0,33	4,34	1,36	0,52	0,06	2,13	0,29	2,70	1,27	0,03	0,02	0,58	0,50	0,06	0,04		
aestuarii																								
Lyngbya																								
Summa	2,52	1,77	9,93	2,17			1,57	0,33	4,34	1,36	0,52	0,06	2,13	0,29	2,70	1,27	0,03	0,02	0,58	0,50	0,06	0,04		
Antal arter	3		6				4		6		3		3		4		4		1		5			
Medelvikt för blåstångsruskor (DW):	118,6	57,4	67,8	19,7			88,7	12,6	101,3	21,2	78,0	8,3	49,5	11,2	52,1	16,3	59,8	9,3	79,2	30,7	81,2	24,3		

Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2006 - djurliv i tångbältet

Abundans (ind/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2006

Datum:	MA11 06-09-07		MA9 06-09-04		MA8 06-09-19		MA7 06-09-19		MA6 06-09-19		MA5 06-09-11		MA4 06-09-11		MA3 06-09-12		MA2 06-09-20		LÖSS 06-09-18		MA1 06-09-18		MA15 06-09-21	
	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE
Prostoma																								
Balanus							1	1			46	34			106	69	89	43			5			
MYSIS SP.										2	1			0	0	0	1							
Sphaeroma														0	0	0	0							
CYATHURA SP.														17	17	17	1							
Idotea	78	39	2	2			4	0	25	16	78	16	26	9	47	15	164	32	133	11	207			
Idotea											3	1		16	9	5	3							
Idotea	12	5	4	2			1	1	18	5	0	0	48	12	12	9	0	0	34	16				
JAERA SP.																								
Gammarus	4	2							0	0	7	2	37	3	65	38	1	1	78	59	1	1	1	1
Gammarus	21	15	70	20			5	2	4	1	23	4	37	3	65	38	1	1	2	2	54	16	16	
Gammarus	26	23	195	123					1	1	3	1			0	0	0	0	2	2	2	2	2	
Calliopius																								
Leptochirus											0	0			0	0	1	0						
Palaemon											0	0			68	43	1	0						
Palaemon											0	0			1	1	5	2						
Palaemon											0	0			1	1	1	1						
ZYGOPTERA																								
CHIRONOMIDAE																								
Theodoxus																								
HYDROBIDAE	2	1									203	79	0	0	612	126	13	1	25	22	291	104		
Potamopygus											2	0			1510	647	100	9			53	21		
antipodarum											348	187									53	21		
RISSOA SP.											23	20	3	3	53	25	165	54			1	0		
LYMNAEA SP.											13	11			1066	448	22	2			21	9		
Mytilus	2	1	4	2			14	5			13	11			9561	659	6	6			12	2		
Cerastoderma																								
glaucum																								
BRYOZOA																								
Summa total	143,647	84,9541	321,73	135,447			40,0804	3,77187	49,5307	19,38	751,356	299,736	113,524	23,2082	13139,8	1299,87	566,551	120,19	274,511	68,1339	652,306	88,192		
Antal arter:	7		10				8		7		16		5		21		13		6		13			

Biomassa (g WW/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2006

Datum:	MA11 06-09-07		MA9 06-09-04		MA8 06-09-19		MA7 06-09-19		MA6 06-09-19		MA5 06-09-11		MA4 06-09-11		MA3 06-09-12		MA2 06-09-20		LÖSS 06-09-18		MA1 06-09-18		MA15 06-09-21	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
Prostoma																								
Balanus							0,03	0,03			1,53	1,19			0,00	0,00	1,85	0,80			0,20	0,18		
MYSIS SP.											0,01	0,01			0,00	0,00	0,01	0,01						
Sphaeroma															0,00	0,00	0,01	0,01						
CYATHURA SP.															0,01	0,01	0,01	0,01						
Idotea	3,20	1,21	0,09	0,05			0,21	0,03	1,10	0,71	2,15	0,37	0,78	0,21	1,25	0,33	6,00	1,01	4,90	0,18	8,41	0,52		
Idotea											0,03	0,01			0,14	0,07	0,03	0,02	0,01	0,01				
Idotea															0,14	0,07	0,01	0,01	0,81	0,38				
JAERA SP.																								
Gammarus																								
Gammarus	0,05	0,03	0,00	0,00							0,00	0,00			0,01	0,00	0,04	0,02	3,84	2,69	0,02	0,01		
Gammarus	0,45	0,24	3,85	1,78			0,25	0,13	0,12	0,03	0,62	0,17	1,12	0,09	0,79	0,36	0,04	0,02	0,04	0,04	3,38	0,95		
Calliopius																					0,05	0,05		
Leptochirus																								
Palaemon																								
Palaemon											0,06	0,06			0,25	0,25	1,00	0,23			0,00	0,00		
Palaemon											0,06	0,06			0,25	0,25	1,00	0,23			0,00	0,00		
ZYGOPTERA																								
CHIRONOMIDAE																								
Theodoxus											3,48	1,08	0,01	0,01	5,78	1,39	0,18	0,02	1,51	1,35	6,62	2,13		
HYDROBIDAE															7,24	2,39	0,58	0,03			0,25	0,11		
Potamopygus																								
antipodarum											1,22	0,60			0,00	0,00	0,00	0,00			0,05	0,04		
RISSOA SP.																								
LYMNAEA SP.																								
Mytilus											5,35	4,57	0,23	0,23	94,68	16,86	33,67	11,33			0,05	0,04		
Cerastoderma											0,14	0,12			151,24	6,25	0,38	0,18			3,71	0,72		
glaucum											11,94	8,64			0,02	0,02	17,86	0,99			0,10	0,03		
BRYOZOA																								
Summa	4,21	1,78	8,36	3,19			3,00	0,14	1,60	0,75	28,73	16,06	2,68	0,53	286,97	23,32	61,60	13,43	11,11	6	22,80	13		
Antal arter:	7		10				8		7		16		5		21		13		6		13			

### Innehåll av kol, kväve och fosfor (mg/g torrsvikt) i blåstång vid unde sökningar i Blekinge 2006

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.

Station	Kol-C	Kväve-N	Fosfor-P
Ma11	346	8,0	2,2
Ma9	355	11	2,0
Ma8			
Ma7	346	14,0	2,2
Ma6	327	10	2,1
Ma5	364	16	3,1
Ma4	344	8,1	2,7
Ma3	374	9,9	2,1
Ma2	358	14,0	2,2
Ma1	349	9,9	2,1
Löss	345	13	2,2
Ma15			

### Kvoter mellan kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar Blekinge 2006.

Station	N/P	C/N	C/P
Ma11	3,6	43	157
Ma9	5,5	32	178
Ma8			
Ma7	6,4	25	157
Ma6	4,8	33	156
Ma5	5,2	23	117
Ma4	3,0	42	127
Ma3	4,7	38	178
Ma2	6,4	26	163
Ma1	4,7	35	166
Löss	5,9	27	157
Ma15			


  
N-begr  
P-begr  
C-begr

	<b>Ma11</b>	<b>Ma9</b>	<b>Ma7</b>	<b>Ma6</b>	<b>Ma5</b>	<b>Ma4</b>
Kväve	0,006	-0,168	-0,043	-0,085	-0,113	<b>-0,600</b>
Fosfor	<b>0,474</b>	0,353	<b>0,501</b>	0,374	0,447	0,343
N/P	-0,381	-0,329	<b>-0,488</b>	-0,472	<b>-0,565</b>	<b>-0,639</b>
antal år	17	17	16	13	13	13

	<b>Ma3</b>	<b>Ma2</b>	<b>Ma1</b>	<b>Löss</b>	<b>Blek</b>
Kväve	-0,241	-0,322	-0,254	0,060	-0,441
Fosfor	0,212	0,227	<b>0,618</b>	-0,061	0,468
N/P	<b>-0,561</b>	-0,465	<b>-0,712</b>	0,135	<b>-0,642</b>
antal år	13	17	16	9	11
	antal stationer :				10

gräns f signifikans	
antal år	r-värde
9	0,632
11	0,576
13	0,532
16	0,482
17	0,468

# Bilaga 14

## 1(1)

### Halter av tungmetaller i sediment vid undersökningen i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.

Halterna anges både i förhållande till torrsubstans (mg/ kg TS) och organisk halt (mg/kg Gf)

Halter i mg/kg TS (torrsubstans)

	TOST	VALJ	N7	L12	N6	KM	T/H	REF	RY	14	N1	PMK6	Jämför-
	06-09-25	06-09-25	06-09-25	06-09-25	06-09-20	06-09-19	06-09-20	06-09-12	06-09-11	06-09-12	06-09-20	06-09-18	värden*
Torrsubstans (%)	58,5	35,2	13,4	41,5	73,3	63	35,3	19,7	17,8	20,1	20,7	19,8	
Glödförlust (% av TS)	3,9	9,9	33,7	8,5	1,6	4,2	8,6	23	24,9	24,5	22,6	23,6	
Totalt org. Kol	1,7	4,3	15,6	3,0	0,5	1,8	3,8	10,2	11,5	11,0	10,2	10,7	
Total Kväve	2 200	5 200	19 000	5 100	670	2 600	5 300	13 000	14 000	14 000	12 000	15 000	
Total Fosfor	640	820	1 500	750	990	1 200	1 200	1 500	1 500	1 900	2 300	1 500	
Bly	3,8	15	39	34	5,6	17	29	61	80	77	64	35	25
Kobolt													12
Koppar	4,3	16	53	19	3,7	25	21	55	64	60	52	47	15
Krom	5,5	15	44	16	6,6	19	29	49	48	46	40	36	40
Nickel	3,6	12	40	9,8	3,3	19	23	42	35	35	30	31	30
Kadmium	0,28	0,95	2,8	0,66	0,48	0,49	0,32	1,2	2,50	0,84	0,9	1,80	0,2
Kvicksilver	0,014	0,047	0,12	0,088	0,042	0,1	0,055	0,15	0,32	0,31	0,280	0,100	0,04
Zink	21	59	170	87	29	80	87	150	220	150	170	110	85

Halter i mg/kg Gf (glödförlust)

	TOST	VALJ	N7	L12	N6	KM	T/H	REF	RY	14	N1	PMK6
	06-09-25	06-09-25	06-09-25	06-09-25	06-09-20	06-09-19	06-09-20	06-09-12	06-09-11	06-09-12	06-09-20	06-09-18
Torrsubstans (%)	58,5	35,2	13,4	41,5	73,3	63	35,3	19,7	17,8	20,1	20,7	19,8
Glödförlust (% av TS)	3,9	9,9	33,7	8,5	1,6	4,2	8,6	23	24,9	24,5	22,6	23,6
Totalt org. Kol	45	44	46	36	33	43	44	44	46	45	45	45
Total Kväve	56 410	52 525	56 380	60 000	41 875	61 905	61 628	56 522	56 225	57 143	53 097	63 559
Total Fosfor	16 410	8 283	4 451	8 824	61 875	28 571	13 953	6 522	6 024	7 755	10 177	6 356
Bly	97	152	116	400	350	405	337	265	321	314	283	148
Kobolt												
Koppar	110	162	157	224	231	595	244	239	257	245	230	199
Krom	141	152	131	188	413	452	337	213	193	188	177	153
Nickel	92	121	119	115	206	452	267	183	141	143	133	131
Kadmium	7	10	8	8	30	12	4	5	10	3	4	8
Kvicksilver	0,36	0,47	0,36	1,04	2,63	2,38	0,64	0,65	1,29	1,27	1,24	0,42
Zink	538	596	504	1 024	1 813	1 905	1 012	652	884	612	752	466

\* Jämförvärden kommer från Naturvårdsverkets rapport 4914, 1999.

## Halter av olika mijögifter i sediment vid undersökningen i Blekinge och västra Hanöbukten 2006.

### Ftalater och Klorparaffiner (halter i mg/kg TS)

	Ft1 06-09-12	Ft2 06-09-12	RY 06-09-12	REF 06-09-12	PMK6 06-09-18
Torrsubstans (%)	29,6	17,6	19,5	18,1	18,8
Glödförlust (% av TS)	17,3	27,3	26,0	23,5	24,5
Totalt org. Kol (% av TS)	6,7	14,2	11,6	10,1	10,6
Total Kväve	5 600	9 100	15 000	12 000	15 000
Total Fosfor	1 200	1 900	1 400	1 500	1 500
Dimetylfталат	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dietylfталат	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dibutyfталат	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Di-(2)etylhexylfталат	2,5	2,6	<0,1	<0,1	<0,1
Butylbensylfталат	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Klorparaffiner	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

### Extraktivämnen (halter i mg/kg TS)

	TOST 06-09-25	VALJ 06-09-25	N6 06-09-20	T/H 06-09-20
Torrsubstans (%)	60,6	42,2	70,2	39,5
Glödförlust (% av TS)	3,1	7,9	1,7	8,9
Totalt org. Kol (% av TS)	1,36	3,56	0,56	3,53
Total Kväve	2 000	4 600	950	5 700
Total Fosfor	610	840	940	1 300
<i>Fettsyror</i>				
Octadecanoic acid	2,18	3,01	nd	3,75
Tetradecanoic acid	2,4	2,9	nd	8,79
Palmitoic acid	2,34	3,4	nd	3,59
Hexadecanoic acid	4,53	4,3	1,44	17,91
<i>Hartssyror</i>	nd	nd	nd	nd
<i>Steroler</i>	nd	nd	nd	nd
<i>Alkanoler</i>	nd	nd	nd	nd
Totalt extraktivämnen	11,6	13,6	1,4	34

\* = de klorerade fenoler som analyserats

är följande (samtliga i halter <0.1 mg/kg TS)

<u>Klorerade Fenoler</u>	<u>Klorerade Katekoler</u>
2,4-diklorfenol	4,5-diklorcatekol
2,4,6-triklorfenol	3,4-diklorcatekol
2,3,4,6-tetraklorfenol	3,4,5-triklorcatekol
pentaklorfenol	Tetraklorcatekol
<u>Klorerade Guajakoler</u>	<u>Klorerade Syringoler</u>
5-monoklorguajakol	3-monoklorsyringol
4,6-diklorguajakol	3,5-diklorsyringol
4,5-diklorguajakol	3,4,5-triklorsyringol
3,4,5-triklorguajakol	
4,5,6-triklorguajakol	<u>Klorerade Vanilliner</u>
Tetraklorguajakol	5-monoklorvanillin
	6-monoklorvanillin
<u>Klor. Syringaldehyder</u>	5,6-diklorvanillin
2-monoklorsyringaldehyd	
2,6-diklorsyringaldehyd	

### Klorerade fenoler (halter i mg/kg TS)

Totalt klorfenoler *	nd	nd	nd	nd
----------------------	----	----	----	----

### EOX (halter i mg/kg TS)

EOX	<0,1	0,3	<0,1	0,2
-----	------	-----	------	-----

nd = ej detekterbar halt

## Bilaga 16

### 1(2)

#### Konsulternas Kvalitetssäkringsarbete under 2006

---

##### Redovisning av Högskolan i Kalmars kvalitetssäkringsarbete 2006

- Deltagande i provningsjämförelser

Inga nationella provningsjämförelser har genomförts under 2006.

- 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. 2006 inköptes två nya djupmätare som vid första dyktillfället kalibrerades med övriga och med uppmätt djup. Vid studierna på algprofiler sker 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. De vågar som används vid vägning av biologiskt material kontrolleras av en certifierad firma (Tillquist).

Köpta analyser har enbart utförts av ackrediterade laboratorier.

- Referensmaterial

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



## Redovisning av SMHI:s kvalitetssäkringsarbete 2006

- **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. Dessutom är SMHI som helhet sedan 2003-07-01 kvalitets- och miljöcertifierade, enligt ISO 9001:2000 respektive ISO 14001:1996.

- **Revision på ackrediterade laboratoriet utförd av SWEDAC**

Förnyad bedömning av ackrediteringen utförd 2006-05-15. Resulterade i 8 stycken avvikelser. SWEDAC-bedömarens sammanfattande omdöme var att "Kvalitetssystemet är uppbyggt på ett överskådligt sätt och innefattar det som behövs för verksamheten". Laboratoriet rekommenderades fortsatt ackreditering förutsatt att åtgärdade avvikelser kunde godkännas. Korrigerande åtgärder har godkänts och laboratoriet har erhållit förnyad ackreditering.

- **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, Totalkväve, Total-fosfor, Fosfat, Silikat, Klorofyll *a*. Bra resultat.

Deltagit i provningsjämförelse för analys av CHN med elementaranalys, anordnad av Mikro Kemi AB. Goda resultat.

- **Provtagning**

Provtagningen sker enligt rekommendationer i HELCOM Guidelines for the COMBINE Programme (<http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>), och utföres enbart av utbildad SMHI-personal.

- **Provhantering**

Provhantering sker enligt våra metodbeskrivningar. Vår ackreditering täcker provhantering och analys av samtliga kemiska analysparametrar, samt fr.o.m hösten 2004 även växtplankton.

- **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.

Elisabeth Sahlsten (Kvalitetsansvarig Oceanografiska enheten, SMHI)