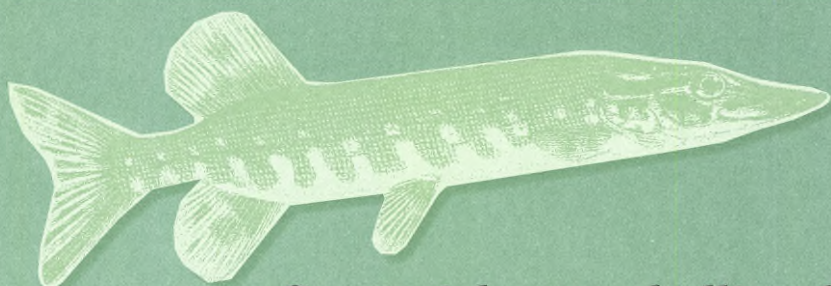




Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket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

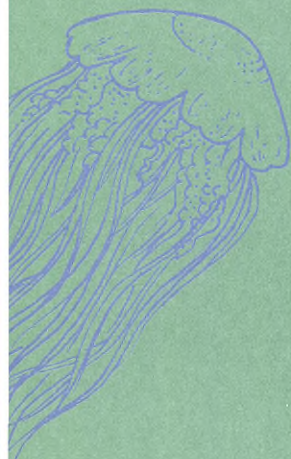
This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may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





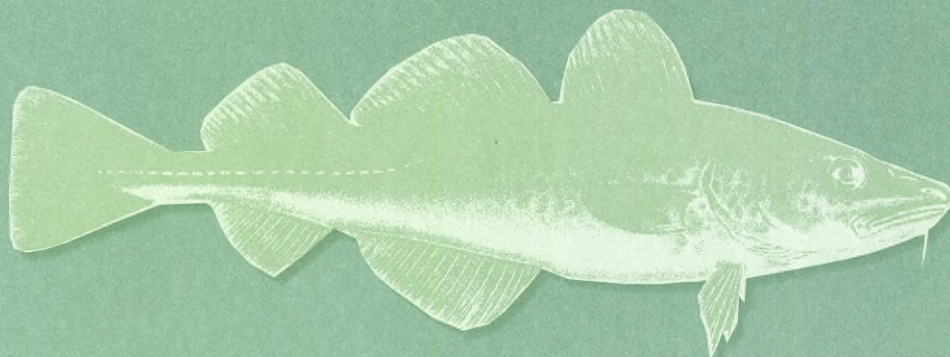
Strategisk musselodling för att skapa kretslopp och balans i ekosystemet – kunskapsöversikt och förslag till åtgärder

JOEL HAAMER, ANN SOFI HOLM, LARS EDEBO, ODD LINDAHL, FREDRIK NORÉN, BODIL HERNROTH



Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös

PETER KARÅS



Ansvarig utgivare: Generaldirektör Karl Olov Öster
Huvudredaktör: Informationsassistent Monica Bergman
Redaktionskommitté: Chef U-avdelningen, Ingemar Olsson
Chef Havsfiskelaboratoriet, Jan Thulin
Chef Kustlaboratoriet, Erik Neuman
Chef Sötvattenslaboratoriet, Stellan F Hamrin
Informationschef, Lars Swahn

FISKERIVERKET producerar sedan september 1997 två nya serier;
Fiskeriverket Information (ISSN 1402-8719)
Fiskeriverket Rapport (ISSN 1104-5906).
Dessa ersätter tidigare serier;
Kustrapport (ISSN 1102-5670)
Information från Havsfiskelaboratoriet Lysekil (ISSN 1100-4517)
Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm (ISSN 0346-7007)
Rapport/Reports från Fiskeriverket (ISSN 1104-5906).

För prenumeration och ytterligare beställning kontakta:
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, Monica Bergman,
178 93 Drottningholm
Telefon: 08-62 00 408, Fax: 08-759 03 38
Artiklar publicerade under 1999, se insidan på pärmens baksida

Tryckt på Storafine miljövänligt papper i 400 ex
Oktober 1999
Göteborgs Länstryckeri AB

ISSN 1104-5906

*Strategisk musselodling för att skapa
kretslopp och balans i ekosystemet –
kunskapsöversikt och förslag till
åtgärder*

JOEL HAAMER, ANN SOFI HOLM, LARS EDEBO, ODD LINDAHL,
FREDRIK NORÉN, BODIL HERNROTH

*Rekryteringsmiljöer för kustbestånd
av abborre, gädda och gös*

PETER KARÅS

Innehåll

Strategisk musselodling för att skapa kretslopp och balans i ekosystemet – kunskapsöversikt och förslag till åtgärder	sid 5-29
Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös	sid 31-65

Strategisk musselodling för att skapa kretslopp och balans i ekosystemet – kunskapsöversikt och förslag till åtgärder

Joel Haamer¹⁾, Ann Sofi Holm²⁾, Lars Edebo²⁾, Odd Lindahl³⁾, Fredrik Norén³⁾, Bodil Hernroth³⁾

¹⁾Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Nya Varvet 31, 426 71 V. Frölunda

²⁾Inst. f. Medicinsk Mikrobiologi, Göteborgs Universitet, Guldhedsgatan 10A, 413 46 Göteborg

³⁾Kristinebergs Marina Station, 450 34 Fiskebäckskil

Innehåll

Sammanfattning	6
Förord	7
Bakgrund	8
Långsiktig och kortsiktig utveckling av tillskottet av näringsämnen till havet	9
Näringsupptag från havet med musselodling	12
Biomanipulering med musslor	14
Exempel på områden där musslor hämmar eutrofiering	16
Remediering av eutrofierade fjordar med musselodlingar	19
Strategier för att minska risken för algtoxiner i odlingar	24
Behovet av remediering på västkusten	25
Referenser	26
English summary: Farming mussels strategically to recycle nutrients and create balance in the ecosystem – a review of knowledge and suggestions for action	29

Sammanfattning

Sustainable Coastal Zone Management (SUCOZOMA) är ett projekt som syftar till att kritiskt granska pågående verksamheter i kustzonen samt undersöka möjligheter för en hållbar utveckling med nya verksamheter. Musselodling är en näring som lever upp till kraven för hållbar utveckling och därför studerar vi förutsättningarna för en utökad odling. Flera forskningsrapporter från skilda håll i världen visar också hur eutrofieringens negativa effekter hämmas av musslornas filtrering av stora volymer kustvatten (Cloern 1982, Kautsky 1982, Meeuwig m fl 1998), och hur biodiversiteten ökar, då musselodlingar etableras (Thulin 1998, Loo & Rosenberg 1983 och Roman & Peres 1989).

Näringen utvecklades i Sverige under början av sjuttioalet (Haamer 1975), men trots goda fysiska förutsättningar och stor framtidstro, stannade expansionen av i början av åttiotalet, framför allt beroende på att algtoxiner periodvis gör musslorna otjänliga som mat (Edebo m fl 1988, Haamer m fl 1990) vilket vållar odlarna stora ekonomiska förluster. En annan bidragande orsak till stagnationen har varit oförmåga att organisera och finansiera den kommersiella verksamheten (Haamer 1997, Kollberg 1999). Legala eller byråkratiska hinder finns

inte idag för en expansion men restriktioner kan förmodligen komma om näringen växer kraftigt och börjar ta plats (Ellegård 1998). Grundförutsättningarna för en positiv långsiktig utveckling är att den åtföljs av forskning och en strikt kontroll, framför allt av algtoxiner men också av miljögifter, bakterier och virus (Kollberg 1999).

Blåmusslan är en filtrerande organism, som lever av att filtrera bort växtplankton och annat organiskt material ur vattnet och omvandla detta till animaliska proteiner användbara till mat eller foder. Kunskapsöversikten belyser musslornas roll i ekosystemet och hur odling kan användas till att utöka musslornas gynnsamma påverkan på miljön. Ett ökat näringsuttag från svenska övergödda kustvatten är önskvärt och möjligt med hjälp av musselodling. Med strategiskt lokaliserade odlingar skulle eutrofieringens negativa effekter, såsom grumligt vatten (stor planktonbiomassa) och döda bottnar (stor nettoproduktion) kunna reduceras i områden med begränsat vattenutbyte (Haamer 1996, Meeuwig m fl 1998). Delar av näringsflödet till havet skulle på ett naturligt sätt kunna återföras till land med musselodlingen, och man kan skapa ett nytt agro-aqua kretslopp för närings- och livsmedelsproduktion i linje med riksdagens planer för kretslopp och hållbar utveckling.

Förord

Den marina kustzonen är en rik biologisk miljö. Produktionen är ofta hög genom god tillgång på näringsämnen i en begränsad, grund vattenmassa. Riklig födotillgång stimulerar tillväxten av varierande bestånd av fisk och skaldjur, vilka i sin tur har bildat basen för kustsamhällets ekonomi. Men tillgången av näringsämnen kan också bli för hög, den kan resultera i övergödning som utarmar havsmiljön och hotar den biologiska mångfalden av alger, fisk och andra organismer. Överskottet av näringsämnen leder till alltför stor produktion av alger som inte betas av högre organismer utan sjunker till botten och ruttnar. Syret kan ta slut, fisken kan fly och bottnarna dö. Risken för det här förloppet är särskilt stor i trånga fjordar i innerskärgården. Samhället försöker skydda havsmiljön genom att öka kväve- och fosforeringen i reningsverken och begränsa läckaget från jordbruket. Men stora mängder näring når ändå kusten. Finns det andra sätt att ta vara på näringsöverskottet i den marina miljön?

När vi tar fisk och skaldjur ur havet bortför vi också näringsämnen och motverkar näringsöverskott. Särskilt effektivt görs detta genom att skörda musslor, både naturligt växande och odlade. Musslor är en världens över uppskattad delikatess, som kan produceras billigt och med hög kvalitet i den bohuslänska skärgården. I forskningsprogrammet *Bärkraftig förvaltning av marina kustresurser* (SU-COZOMA) utforskar vi möjligheten att låta odlade musslor samtidigt producera högkvalitativ föda och förbättra skärgårdens vattenkvalitet.

Anders Carlberg
Programdirektör Bärkraftig förvaltning
av kustresurser (SU-COZOMA)

Adr. Västerhavet
Södra hamngatan 3
S-40340 Göteborg
Sweden.

Bakgrund

Användning av handelsgödsel och hur mycket hamnar i havet

Under femtiotalet tog användningen av handelsgödsel fart, och världsförbrukningen ökade från 14 miljoner ton år 1950 till 129 miljoner ton år 1984. Efter 1984 har ökningstakten mattats, och den årliga ökningen har varit ca 2% per år. I Sverige har man under en längre tid arbetat med system för att skapa kretslopp av närsalter i livsmedelsproduktionen, då man av resurs- och miljöskäl vill reducera tillförseln av nya närsalter.

Bakgrunden till att man nu bör undersöka möjligheter att skapa nya kretslopp för näringsämnen (framför allt kväve och fosfor) är, att det fortfarande är en liten del av tillförd gödselgiva, som återanvänds inom agroekosystemet. Trots betydande åtgärder inom jordbruket och på våra avloppsreningsverk, ökar återanvändningen av närsalter långsamt. Ett av de största hindren för att skapa kretslopp är, att en stor del av tillförd växtnäring ej binds i grödorna utan mer eller mindre direkt förs ut till havet.

Den mängd växtnäring, som fastläggs i grödorna, är 65 000 ton kväve och 11 000 fosfor. Denna del utgör bara 19% av kvävet och 23% av fosfor som tillförs årligen (SCB 1995). Det är framför allt på de delar av denna mindre del, som via vår avföring går till avloppssystemen, man har koncentrerat sina ansträngningar att skapa kretslopp. En del av dessa närsalter lagras i avloppsslam från reningsverk och kan i princip återanvändas, men lantbrukarnas organisationer har varit skeptiska till att använda detta slam med hänsyn till risken för att det är kontaminerat med miljöfarligt avfall.

Den del av närsalterna, som ej binds i jordbruksprodukterna (81% av kvävet och 77% av fosfor), är svårare att komma åt, och en stor del av dessa närsalter hamnar i kustvattnen via diffusa utsläpp. En liten minskning av dessa utsläpp har åstadkommit med ändrade jordbruksmetoder, utbyggnad av våtmarker mm, men en stor del hamnar fortfarande i havet. Framför allt är det angeläget med återanvändning av fosfor, som är en ändlig resurs. Brist på detta näringsämne kommer med nuvarande förbrukning, att medföra problem för livsmedelsproduktionen inom en inte alltför avlägsen framtid.

Långsiktig och kortsiktig utveckling av tillskottet av näringsämnen till havet

Kommer utsläppen av närsalter till havet att minska?

Även om man beräknat att en liten minskning av utsläppen av näringsämnen från Sverige uppnåtts, krävs det mer radikala åtgärder för att väsentligt kunna minska de totala utsläppen till havet i ett längre perspektiv. En mängd processer och mekanismer motarbetar samtidigt denna strävan att minska flödet av näringsämnen från antropogena källor till havet: världens växande befolkning, tilltagande urbanisering, intensiv animalieproduktion som är oberoende av närliggande bete, överkonsumtionen av kväve och fosfor, emission av kväve till atmosfären från förbränning och läckage av fosfor från fosforrika sediment. Mycket kraftfulla politiska åtgärder är uppenbarligen nödvändiga för att minska läckaget av närsalter till kustvattnen (Forsberg 1998).

Faktum är att jordens befolkning fortfarande ökar med 90 miljoner personer årligen vilket innebär att livsmedelsbehovet kommer att vara dubblerat år 2025. För de stora floderna i världen har man visat på ett klart samband mellan befolkningstillväxt i avrinningsområdet och ökning av kvävetillförseln från floderna till havet (Caraco & Cole 1999). Samtidigt är det anmärkningsvärt att den globala spannmålsproduktionen har minskat med 5% från år 1990 till 1995.

På kort sikt ser vi att försäljningen av handelsgödsel i Sverige har minskat något sedan år 1985. 1996 uppgick den till 192 000 ton kväve och 21 000 ton fosfor. Den beräknade totala nettotransporten av kväve från Sydsverige till havet är ca 75 000 ton (SMHI RH 1997). Bidraget till utsläppen från åkermark är i genomsnitt 45%, från avloppsreningsverk 21%, från skog, betesmark och övrig mark 19%, atmosfärsdeposition på vattenytor 11%, industriutsläpp 1–2% och glesbygdsutsläpp också 1–2%. Sedan 1985 då staterna runt Nordsjön åtog sig att

reducera antropogent betingad kvävetransport till Nordsjön och Östersjön med 50% inom en tioårsperiod, anses nettotransporten från Sverige ha minskat med 7% (SMHI RH 1997). Kortsiktigt kanske man kan förvänta sig ytterligare minskning av närsaltsflödet från Sverige till havet, men hur utvecklingen blir på lång sikt är tveksamt. En beredskap för framtiden motiverar att man ser på ytterligare metoder för att skapa kretslopp av närsalter.

Behovet av miljöförbättrande åtgärder i kusthavet ökar

Bioremediering

Bioremediering kallas åtgärder för restaurering av ekologisk balans och förlorade miljökvaliteter, där man använder levande organismer eller bioteknologisk kunskap.

Exempel på bioremediering i Sverige är de restaureringar av näringsrika sjöar som gjorts med hjälp av manipulering i näringskedjan (Hansson 1998).

Havsområden i behov av bioremediering är framför allt fjordar med begränsat vattenutbyte som fått en ökad tillförsel av näringsämnen från lokala antropogena källor. I flera av dessa fjordar har närsaltstillförseln inneburit en ökning av växtplanktonproduktionen vilket i sin tur medfört en förhöjning av syreförbrukningen i djupvattnet, där nu större mängder organiskt material skall brytas ner. Stor växtplanktonproduktion betyder, att vattnet blir grumligt, så att det blir mindre ljus för vegetationen. Detta har medfört en minskad djuputbredning av exempelvis ålgräsängarna, som är en ytterst artrik biotop. Bioremediering av kustvatten såväl som av sjöar, syftar framför allt till att minska planktonbiomassan för att vattnet skall bli klarare och leder också till att sedimentationen av syreförbrukande material minskar.

Tidigare metoder för återföring av närsalter från hav till land.

Tång har använts som gödsel i kusttrakter sedan urminnes tider. Förutom att tången innehåller ungefär lika mycket närsalter som stallgödsel, innehåller den också flera viktiga spårämnen. Användningen av tång som gödsel har upphört nästan helt. Längs stränderna i Sydsverige ligger i dag tångvallarna orörda trots att de tidigare varit en åtråvärd resurs.

Även fisk, som innehåller både kväve och fosfor, har i obearbetad form använts som gödsel i jordbruket, när man inte kunde ta tillvara den på bättre sätt. Under sillperioden från 1750 till 1807 hade man börjat koka tran av sillen och det fanns mer än 2000 trankittlar igång på kusten. Efter att silloljan skummats av lät man resterna – det så kallade grumset gå ut i havet. Ett förbud mot att släppa ut grumset infördes 1784, vilket istället skulle samlas i grumsdammar på land. Grumsdamarna svämmade över och stank vida omkring och missnöjet var utbrett. En del av grumset späddes i slutet av denna sillperiod med vatten och användes till gödning av grödor.

Gödningsämnen var betydligt dyrare förr

I början av nästa sillperiod, som startade ca 1880, komposterades delar av sillfångsterna och användes som gödning särskilt som en stor del av sillen hade dålig kvalitet. Då trankokerierna åter kom igång var man uppmärksam på värdet i sillgrumset, som pressades och torkades till ett gödningsmedel, som kallades sillguano. Kvävehalten i sillguanot var 7–9%, halten fosforsyra 4–6,5% (ca 2% rent fosfor) och kalihalten ca 1%. Runt 1890, vid kulmen av sillperioden, beräknades fabrikena i Bohuslän producera ca 3000 ton sillguano per år, varvid således ca 240 ton kväve och 60 ton fosfor fångades upp från kusthavet och användes i jordbruket som gödning (Otto Petterson 1892). Sillguanot var år 1892 prisnoterat

till 6000 kr per ton enligt dagens penningvärde(1998) och svarade för en stor del av inkomsterna från sillfisket. Beräknat med samma prisproportioner som gäller idag mellan kväve och fosfor var priset för kvävet i sillguano 40 kr och fosfor 142 kr per kg.

Med dagens priser på handelsgödsel (3,6 kr per kg kväve och 13 kr per kg fosfor) inser man omedelbart att det ej går att producera gödsel av sill, tång, musslor eller musselslam till konkurrenskraftiga priser. För 1 ton sillguano skulle således priset i dag vara mindre än en tiondel av vad det var för hundra år sedan eller ca 540 kr.

I handelsgödselpriset ingår 1,8 kr kväveskatt vilket på intet sätt motsvarar de kostnader man har för rening i avloppsreningsverk eller för andra åtgärder, som används för att fånga upp näringsämnena från avlopp och avrinning. Dessa kostnader överstiger betydligt priset för näringsämnena i handelsgödsel men belastar inte lantbrukarna.

Reningskostnader

De faktiska kostnaderna för att vi ej återför kvävet till jordbruket är således inköpspriset 3,6 kr per kilo plus reningskostnader som är 110–140 kr per kilo. Motsvarande kostnader för fosfor är 13 kr per kilo plus 300–600 per kilo fosfor (Ödegaard 1995). Fosfor och kvävereduktion är betydligt billigare i stora reningsverk än i små, och därför har man valt storskaliga lösningar på många ställen, som i Göteborg. Nackdelarna med storskaliga lösningar är att risken för kontaminering med miljöfarligt avfall ökar med antalet anslutna. Följden blir att det är svårt att hitta någon som tar risken, att använda slammet från stora reningsverk.

Faktiska kostnader för livsmedel

För den delen av närsalterna som är bundna i livsmedel är enligt ovan således reningskostnaderna i reningsverken mer

än 10 miljarder kronor per år, vilket betalas av konsumenterna via vatten och avloppsavgiften. En något större mängd närsalter från antropogena källor, än den som kommer till reningsverken, hamnar i havet direkt. Kostnaderna för de miljöskador som detta tillskott förorsakar, bör också till en viss del ingå i produktionskostnaderna för livsmedel. Livsmedel kostar således betydligt mer än vad vi betalar för dem i affären, och i framtidens kretsloppssamhälle bör det vara de

totala kostnaderna som är intressanta, när man jämför alternativa system för livsmedelsproduktion.

Det bör även i detta sammanhang påpekas att svenska fisket återför ca 7500 ton kväve och ca 1300 ton fosfor från havet med sina fångster (beräknat på 300 000 ton fisk per år). Reningsvärdet skulle enligt ovan ligga mellan 1 och 2 miljarder kronor vilket kan jämföras med värdet av fångsten 1997 som var 1,01 miljarder kronor.

Näringsupptag från havet med musselodling



Utsikt från Lyr över Tångesund. I förgrunden tre långlineodlingar med en odlingskapacitet av ca 200 ton vardera. I bakgrunden ytterligare fem odlingar. Foto Joel Haamer.

Musselodling kan användas både för recirkulering av näringsämnen och för bioremediering. Ingen extra näring behöver tillföras musslorna eftersom dessa effektivt utnyttjar den överskotts-näring, som numera finns i våra kustvatten. Musslorna skördar den marina primärproduktionen i form av plankton med dess innehåll av kväve och fosfor genom att filtrera vattnet. Cirka 25% av kvävet lagras i musslans organ och finns tillgänglig för skörd, ca 30% av kvävet sedimenterar i form av fekalier under odlingen och kan muddras upp, och ca 45% av kvävet återgår till vattnet huvudsakligen i form av ammoniumjoner från musslornas metabolism och blir tillgängligt för ny primärproduktion i havet.

Värdet av musslors näringsupptag

Färska odlade musslor innehåller 3,4% kol, 1,1% kväve och 0,07% fosfor. Vid

skörd av ett kilo musslor avlägsnas således kväve och fosfor till ett reningsvärde enligt ovan av 1,5–2 kr från havet. Härigenom städar musselodlingar också upp i havet efter en icke kretsloppsanpassad livsmedelsproduktion på land, där man hittills haft svårt att påtagligt minska läckorna av närsalter.

Totalkostnaderna för odling av ett kilo musslor är likaledes 1,5–2 kr. Musslor betingar ett pris mellan 3 och 10 kr per kilo, vilket innebär att musselodling kan ses som ett typexempel på lönsam kretsloppsanpassad miljövänlig livsmedelsproduktion.

Musselsediment

Odlingarna koncentrerar flödet av syreförbrukande material inte bara genom tillväxten av musslor utan också genom ansamling av fekalier under odlingarna, varvid ungefär tre gånger så mycket se-

diment hamnar där, som på naturliga bottenar intill. Innehållet av organiskt kol i sediment under musselodlingar är ungefär dubbelt så stort som i närliggande sediment eller 10% av torrvikten, medan kvävehalten är densamma, ca 1% av torrvikten. Syreförbrukningen hos en kvadratmeter bottenyta under en odling är beräknad till 1,4 l O₂ per dag (Dahlbäck & Gunnarsson 1981), vilket är ca 7 gånger mer än för ett vanligt kustsediment men mindre än hälften av syreförbrukningen hos sediment under en fiskodling (Holby 1991). Genom odlingars placering kan man således styra och koncentrera nedfallet av syreförbrukande material dit det gör minst skada, från områden med dåligt vattenutbyte till välventilerade bottenar, som klarar extra belastning.

Värdet av att använda musslor eller musselslam som gödning är som synes ytterst marginellt. Jämför man med innehållet av växttillgängliga näringsämnen i rötslam (0,3% kväve och 0,08–0,4% fosfor) som till en viss del återförs till jordbruket i dag, så inser man att denna hantering inte heller kan vara lönsam utan snarare har man ett kvittblivningsproblem som löses på detta sätt. Motsvarande sätt att behandla problemet kunde då vara tillämpligt även för mussel-sedimentet i de fall det skulle bli aktuellt att ta upp det.

Biodiversitet

Musslornas filtrerande av planktonrikt vatten medför en förbättrad vattenkvalitet genom att vattnet blir klarare samtidigt som nedfallet av syreförbrukande material minskar. Musselodlingarna själva skapar också nya biotoper med ett rikt liv av djur och växter (Loo & Rosenberg 1983, Thulin 1998) och bidrar på så vis till en ökad biodiversitet. I spanska flottodlingar hittar man ca 50 arter av djur, i svenska longline odlingar ca 35 arter och vid etablering av bottenodling i Sverige ökade artantalet på botten från 8 till 34.

Musslor skall inte odlas i avloppsvatten

Att recirkulera näringsämnen från havet med hjälp av mussel- eller ostronodlingar föreslogs av den välkände marinbiologen John Ryther med flera från Woods Hole i USA redan 1970. Rythers beräkningar visade att med näringsämnen från ett samhälle med 11000 invånare kunde man producera omkring 500 ton ostronkött varje år. Ryther gjorde också i början av 70-talet storskaliga försök i bassänger på Woods Hole (USA) där han odlade växtplankton i havsvatten uppblandat med kommunalt avloppsvatten. Planktonalgen utgjorde sedan föda för ostron som odlades i närliggande bassänger. Resultaten kommersialiserades inte då man var tveksam till hur marknaden skulle reagera om det kom fram att ostronen indirekt var odlade på avloppsvatten (Ryther m fl 1972)

I Sverige framfördes tankar om att binda ihop land och hav i ett kretsloppssystem för produktion av livsmedel i samband med att musselodlingen startade här i mitten på sjuttio-talet (Haamer 1975). Här har det emellertid aldrig varit tal om att odla musslor i anslutning till avloppsutsläpp, utan tanken har varit att odla i rent men näringsrikt vatten på sådana avstånd från avloppsutsläpp, att bakterier och virus ej utgör något hot. Dessa tankar har bemötts positivt bland majoriteten av marina forskare, men tyvärr har berörda myndigheter ställt sig skeptiska. Under en kortare tid (1981) klassade till och med Naturvårdsverket musselodling som miljöfarlig verksamhet, då man inte skilde på musselodling och fiskodling.

Sedan åttiotalet har det emellertid kommit åtskilliga vetenskapliga publikationer som beskriver filtrerarnas påverkan av eutrofierade marina och limniska system, där det visat sig att just musslor kan dämpa de negativa effekterna avsevärt (Officer m fl 1982, Cloern 1982, Kautsky 1981, Meeuwig m fl 1998).

Bio-manipulering med musslor

Musslornas roll i kustnära ekosystem

För att förstå hur musselodlingar påverkar ekosystemet, kan man studera naturliga system, som domineras av filtrerare. Generellt sett styrs bruttoproduktionen av växtplankton i ett vattenområde av tillgången på närsalter, solljus och mängden plankton, som kan föröka sig. Den mängd växtplankton som sedimenterar till botten (nettoproduktionen) lokalt exempelvis i ett fjordsystem, är därutöver beroende av vattenutbytet och mängden betare som zooplankton och fastsittande filtrerare. I ett fjordsystem med litet vattenutbyte med havet, har de lokala förhållandena naturligtvis större betydelse för nettoproduktionen än i ett fjordsystem med stort utbyte.

Avgörande betydelse för vattenutbytet i fjordar på svenska västkusten är tröskeldjupet, då större delen av utbytet i fjordarna på västkusten drivs av täthetsfluktuationer i havet utanför. Är tröskeln grundare än djupet på språngskiktet (ca 15 m), hämmas utbytet (Aure & Stigebrandt 1989). Fjordarna norr om Orust har grunda trösklar som hämmar vattenutbyte. Vill man uppnå och dokumentera effekter av lokala åtgärder såsom minskade närsaltsutsläpp eller utökad musselodling, kan man således med fördel göra detta i fjordarna norr om Orust.

En jämförande kvantifiering av betydelsen av betare som musslor i förhållande till närsaltskoncentrationer och grumlighet, som bestämmande faktorer för mängden växtplankton (*klorofyll a*) i vattenmassan, har gjorts i 15 estuarier på Prince Edward Island, Canada. I sex av dessa estuarier fanns musselodlingar. Undersökningen visade att musslornas betning fastmer än grumling och koncentrationen av närsalter, var den dominerande faktorn för en begränsning av *klorofyll a*.

Undersökningarna syftade från början till att förklara varför koncentrationen av *klorofyll a* är en till två storleks-

ordningar mindre i marina estuarier, än i sjöar med samma koncentrationer av närsalter. En av förklaringarna till den stora skillnaden mellan salt och sött vatten var att plankton helt enkelt filtrerades bort och lagrades i musslorna i större utsträckning i den marina miljön. Den andra betydande faktorn var starkare strömmar i havet, som förorsakade grumling på grund av uppvirvlat bottenmaterial, vilket minskade djupet av den zon, där ljuset tillåter fotosyntes (Meeuwig m fl 1998). Denna andra faktor är av mindre betydelse längs svenska kusten där strömmarna mestadels är svaga på grund av föga tidvatten.

Musslor är aktiva året om

I ett vanligt pelagiskt ekosystem, där zooplankton utgör de huvudsakliga betarna, kan inte reduktionen av växtplankton ske så fort som i ett system dominerat av musslor: växt- och zooplankton följer i stort sett med samma vattenmassa där zooplanktonpopulationen bestäms av tillgången på växtplankton i just denna vattenmassa. I samband med vårbloomingen växer zooplankton långsamt i våra kalla vatten, och hinner bara beta av 3–9% av nettoproduktionen (Båmstedt 1981) vars huvuddel i stället sjunker till botten. En musselpopulation däremot står beredd att omedelbart med sin fulla kapacitet ta upp näring från den passerande vattenmassan, även när vattnet är kallt på våren (Loo 1991). Denna skillnad i omedelbar betningskapacitet gynnar musslor speciellt i eutrofierade miljöer, där snabba uppblomstringar är vanliga.

Under speciella förutsättningar (se nedan) kan det ske en spontan expansion av musselpopulationer, vilket får en hämmande effekt på eutrofiering. En naturlig musselbank kan innehålla upp till 40 kg musslor per m² (Göta Älvs mynning) vilka kan filtrera 100 m³ vatten per dygn (Jørgensen 1990). Dylika musselpopulationer utarmar vattenmassan på växtplankton snabbt. Vattenutbytet måste då

ske i sådan takt att musslorna får tillräckligt med föda. Stora täta musselbankar kräver mycket näring, med andra ord starka strömmar. På svenska kusten, där det är svaga tidvattenströmmar, kan dylika bankar bara förekomma i områden där vattenhastigheten accelereras på grund av förträngningar.

Tredimensionella odlingar av musslor filtrerar stora vattenvolymer

I hängande odlingar av musslor från långlinor eller flottor är mängden musslor per vattenarealenhet större än i täta musselbankar, genom att musslorna förekommer tredimensionellt i en större volym där vattenmassan passerar. För långlinor räknar man med ca 80 kg per m² och för flottor upp till 200 kg musslor per m² vattenyta. Att man kan odla så tätt beror på att i dessa odlingar hämmas inte vattenutbytet av bottenfriktion, varvid musslorna tillförs näring från alla håll av ofta turbulent strömning. Erfarenheter från Sverige visar också att musslor i hängande odlingar växer betydligt snabbare (ca 1,5 ggr) och har större köttinnehåll (ca dubbelt) än bottenmusslor i samma vattenområde. Hängande odling bedrivs

på svenska västkusten från vattenytan ner till ca 10 m vattendjup och en standard långlineodling täcker ca 2500 m² vattenyta. Produktionen i de bästa områdena är ca 200 ton musslor på 1,5–2 år, varvid den skördefärdiga odlingen filtrerar ca 430 000 m³ vatten per dygn (5 m³ per sek).

Spontan naturlig sådd (settlings) av mussellarver

På svenska västkusten förekommer spontan settling av mussellarver i områden med god vattenomsättning. Naturlig settling och riklig tillgång på näring, har varit de viktigaste förutsättningarna för att bedriva den extensiva odlingsform för musslor som utvecklats i Sverige. Den svenska metoden kräver mycket liten arbetsinsats. Vid en internationell jämförelse är kostnaderna för produktion av musslor i Sverige låga, framför allt beroende på den spontana settlingen av larver i hela odlingsvolymen. Det mest arbetskrävande momentet vid musselodling i många andra länder är skörd och utplantering av småmusslor i odlingar – ett arbetsmoment som naturen sköter gratis i Sverige.

Exempel på områden där musslor hämmar eutrofiering

Det finns flera undersökta eutrofierade marina ekosystem där naturen själv helt eller delvis lyckats hämma eutrofieringens negativa effekter genom en spontan ökning av mängden musslor. Några av dessa system kommer att beskrivas här. Där naturen ej kunnat hjälpa sig själv, kan man genom etablering av odlingar hjälpa naturen på väg.

Östersjön

I Östersjön saknas de vanligaste musselpredatorerna sjöstjärnor och strandkrabbor. Där har blåmusslor kunnat sprida sig relativt ostört och utgör nu den dominerande biomassan, som har ökat i takt med tillskottet av näring. Enligt beräkningar filtrerar musslorna årligen en vattenmängd motsvarande hela Östersjöns vattenvolym. Musslornas metabolism frigör närsalter (250 000 ton kväve och 77 000 ton fosfor) till vattnets ytskikt, vilka utnyttjas av fastsittande alger, sjögräs och växtplankton. Primärproduktionen i kustzonen pågår således, på grund av musslornas aktivitet, under en mer utdragen period. Detta är positivt för hela ekosystemet, eftersom fler led i näringskedjan då hinner tillgodogöra sig näringen. Om inte blåmusslan funnes i systemet, skulle antagligen mera plankton och organiskt material sjunka ned på bottnarna och där leda till syrebrist och bildning av svavelväte (Kautsky & Wallentinus 1980, Kautsky 1982).

San Francisco Bay

Södra delarna av San Francisco bukten i USA får ta emot stora mängder näringsämnen från avloppsutsläpp. Bukten, som har en volym av $2,5 \text{ km}^3$, får ta emot utsläppen från 20 avloppsreningsverk. Under våren har man en kraftig planktonblomning, som emellertid upphör inom 2–4 veckor. Därefter förblir planktonbiomassan låg (mindre än $5 \text{ mg klorofyll } a \text{ per m}^3$), trots att tillgången på närsalter och solljus är riklig. Den låga biomassan av växtplankton beror på att plankton

betas av bottenlevande musslor (*Tapes japonica*, *Musculus senhousia* och *Gemma gemma*), som invaderat bukten och nu finns i sådan mängd att de beräknas dagligen kunna filtrera en vattenvolym motsvarande 1,2 till 1,8 gånger buktens volym. Musslornas aktivitet håller vattnet klart, och eutrofieringens vanliga symptom finns ej i södra delarna av bukten, där också förekomsten av bottenlevande fisk är riklig (Cloern 1982).

Öresund

Öresund är ett område med höga halter av näringsämnen, där ekosystemet påverkas av de stora musselbankarna (ca 1 miljon ton musslor) vid Limhamnströskeln i söder. Musslorna där har kapacitet och möjlighet att filtrera större delen av den vattenvolym, som passerar genom sundet (Haamer & Rodhe 1998).

Vid en jämförelse med närliggande hav som drabbats av eutrofieringens negativa effekter är nettoproduktionen i Kattegat ca 40, i Skagerack ca 50 och Östersjön ca $50 \text{ g kol (C) per kvadratmeter och år}$. En 50% ökning av nettoproduktionen i dessa områden har noterats från början av sjuttioalet till slutet av åttiotalet. I Öresund däremot har flödet av organiskt material till djupbassängen utanför Landskrona inte ökat under motsvarande period, utan har hållit sig kring $25\text{--}30 \text{ g C per kvadratmeter och år}$ (Stigebrandt m fl 1996). Observationer i Landskronabassängen visar också på en 30-procentig reduktion av syreförbrukningen mellan åren 1967 och 1986 (Mattson 1993). Då musslorna utgör den dominerande biomassan i ekosystemet i Öresund ligger det nära till hands att försöka härleda den avvikande nettoproduktionen till musslornas filtrering av genomflödet.

Är det musslorna som balanserar eutrofieringen i Öresund?

En tänkbar förklaring till minskningen av nedfallet av organiskt material i djupvattnet i Öresund kan vara att den stora musselbanken på Limhamnströskeln har vuxit och nu filtrerar mer vatten än tidigare. Musselpredatorer saknas i stort sett i tröskelområdet och settlingsförhållandena för mussellarver är speciellt gynnsamma, samtidigt som tillgången på mussellarver är stor. Detta sammantaget betyder att mängden musslor enbart begränsas av näringstillgången, dvs den näring, som med strömmen förs till musslorna.

Då näringstillgången har ökat, har också musselpopulationerna i Öresund vuxit, vilket medfört att den lokala påverkan av musselbanken på vattenmassan blivit större. Musselpopulationen på tröskeln är nu så stor att den klarar att filtrera bort större delen av växtplankton och organiska partiklar i den passerande vattenmassan vid ett normalflöde (75% av klorofyllet vid ett flöde ca 25 000 m³ per sekund; Haamer & Rodhe 1998). Planktonproduktionen efter tröskeln utgörs framför allt av små arter som undgått musslornas filtrering bättre än de större. Då de små planktonarterna tillväxer snabbare än de stora, innebär vattnets passage genom musselfiltret ett skifte i hela planktonpopulationen efter tröskelpassagen (Noren m fl 1999). Minskningen i storlek innebär att sedimentationshastigheten minskar och plankton håller sig svävande längre tid, varför mindre mängd organiskt material sedimenterar i närområdet. Eftersom nordgående ström dominerar i Öresund bör minskad sedimentation ha störst påverkan på syreförbrukningen norr om tröskeln, där djupbassängen finns.

Den utjämnande effekt som musslor har på produktionen i Östersjön (Kautsky & Wallentinus 1980) bör finnas även i Öresund. Vid upprepade tillfällen har en signifikant höjning av ammoniumjoner, som härrör från musslornas metabolism, noterats i tröskelområdet. Baserat på

strömdata från dessa mättillfällen har tillskottet av ammoniumjoner beräknats till ca 0,7 ton per timme från musselbanken, vilket klart överskrider tillskotten av växttillgängligt kväve från lokala källor som Malmö och Köpenhamn. Ammoniumkvävet lättillgänglighet ger näring åt ny primärproduktion både i form av makroalger och växtplankton i vattenmassan under perioder på sommarhalvåret, då det normalt kan råda näringsbrist i havet. Vattnet i Öresunds tröskelomgivning är klart. Ålgräsängarna når ner till 7 m djup och *Laminaria saccharina* ner till 14 m. Mycket talar för att så är fallet tack vare musselbankarnas filtrering och utsläpp av växttillgängliga näringsämnen ger denna effekt.

Risker med musselbalanserade ekosystem där musslor ej skördas

Trots att stora mängder näringsrikt vatten passerar genom Öresund tycks det lokala ekosystemet, förmodligen tack vare musslornas vattenfiltrering, kunna motverka de negativa effekterna av eutrofieringen. Det finns emellertid risker med sådana system om det bildas en mycket stor lokal anhopning av musslor och makroalger, som aldrig skördas. Vad händer om musslor och alger av en eller annan orsak börjar dö? Syreförbrukningen blir då, vid nedbrytningen av flera års ackumulerad biomassa, mycket större än i ett ordinärt ekosystem. En sådan katastrof inträffade i Mariager Fjord i Danmark den varma sommaren 1997. Ett ihållande högtryck gav högre vattentemperaturer och snabbare tillväxt av plankton än normalt, samtidigt som stillastående vatten ledde till syrebrist och förruttelse. Musslor, andra djur och växter dog och gav näring till förruttelsebakterier. Allt liv slogs ut i fjorden från botten till vattentytan, och giftiga gaser (svavelväte och metan) från nedbrytningen spreds till omgivningen på land under två veckor (Andersen, m fl 1998).

I Öresund finns inte förutsättningar för en dylik total utslagning av allt liv på grund av den stora vattenomsättningen. Eventuella lokala mindre "katastrofer" där bottnar dör, döljs av det ständigt strömmande ytvattnet. Ett sätt att minska risken för ovan beskrivna sammanbrott är att reglera biomassan genom regelbunden planerad skörd av produktionen.

Därvid kunde det ske en föryngring av musslor och alger, något som också skulle öka effektiviteten och minska näringsläckaget som inträffar då gamla musslor och alger dör. Ett uttag av musslor och alger från Öresund, som även har stora lokala tillflöden av näring, skulle också vara ett naturligt sätt att skapa kretslopp av näringsämnen.



Skörd från musselflotte med konventionell musselskördare i Tångesund vid Lyr. Foto Joel Haamer.

Remediering av eutrofierade fjordar med musselodlingar

Val av försöksområde

Fjordsystemet runt Tjörn och Orust, som valts till försöksområde i SUCOZOMA:s program, är påverkat av lokala närings-tillskott från markavrinning, reningsverk, industrier samt ett varierande tillflöde av näringsrikt vatten från Göta Älv som mynnar strax söder om fjordarna. På grund av begränsat vattenutbyte med Västerhavet får lokala förhållanden stor betydelse för vad som sker i fjordarnas ytvatten och djupbassänger. Låga syrevärden förekommer regelbundet under språngskiktet i de inre delarna av fjordsystemet varvid högre liv slås ut på bottenarna och i pelagialen från ca 15 m och djupare. Sedimentologiska undersökningar (Gustafsson & Nordberg 1999) visar att perioder med låga syrevärden i djupvattnet har förekommit även före det att tillförseln av näringsämnen till havet accelererade på 50-talet, något som visar att området är ytterst känsligt för extra belastning.

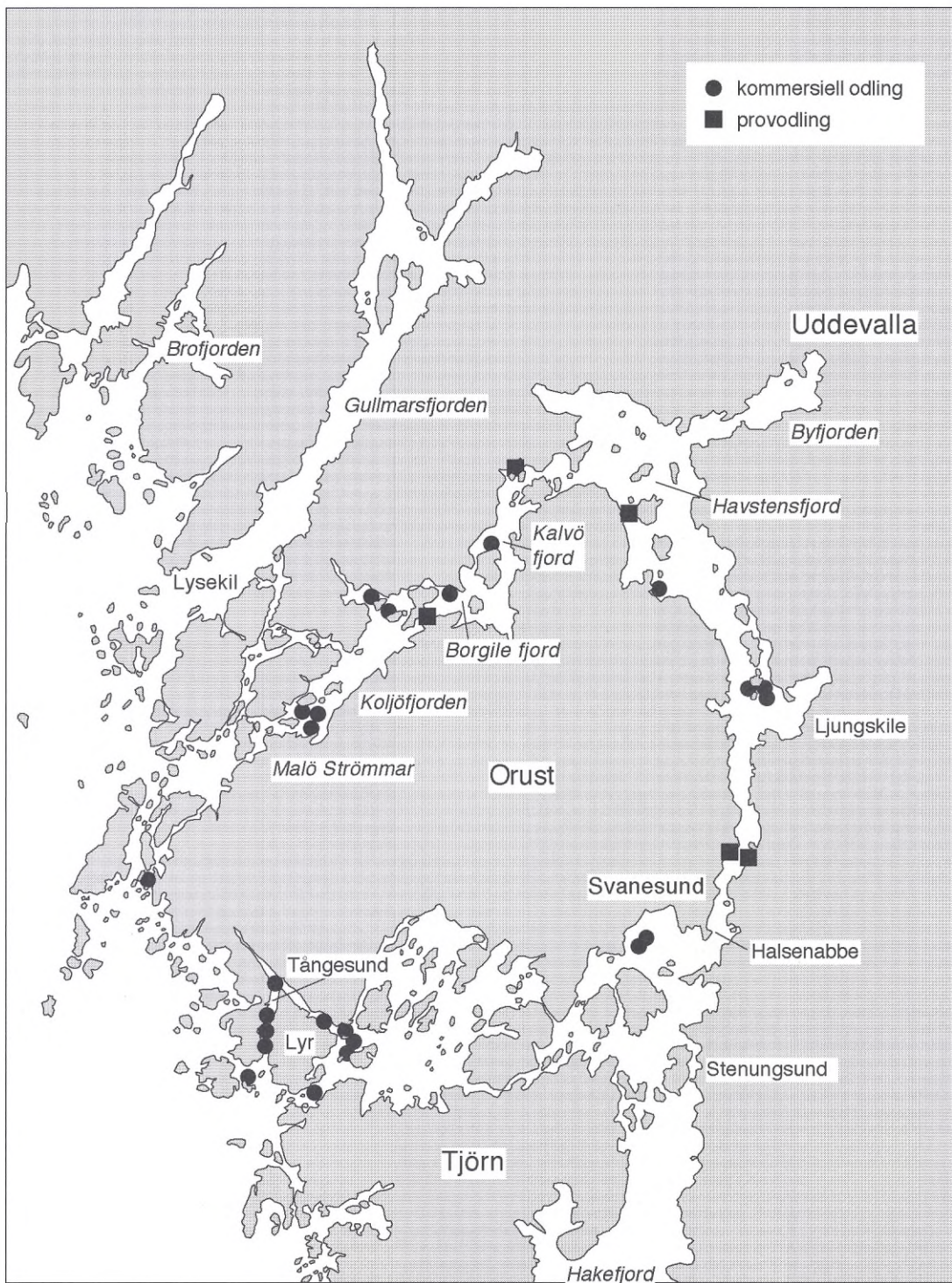
Hela fjordsystemets yta är 230 km², längden är 150 km, och det finns öppningar i båda ändar. I söder finns en bred öppning och det finns flera smala öppningar i norr (se karta). Problem med låga syrevärden finns i Havstensfjorden, Byfjorden, Kalvöfjorden, Borgilafjorden och Koljöfjorden, samtidigt som vattnet som strömmar ut från fjordsystemet, har fått förhöjda koncentrationer av närsalter på grund av lokala tillskott (Haamer 1996). Det uppmätta årliga tillskottet från större lokala källor var 1997 ca 345 ton kväve och 11 ton fosfor. Tillskottet från Göta älv är ej uppmätt men antages vara av samma storleksordning. Den lokala näringstillförseln resulterar i förhöjda halter av uppmätt klorofyll i fjordsystemet jämfört med havet utanför (Axelsson & Rydberg 1993).

Undersökningar i Tjörn–Orust fjordsystem

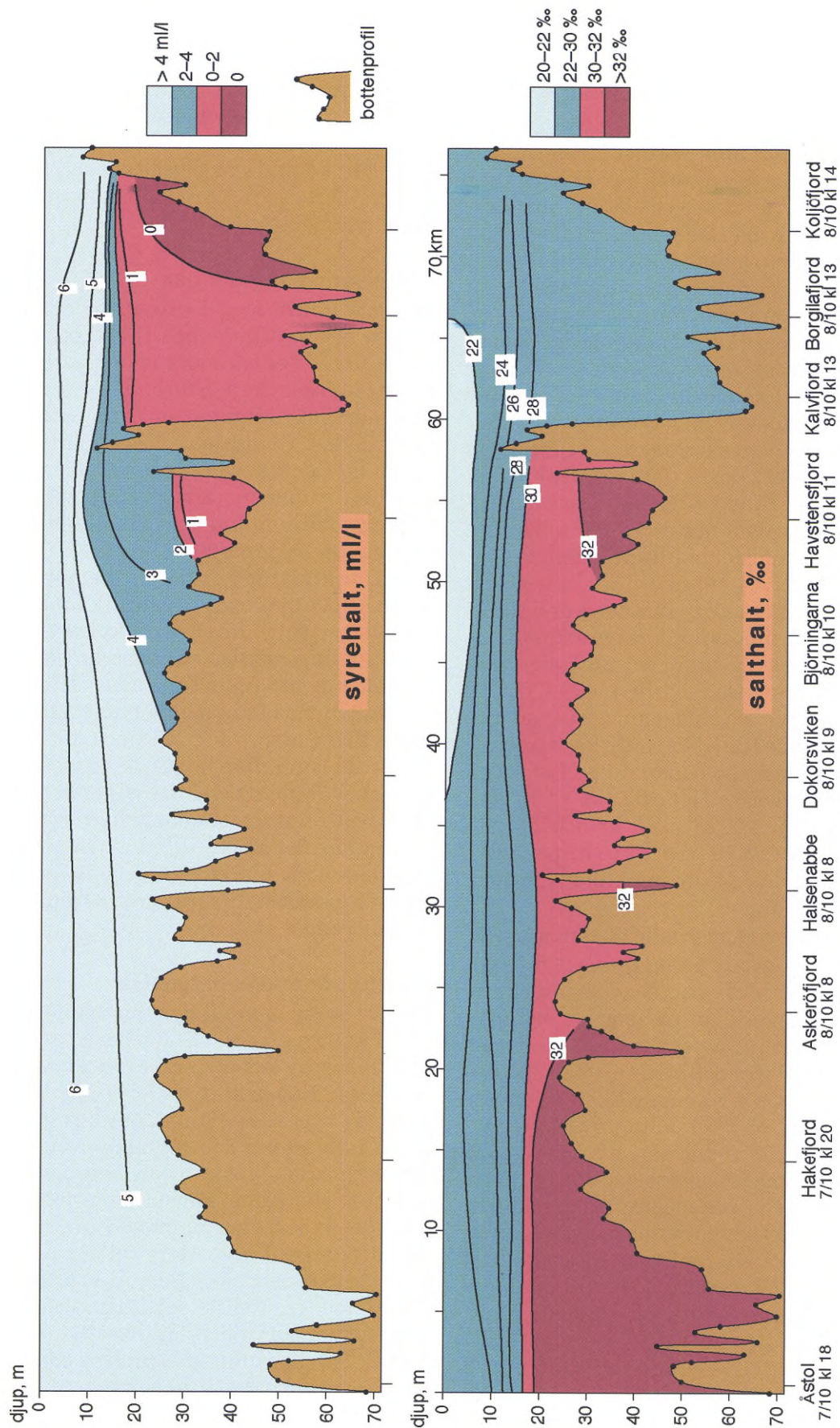
De första kända undersökningarna av hydrografi och syrgasförhållanden gjordes i

Borgila Fjord 1876 vilket följdes av undersökningar i samma del av fjordsystemet 1909, 1910, 1911, 1929 och 1934 (Bo-rei & Wernstedt 1934). Undersökningarna visar på ett kraftigt saltsprångskikt mellan 12 och 18 meter samt låga syrekoncentrationer (2 ml/l) på ca 25 m vattendjup (augusti 1934). Mer omfattande studier av fjordarna gjordes i samband med etableringen av den petrokemiska industrin i Stenungssund (Kullenberg 1962, SMHI 1971). Sedan sextiotalet har Fiskeriverket och därefter Bohusläns vattenvårdsförbund utfört regelbundna hydrografiska, biologiska och vattenkemiska undersökningar i fjordarna. Björk (1983), Ljungman m fl (1997) och Björk m fl (1998) har gjort omfattande mätningar av hydrografi och vattenutbyte. Dessutom finns ett flertal geologiska (Gustafsson & Nordberg 1999), biologiska (Nilsson & Rosenberg 1997) och kemiska (Kajrup 1997) undersökningar och analyser av fjordsystemets miljö och funktion. Mätning av algtoxiner görs där regelbundet, och en mer omfattande kartering av algtoxiner gjordes där 1993, då skördestopp för musslor på grund av toxiner rådde under en längre period (Haamer 1995). Den fortlöpande toxinkontrollen har visat att fjordarna norr om Orust är mindre drabbade av algtoxiner än övriga vatten längs Bohuskusten. Detta faktum sammantaget med att området är ett av de mest eutrofierade, gör fjordarna extra intressanta som försöksområde, även för odlarna.

Det är författarnas bedömning att det finns ett stabilt bio-oceanografiskt underlag och starka miljömässiga och ekonomiska skäl för att föreslå remedieringsåtgärder i fjordarna genom strategisk utbyggnad av musselodlingar, samtidigt som bakgrundsdata är tillräckliga för att dokumentera eventuella förändringar i miljön vid en utbyggnad av musselodlingar i systemet.



Karta över Tjörn och Orust där platser för kommersiella odlingar och provodlingar är inritade. De flesta odlingarna ligger runt Lyr där mer än 1000 ton musslor skördas årligen.



Djupprofil av fjordsystemet runt Tjörn och Orust med uppmätta salthalter och syrevärden under en höstsituation. Kalvö-Borgila- och Kolljöfjord har syrevärden under 2 ml per liter på ca 15 m djup vilket utesluter högre liv där.

Dimensionering av remedierings- åtgärder

Som ett första steg i remedieringsåtgärder för fjordsystemet har vi beräknat reduktionen av kväve i flödet ut från fjordsystemet, om man odlar och skördar 14 000 ton musslor årligen i fjordarna väster om Nötesund. Beräkningarna visar att denna odlingsvolym krävs för att kvävehalten i det vatten som då strömmar ut från Orust-Tjörns fjordsystem via Malö Strömmar skulle minska med 20%, eller till ungefär samma nivå som i havet utanför (Haamer 1996). Samtidigt skulle syreförbrukningen i djupvattnet i dessa fjordar minska med ca 25% på grund av minskad sedimentation av organiskt material. 157 ton kväve och 10,5 ton fosfor skulle återvinnas årligen från havet vid skörd av musslorna och ytterligare näringsämnen kunde återgå till land, om sedimentet under odlingarna pumpades upp och användes som gödsel. Odlingarna skulle täcka 0,5% av fjordarnas yta och anläggningskostnaderna är beräknade till 16–50 milj. kr, beroende på den odlingsmetod man väljer. Det årliga reningsvärdet med ett uttag av 14 000 ton musslor blir 20–28 milj. kr och försäljningsvärdet ca 70 milj. kr (5 kr per kilo), om musslorna går till humankonsumtion.

Musselodling ej alternativ till reningsverk

Det är viktigt att poängtera att musselodling ej får betraktas som ett alternativ till reningsverk, utan som ett komplement. Rening av avloppsvatten måste ske för att bakterier och virus ej skall spridas ut i havet, d v s reningsverken är en förutsättning för säker odling. Som alternativ metod för reduktion av kväve- och fosforutsläpp, kan musselodling däremot diskuteras i områden lämpliga för odling. Det finns flera kommuner på västkusten med existerande reningsverk, som blivit ålagda att reducera sina närsaltsutsläpp. Där kan musselodling bli ett energisnålt kretsloppsalternativ. Kväverening i avloppsreningsverk kräver energitillförsel till bakterier, som överför kvävet till atmosfä-

ren. För att få tillbaka kvävet som nitratgödsel krävs också energi. Om man genomför det odlingsförslag som skisserats ovan, blir kommuner som Orust och Tjörn föregångare som kretsloppskommuner avseende närsalter.

Lokalisering av odlingar

Som ett andra steg i utbyggnadsplaneringen har settlings- och tillväxtstudier gjorts under två säsonger i fjordsystemet, för att komplettera erfarenheter från de kommersiella odlingar som finns och har funnits där. På basis av dessa data kan nu en mer detaljerad planering för lokalisering, dimensionering samt teknisk uppbyggnad av odlingar och mottagningsanläggningar påbörjas.

Totala arealen av fjordsystemet runt Tjörn och Orust är 230 kvadratkilometer, varav mer än hälften uppskattas vara möjlig odlingsareal ur odlingsteknisk synvinkel. För att uppnå mätbara effekter av odlingarna bör man emellertid i första hand koncentrera sig till området norr om Svanesund. Den första delen av fjordsystemet är smal och lång vilket betyder att tidvattenutbytet är obetydligt (samma vatten går fram och tillbaka), så att odlingarna som placeras norr om Svanesund i huvudsak filtrerar nettoströmmen norrut genom systemet.

Vattenströmmens betydelse

Fjordsystemets areal norr om Svanesund är 80 km², men den odlingsbara arealen begränsas av att strömmarna är svaga och vattendjupen alltför stora i betydande delar av systemet. Tillväxten hos musslorna i en odling och mängden musslor som kan odlas i ett område är proportionell mot mängden näring, som förs till området av vattenströmmen (Lutz 1980). Antalet mussellarver som settlar på odlingsbanden är också fler, ju kraftigare strömmen är. Vid de settlings- och tillväxtstudier som gjorts i fjordsystemet (se karta), har man funnit lämpliga odlingsplatser i valda delar av hela fjordsystemet.

Vattendjupets betydelse

Vattendjupet är också en begränsande faktor såtillvida att ackumuleringen av musselfekalier på bottenarna i de djupare delarna av fjordarna skulle öka syrekonsumtionen i djupvattnet. Därmed kan långvarig odling över djupbassänger utan muddring långsiktigt få lokala negativa effekter (Haamer 1996). Muddras däremot fekalier och nedfallna musslor upp blir detta inget problem. Intentionerna är att göra så i framtiden, för att även denna del skall ingå i recirkuleringen av näringsämnena.

Vattendjupet kan även innebära begränsningar och fördyringar för odlings-tekniken och minskar tänkbar odlings-

areal högst avsevärt framför allt i fjordarna norr om Orust. Det krävs där mer detaljerade bottenundersökningar och strömmätningar för att hitta lämpliga odlingsområden, än i de områden längre ut mot havet som hittills ofta valts. För att odla 14 000 ton musslor om året är arealbehovet ca 0,35 km² (ca 40 kg/m² och år) med långlineodlingar och ca 0,14 km² (ca 100 kg/m² och år) med flottar, d v s omkring en tusendel av vattenområdets yta. Observera att vi har här beräknat att det strategiska odlingsområdet utgörs av fjordarna mellan Svanesund och Malö strömmar).

Strategier för att minska risken för algtoxiner i odlingar

Toxinkontrollen – en förutsättning för musselnäringen

Det största problemet för musselnäringens utveckling har varit att musslor tidvis kan bli giftiga, då de äter giftiga alger som förekommer naturligt i havet. Den spirande musselnäringen som hade byggts upp i Sverige sedan 1971, slogs nästan helt och hållet ut 1984, då musslorna på västkusten en längre period innehöll diarréframkallande alggifter (*diarrheic shellfish toxins* DST). Musslor kunde inte skördas under hela hösten 1984 då något kontrollsystem för musseltoxiner ej fanns i landet. Som en följd av detta gick många av de nystartade musselbolagen i konkurs. Det är först nu, 1999, som odlingsvolymen börjar komma upp till 1984 års nivå.

Ökning av toxiska alger

Det finns många, som anser, att den ökade tillförseln av näringsämnen från antropogena källor gynnat förekomsten av toxiska alger (Shumway 1989, Daniels m fl 1993). Tillförseln av kväve och fosfor har ändrat förhållandet mellan närsalterna kväve, fosfor och kisel i kustvattnen, vilket missgynnat produktionen av kiselalger, men gynnat produktionen av andra alger framför allt dinoflagellater. Bland dessa förekommer de flesta toxinbildande arterna.

Speciella näringsförhållanden runt

Tjörn och Orust

I Tjörns–Orusts fjordsystem råder speciella förhållanden. Höga kiselkoncentrationer förekommer samtidigt som området är eutrofierat. Vattenvårdförbundets

mätningar har visat, att koncentrationen av kisel i vattenmassan under produktionsperioden är högre i Tjörn–Orusts fjordsystem än i övriga vatten vid Bohuskusten. Tillgången på kisel under hösten, när det vanligtvis råder brist på kisel i Västerhavet, kan vara en faktor, som gynnar lokal produktion av kiselalger där. Även toxinkontrollen av musslor visar på betydligt mindre förekomst av algtoxiner just i dessa vatten (Haamer 1995).

Vi föreslår en delvis ny odlingsstrategi för att behärska toxinproblemen. Eftersom nettoströmmen går moturs lokaliseras en skyddande barriär av odlingar strax norr om Svanesund, med funktionen att fånga upp toxiska alger som förs in med strömmen från söder. Planen innebär att musslorna i barriären skall filtrera bort toxiska alger ur vattenflödet från havet, så att den nya algpopulation som växer till efter barriären i högre grad kommer att bestå av kiselalger. När koncentrationen av kisel är tillräcklig, växer nämligen kiselalger snabbare än de DST-bildande dinoflagellaterna (*Dinofysis*) man ej vill ha. Denna mekanism kan förklara att algpopulationen brukar domineras av kiselalger under vårbloomingen, då koncentrationen av alla närsalterna är hög i ytvattnet på grund av låg förbrukning under den mörka årstiden. Liknande effekter har också setts vid många mesokosmförsök (odlingsförsök i stora behållare under kontrollerade förhållanden) där man odlat alger utan kiselbe-gränsning (Eggen & Aksnes 1992). Med denna strategi bör det vara möjligt att skörda toxinfria musslor hela året från odlingar längre in i fjordsystemet.

Behovet av remediering på västkusten

Det totala behovet av att minska eutrofieringens negativa effekter är stort och omfattar alla vatten kring södra Sverige. Någon lösning som radikalt skulle minska utflödet av näringsämnen till havet på kort sikt, känner författarna inte till. Den långsiktiga trenden av ökad syreförbrukning i Gullmarsfjorden, som också speglar utvecklingen Västerhavet, har ej vänt (Kajrup 1997). Det är således uppenbart att man ej har lyckats att reducera tillförseln av näringsämnen till Nordsjön med de 50% (kväve), som man kom överens om i Nordsjöavtalet 1985.

Precis som med sjökalkningen blir vi tvungna att vidta lokala åtgärder, om vi vill förbättra vår närmiljö. Det går inte att enbart vänta på internationella överenskommelser. Redan idag är det möjligt att på lokal nivå förbättra vattenmiljön med känd musselodlingsteknik. Lösningar, som kan utnyttja speciella lokala förutsättningar att skapa kretslopp, är ofta bättre och billigare än metoder inriktade på destruktion-elimination.

I framtiden skulle vi med utvecklad off-shore teknik även kunna påverka näringsflödena till havs, och i Frankrike har man sedan flera år odlat musslor i öppna havet med hjälp av undervattenssystem. I Sverige diskuteras fortfarande huruvida det är kväve eller fosfor, som är det produktionsbegränsande näringsämnet i havet, och på vilken av dessa man skall koncentrera sina reningsansträngningar, men det råder idag inget tvivel om att filtrerare som musslor häm-

mar eutrofieringens negativa effekter. Musslor tar upp både kväve och fosfor som är bundet i växtplankton, och av exemplet Öresund framgår att även områden med höga halter av näringsämnen kan påverkas positivt av musslor.

Förutom i Tjörn-Orusts fjordsystem är det behov av remedieringsåtgärder längs hela syd- och västkusten. För att i möjligaste mån försöka leva upp till Nordsjöavtalet finns det således möjligheter att utöka retentionsområdet (retention innefattar samtliga processer som minskar utflödet av näringsämnen) till att omfatta även kusthavet, och inte begränsa sig till åtgärder på land.

Odling av musslor expanderar snabbt globalt sett, framför allt i länder där man satsat seriöst på forskning, produktutveckling och marknadsföring. Exempelvis odlade man vid New Zealand, som började samtidigt med Sverige, 63 000 ton musslor år 1995. I Sverige finns också förutsättningar att odla stora mängder musslor, men fortfarande odlas bara ca 2500 ton. Det har funnits toxinkontroll av musslor sedan 1987 men någon produktutveckling har ej förekommit sedan 1984, vilket kan vara en anledning till att expansionen av näringen går långsamt. En förhoppning är att musselodlandet skall accelerera, när myndigheter och den miljömedvetna allmänheten blir varse de möjligheter till lönsamma miljöförbättringar, som öppnar sig med odling av musslor.

Referenser

- Andersen, F. 1998. Mariager Fjord. Utvikling og status 1997. Århus Amt Natur- og Miljøkontoret, Lyseng Allé 1, 8270 Højbjerg Danmark.
- Aure, J. & A. Stigebrandt. 1989. Fiskoppdrett og Fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Havforskningsinstituttet i Bergen rapport nr. fo **8803**.
- Axelsson, R. & L. Rydberg. 1993. Utvärdering av bohusslans kustvattenkontrollprogram för perioden 1990–1992. Hydrografi och näringsämnen. Oceanografiska institutionen röda serien nr. 19.
- Björk, G. 1983. Vattenutbyte och skiktningförhållanden i fjordarna innanför Orust och Tjörn. Oceanografiska institutionen Göteborgs Universitet. Röda serien 5.
- Björk, G., O. Ljungman & L. Rydberg. 1998. Net circulation and salinity variations in an open-ended Swedish fjord system. Manuskript.
- Borei, H. & C. Wernstedt. 1934. Investigations in the Kolje–Kalvö Fjord-System. Part 1.:Hydrography. Kristinebergs Zoologiska Station intern publikation.
- Båmstedt, U. 1981. Seasonal energy requirements of macrozooplankton from Kosterfjorden, Weastern Sweden. Kiel. Meeresforsch. **5**: 140–152.
- Caraco, N.F. & J.J Cole. 1999. Human impact on nitrate export: An analysis using major world rivers. *AMBIO* Vol. **28** No. 2, mars.
- Cloern, J.E. 1982. Does benthos control phytoplankton biomass in south San Francisco Bay? *Mar. Ecol.*, Vol. **9**: 191–202.
- Dahlbäck, B. & L. Å. H. Gunnarsson. 1981. Sedimentation and Sulfate Reduction Under a Mussel Culture. *Marine Biology* **63**: 269–275.
- Edebo, L., S. Lange, X. P. Li, S. Allenmark, K. Lindgren & R. Thomson. 1988. Seasonal, geographic and individual variation of okadaic acid content in cultivated mussels in Sweden. *APMIS* **96**: 1036–1042.
- Eggen, J.K. & Aksnes. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. **83**: 281–289.
- Ellegård, A. 1998. Mussel Culture at Stake: Identifying the Holders. Göteborg University (Human Ecology Report Series, HERS SUCOZOMA-report 1998:1)
- Forsberg, C. 1998. Which policies can stop large scale eutrophication? *Wat. Sci. Tech.* Vol. **37**, No. 3: 193–200.
- Gustafsson, M. & K. Nordberg. 1999. Benthic foraminifera and their response to hydrography, periodic hypoxic conditions and primary production in the Koljö fjord on the Swedish west coast. *Journal of Sea Research* Vol. **41** Issue 3: 163–178.
- Haamer, J. 1975. Musselodling i Europa samt förslag till ny teknik för kommande svensk odling. Chalmers Tekniska Högskola Göteborgs Universitet Geologiska Institutionen. Publikation B 44.
- Haamer, J., P.O. Anderson, O. Lindahl, S. Lange, X.P. Li & L. Edebo. 1990. Geographic and seasonal variations of okadaic acid in farmed mussels *Mytilus edulis* Linneaus, 1758, along the Swedish West Coast. *J. Shellfish Res.* **9**: 103–108.

- Haamer, J. 1997. The Mussel Industry of Sweden. U.S. Department of Commerce, NOAA Tech. Rep. NMFS **129**: 1–6.
- Haamer, J. 1996. Improving Water Quality in a Eutrophied Fjord System with Mussel Farming. *Ambio* Vol. No. **5**: 356–362.
- Haamer, J. & J. Rodhe. 1998. Mussel *Mytilus edulis* filtering of the Baltic Sea outflow through the Öresund – an example of a natural large-scale ecosystem restoration. Manuskript sänt för publicering.
- Hansson, L-A. 1998. Biomanipulering som restaureringsverktyg för näringsrika sjöar. SNV rapport **4851**.
- Holby, O. 1991. Biogeochemical processes in fish farm deposits and Weddel Sea sediments. Avhandling vid analytisk och marin kemi. Chalmers tekniska högskola och Göteborgs Universitet.
- Incze, L.S. & Lutz, R. 1980. Mussel Culture: An East Coast Perspective. Publicerad i Mussel culture and harvest: A North American perspective. Redaktör: Richard A. Lutz. Elsevier publikationer, Development in aquaculture and fisheries science, volym 7, s. 99–140.
- Jørgensen, C. B. 1990. Bivalve Filter Feeding: Hydrodynamics, Bioenergetics, Physiology and Ecology. Olsen & Olsen förlag Helstedsvej 10 DK-3480 Fredensborg Danmark. 140 s.
- Kajrup, N. 1996. Net production, oxygen consumption rate and flux of organic carbon in some Swedish fjords. B36. Projektarbete vid Geovetarcentrum. 413 81 Göteborg.
- Kautsky, N. & I. Wallentinus. 1980. Nutrient release from a Baltic *Mytilus*-read algal community and its role in benthic and pelagic productivity. *Ophelia* **1**: 17–30.
- Kautsky, N. 1982. En levande matta på Östersjöbotten. Forskning o framsteg nr. 2.
- Kollberg, S. 1999. Beskrivning av den svenska musselnäringen. Vattenbrukarnas riksförbund.
- Kullenberg, B. 1962. Yttrande rörande vattenomsättningen i Askeröfjorden och utspädning av avloppsvatten vid planerat utsläpp från AB ESSO. Vattenbyggnadsbyrån.
- Loo, L. O. 1992. Ingestion rates, assimilation, respiration and growth of *Mytilus edulis* L. at low temperatures. *Ophelia* **35**: 123–131.
- Loo, L.O. & R. Rosenberg. 1983. *Mytilus edulis* culture: growth and production in western Sweden. *Aquaculture* nr. **35**: 137–150.
- Mattson, J. 1993. Oxygen trends in the deep water of the Öresund: Relation to net production of organic matter and oxygen consumption. *AMBIO* Vol. **22** nr. 8: 549–555.
- Meeuwig, J.J., J. B. Rassmussen och R. H. Peters. 1998. Turbid waters and clarifying mussels: their moderation of empirical chl:nutrient relations in estuaries in Prince Edward Islands, Canada. *Mar Ecol Prog Ser* Vol. **171**: 139–150.
- Nilsson, H. och R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* **11**: 249–264.

- Noren, F., J. Haamer & O. Lindahl. 1999. Changes in the plankton community passing a mussel bed (*Mytilus edulis*). Accepterad för publicering i Mar. Ecol.
- Officer, C. B., T.J. Smayda & R. Mann. 1982. Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. Mar. Ecol. Vol. 9: 203–210.
- Roman, R. & A. Peres. 1989. Estudio del mejillon y de su epifauna en los cultivos flotantes de la Ria de Arosa. Samlade skrifter från "Seminario internacional do mexillon", Galicia Spanien nov. 1989.
- SMHI HBO. 1971. Oceanografiska förhållanden i fjordsystemet innanför Orust och Tjörn och avloppsvattenutsläppen från de petrokemiska industrierna i Stenungsund.
- SMHI RH. 1997. Modellerad kvävetransport, retention och källfördelning för södra Sverige. SMHI RH nr.13.
- Thulin, A. 1998. Biodiversitet i bottenodling av musslor. Examensarbete vid institutionen för miljökunskap, Kalmar Högskola.
- Petterson, O. 1892. Huru skall sådan fisk, som icke låter använda sig till födoämnen, och det affall, som fisket lemnar, på ett fullt tillfredsställande sätt tillgodogöras för lantbrukets behof? Lantbruks-Akademiens Handlingar och Tidskrift för år 1892.
- Ryther, J. & K. R. Tenore. 1972. Integrated system of mollusk culture. Intern publikation vid Woods Hole, Oceanografiska institutionen. Manuskript.
- Ödegaard, H. 1995. An evaluation of cost efficiency and sustainability of different wastewater treatment processes. Vatten 51: 291–299.

English summary: Farming mussels strategically to recycle nutrients and create balance in the ecosystem – a review of knowledge and suggestions for action

The project Sustainable Coastal Zone Management (SUCOZOMA) aims at a critical review of ongoing activities in the coastal zone and at investigating the possibilities of a sustainable development, including new activities. Mussel farming is classified as a sustainable activity and therefore we investigate the prerequisites to increase the farming. Several scientific reports from different parts of the world show how the negative effects of eutrophication is hampered by mussels filtering large volumes of coastal water (Cloern 1982, Kautsky 1982, Meeuwig *et al* 1998). When mussel farms are introduced the biodiversity usually increase in an area.

The mussel industry in Sweden was developed during the early seventies (Haamer 1975). In spite of excellent physical conditions for farming, and a faith in future possibilities for the industry, the development was halted in the beginning of the eighties, mainly due to toxic algae that make the mussels inedible periodically (Edebo *et al* 1988, Haamer *et al* 1990). The periods with closed market caused great economical losses to the farmers. Also contributing to the stagnation is the farmer's inability to organize and finance the commercial activity (Haamer 1997, Kollberg 1999). At the moment there are no bureaucratic or legal restric-

tions for the expansion of the industry, but restrictions may come if the amount of farms grow beyond a certain size (Ellegård 1998). One of the basic conditions for a positive development of the industry in the long run is also a proper control of toxic algae, pollution, dangerous bacteria and virus (Kollberg 1999).

Mussels (*Mytilus edulis*) feed on phytoplankton and organic material that is filtered from the sea and converted to proteins, suitable as human or animal food. This review of knowledge look upon the role of mussels in the ecosystem and how the positive impact of mussel could be increased by farming. An increased extraction of nutrients from eutrophied Swedish coastal waters is desirable and possible with mussel farms. The negative effects of eutrophication, like turbid water and dead bottoms, could be reduced with a strategic localisation of farms in areas with small water exchange with the open sea (Haamer 1996, Meeuwig *et al* 1998). Some parts of the flow of nutrients to the sea could be brought back to land by the mussel farms, and in that way one could create a new agro-aqua recycling system for food production, in complying with vision of the Government for recycling and a sustainable development.

Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös

Peter Karås

Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Gamla Slipvägen 19, 740 71 Öregrund

Innehåll

Sammanfattning	32
Förord	33
Inledning	34
Rekrytering	35
Kvalitetsfaktorer	45
Bevarande- och åtgärdsplaner	57
Referenser	59
English summary: Recruitment areas for stocks of perch, pike and pikeperch in the Baltic	65

Sammanfattning

Längs med vår Östersjökust är salthalten tillräckligt låg för att sötvattenarter skall kunna ha stor utbredning. Bland dessa hör abborre (*Perca fluviatilis* L.), gädda (*Esox lucius* L.) och gös (*Stizostedion lucioperca* L.) till de vanligaste rovfiskarna och är viktiga för både yrkes- och fritidsfisket. De är varmvattenarter och kräver relativt höga temperaturer i lek- och uppväxtområdena (s k rekryteringsområden) för en rik yngelproduktion. Tillgången på sådana grunda och skyddade miljöer är emellertid begränsad. De mest högkvalitativa finner vi i skärgårdar, fjärdar och vikar samt sötvatten. Tyvärr förekommer i just dessa

miljöer ofta starkt negativt mänskligt inflytande i form av fysiska störningar, industriutsläpp och alltför stark belastning av näringsämnen. För att kunna identifiera dessa miljöer och upprätta bevarande- och åtgärdsplaner finns ett starkt behov av information om de olika arternas krav på uppväxtmiljön. Denna rapport utgör en sammanfattning av dagens kunskap inom området och ger exempel på olika miljöers yngelproduktionskapacitet. Miljöstörningars effekter tas också upp och slutligen föreslås hur man skulle kunna gå tillväga vid inventeringar som bakgrund till bevarande och åtgärdsplaner.

Förord

De senaste årens debatt kring fisket har ofta handlat om alltför hård exploatering av fiskebestånden, om konsekvenserna av ett intensivt fiske som inte förmår spara uppväxande bestånd. Men det finns faktiskt högkvalitativa fiskarter som är långt ifrån fullt utnyttjade. I forskningsprogrammet Bärkraftig förvaltning av kustresurser (SUCOZOMA) vill vi bidra till ett fiske som är långsiktigt hållbart, både ekologiskt och ekonomiskt. Vi försöker utveckla nya fiskemetoder och forskar för att ta reda på de ekologiska konsekvenserna av fångster och redskap för att undvika överfiske på nya arter. Det är vår övertygelse att de rika biologiska tillgångarna längs de svenska kusterna kan ligga till grund för både näringsliv och rekreation i framtiden, men de måste fiskas med hjälp av selektiva fiskeredskap och med utgångspunkt från vetenskapliga undersökningar som visar vilken grad av utnyttjande som kustmiljöerna och arterna tål.

Men för att komma dithän att fiskeresurserna längs kusten kan fiskas i större omfattning än idag måste de miljöer som lämpar sig för lek, reproduktion och uppväxt av fisk tillåtas fungera effektivt. Dessa är dock ofta starkt störda av mänskliga aktiviteter. Därför handlar vården inte enbart om att bevara utan handlar

ofta om att återskapa naturliga miljöer som gått förlorade. De ingrepp i naturen som ansågs nödvändiga för att bygga vägar, kontrollera vattenflöden, effektivisera jord- och skogsbruk eller förbereda markexploatering gjordes ofta på bekostnad av en naturens ordning som var inrättad för att stödja biologiskt effektiva system. Därför förstördes fiskens lek- och yngelplatser för att bygga en vägbank eller ändra ett vattenflöde. I det hållbara samhälle, som SUCOZOMA och andra MISTRA-program är med om att utveckla genom att införa nya perspektiv i miljöforskningen, kan man förhoppningsvis undvika de snäva och enögda investeringsbeslut, som bidragit till en utarmning av kustens resurser.

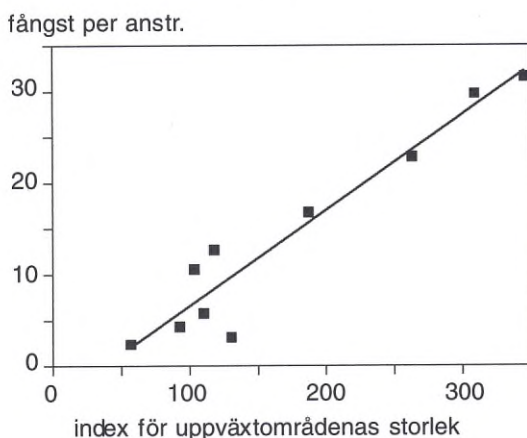
I denna rapport, författad av Peter Karås, ges en översikt av dagens kunskaper om vad som karaktäriserar goda lek- och uppväxtmiljöer av Östersjöbestånd av de för fisket viktiga arterna abborre, gädda och gös. Denna kunskapssammanställning kan utnyttjas vid inventering av miljöernas utbredning och kvalitet samt utgöra grund i arbetet med bevarande och åtgärdsplaner. SUCOZOMA vill på detta sätt lämna ett bidrag till ett växande intresse för att vårda kustens biologiska resurser.

Anders Carlberg
Programdirektör
Bärkraftig förvaltning av kustresurser
(SUCOZOMA).

Inledning

Fiskar kan indelas i varm- och kallvattenarter beroende på vilka temperaturförhållanden som de anpassats till och därmed fungerar bäst i. Kallvattenarterna föredrar temperaturer under 15 °C och varmvattenarterna 20–25 °C. De senare är oftast vårlekare med sin huvudsakliga aktivitetsperiod förlagd till sommarhalvåret och uppehåller sig då ovan termoklinen på relativt grunt vatten. Sötvattenarterna, däribland abborre, gädda och gös, dominerar i denna grupp fiskar. Av åtminstone de två första arterna finner vi våra största bestånd i Östersjöns kustområden. De har stor spridning, förutom i de sydligaste delarna där salthalten är tillräckligt hög för att begränsa utbredningen till sötvattenlaguner och estuarier. Vuxna individer kan för sitt födosök utnyttja stora områden med hög produktion av bytesdjur, som större kräftdjur (t ex märlkräftor, vattengråsuggor och pungräkor) och mindre fiskar (t ex unga karpfiskar, strömmingar och stubbar). Produktionen av lämpliga bytesobjekt är ofta betydligt högre i Östersjön än i insjöar. Vad som i stället i allmänhet tycks begränsa beståndens täthet i våra kustområden är yngelproduktionen, som till stor del bestäms av omfattningen av de områden där produktionen sker (figur 1).

Det positiva sambandet mellan beståndets storlek och uppväxtmiljöernas yta innebär, att varje lek- och uppväxtmiljö och förhållandena däri potentiellt har betydelse för beståndens storlek. Tyvärr har dock på grund av oförstånd och oaktsamhet mänskliga aktiviteter haft stark negativ påverkan på både omfattning och kvalitet hos lek- och uppväxtmiljöerna. Det är därför hög tid att man i bevarande- och åtgärdsplaner tar hänsyn till dessa områden både avseende biologisk mångfald och betydelse för fisket. Vad karakteriserar då miljöerna, vilka är viktigast för de olika arterna, hur inventerar och skyddar man dem? Detta är frågor, som denna rapport söker besvara genom en översikt av dagens kunskaper och genom att presentera förslag till arbetsgång vid inventering samt bevarande- och åtgärdsplaner. Eftersom kustens sötvattenarter även utnyttjar rena sötvatten som lek- och uppväxtmiljöer, behandlas även sådana.



Figur 1. Förhållandet mellan de vuxna beståndens täthet (fångst per ansträngning i provfisken) och uppväxtområdenas storlek hos olika bestånd av abborre i Östersjön (bearbetade data från Neuman et al. 1999).

Rekrytering

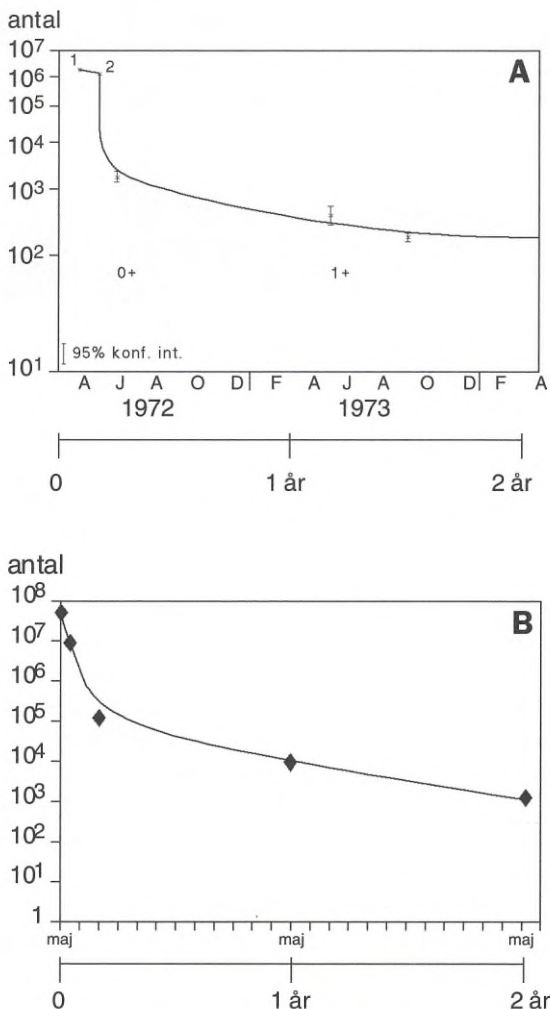
Rekryteringen av en årsklass till det vuxna fiskbeståndet beror förstås i grunden av mängden befruktade ägg, men i regel har den sammanlagda dödligheten före vuxen ålder den avgörande betydelsen. Den helt övervägande delen av denna sker redan under det första levnadsåret (fig. 2a och b). I praktiken avgörs därför rekryteringsutfallet redan då, varför fortsättningsvis endast denna tidsperiod behandlas. Omgivningsförhållandena under det första levnadsåret påverkar produktionen av årsyngel (rekryter) och leder till täthets-

variationer mellan både år och områden. Tiden fram till rekrytering kan enkelt indelas i embryonal-, larv- och yngelperioder. Larvstadiet sträcker sig från kläckning fram till dess den unga fisken börjar anta den vuxnas utseende t ex vad avser kroppens form och färgsättning. Det totala uppväxtområde som utnyttjas fram till rekrytering utgör *rekryteringsområdet*, och dess produktion av rekryter beror förutom av områdets storlek även av dess *kvalitet* (Karås 1989 och 1993).

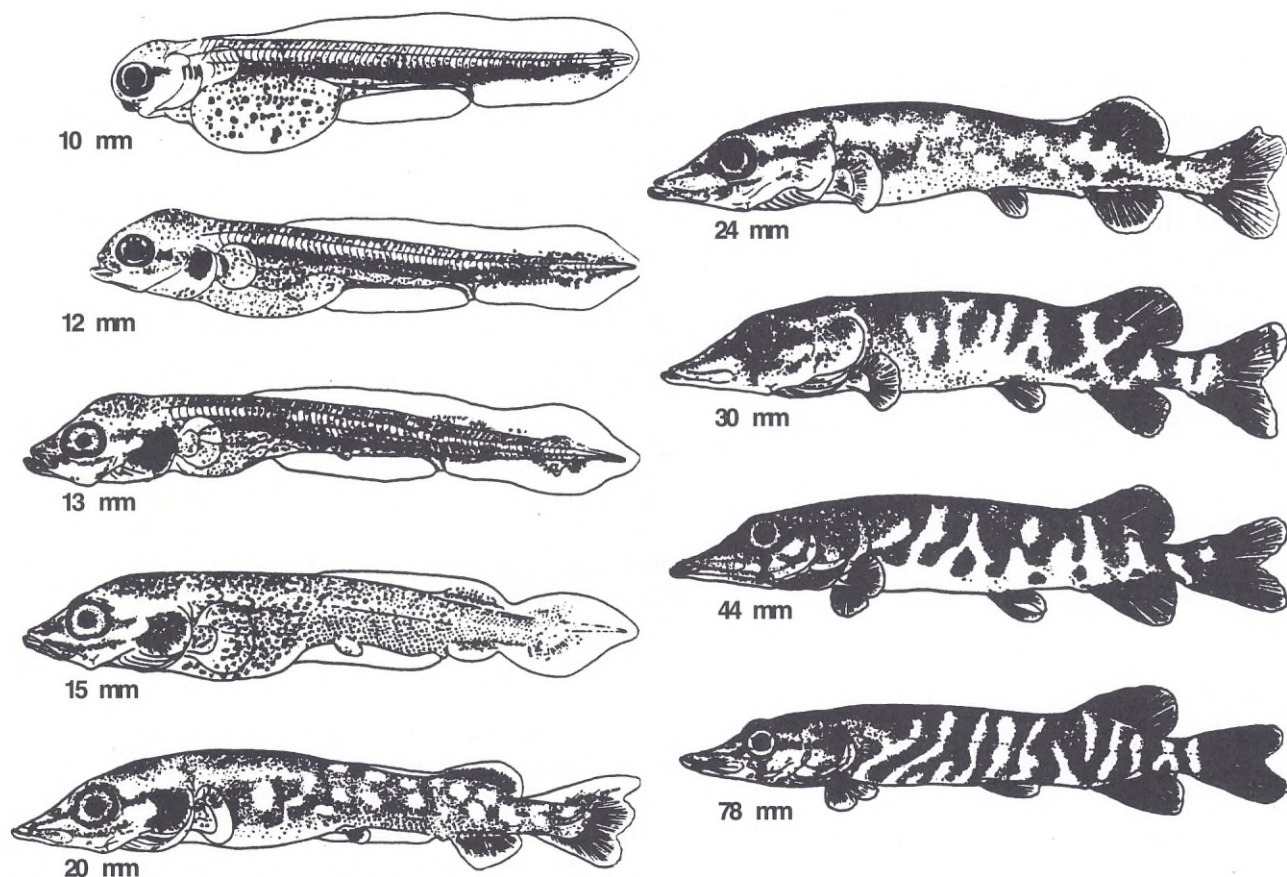
Yngelbiologi

Gäddan är kanske den art som startar leken tidigast på våren. Redan i samband med islossningen börjar lekaktiviteten i de allra grundaste sötvattnen och tidigast uppvärmda vikarna. Framförallt utnyttjas vikar med ganska tät vegetation, men uppgifter finns om att lek ibland kan förekomma i blåstång i skyddade lägen (Segerstråle 1948, Lehtonen 1973, Lovén & Norman 1988). I sötvatten är översvåmningsområden med djup av enbart någon dm mycket frekventerade. I gäddans lekmiljöer stiger temperaturen allra snabbast, vilket ger en tidig start på tillväxtsäsongen och snabbare tillväxt för de första livsstadierna (fig. 3). På så sätt kommer de att korta ner den tid de befinner sig i de första kritiska faserna i livet. De får också ett försteg framför andra arters yngel, genom att de tidigt uppnår längd av ca 50 mm, då de kan börja utnyttja dessa som föda (Urho 1994).

Under den allra första tiden, då larven huvudsakligen tar sin energi från gulesäcken, sitter den fästad på vegetationen i lekområdet. Eftersom gäddan i sötvatten leker så grunt och även larverna uppehåller sig där den första tiden, är överlevnaden på ägg- och larvstadierna beroende av ett stabilt vattenstånd. I brackvatten har man dock funnit att larverna även kan uppträda ner till några meters djup (S. Wistbacka pers. komm.). Gäddynglet uppehåller sig fortsatt inom ett par meters djup och i anslutning till vegeta-



Figur 2. Exempel på överlevnad hos a) abborre (från Nyberg 1979, 1 och 2= embryonalstadier) och b) gädda (bearbetade data från Kipling & Frost 1970) under de två första levnadsåren.



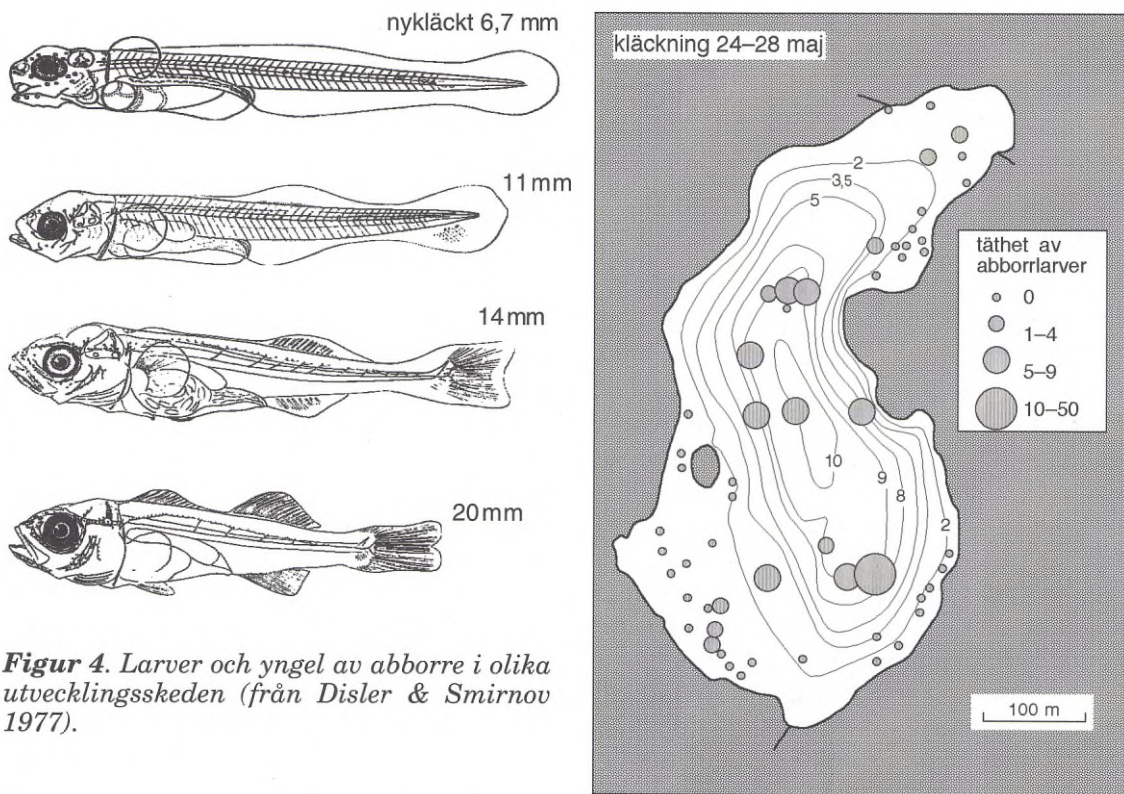
Figur 3. Larver och yngel av gädda i olika utvecklingskedan (från Raat 1988).

tion med en täckningsgrad av 40–90% (Caselman & Lewis 1996). Förstaårstillväxten varierar starkt mellan år och områden men ligger i allmänhet mellan 10 och 20 cm.

Abborren börjar leken senare än gäddan vid ca 5 °C och oftast mot slutet av april. I allmänhet sker den dock betydligt senare i Bottenviken och tidigare i södra Östersjön. Bland annat beroende på hur snabbt temperaturen stiger, så kan lek förekomma ända fram till midsommar och t o m en bit in i juli (Karås 1987, Sandström *et al.* 1997). Djup från 0,5 m ner till 5 m utnyttjas (A. Sandström pers. komm.), vanligen med en koncentration mot den grundare delen av djupintervallet. På

grund av de tidiga livsstadiernas höga temperaturkrav föredrar abborren liksom gäddan i första hand de allra mest skyddade miljöerna. Sedan larverna kläckt efter någon eller några veckors embryonalutveckling, sprider de sig från lekplatserna mot öppnare och något djupare vatten (Urho 1996). De är inte alls bottenbundna som gäddan i detta stadium utan söker födan i den fria vattenmassan. Under denna pelagiska fas saknar de pigment och har inte några väl utvecklade fenor utan en sammanhållen sk fensöm (fig. 4).

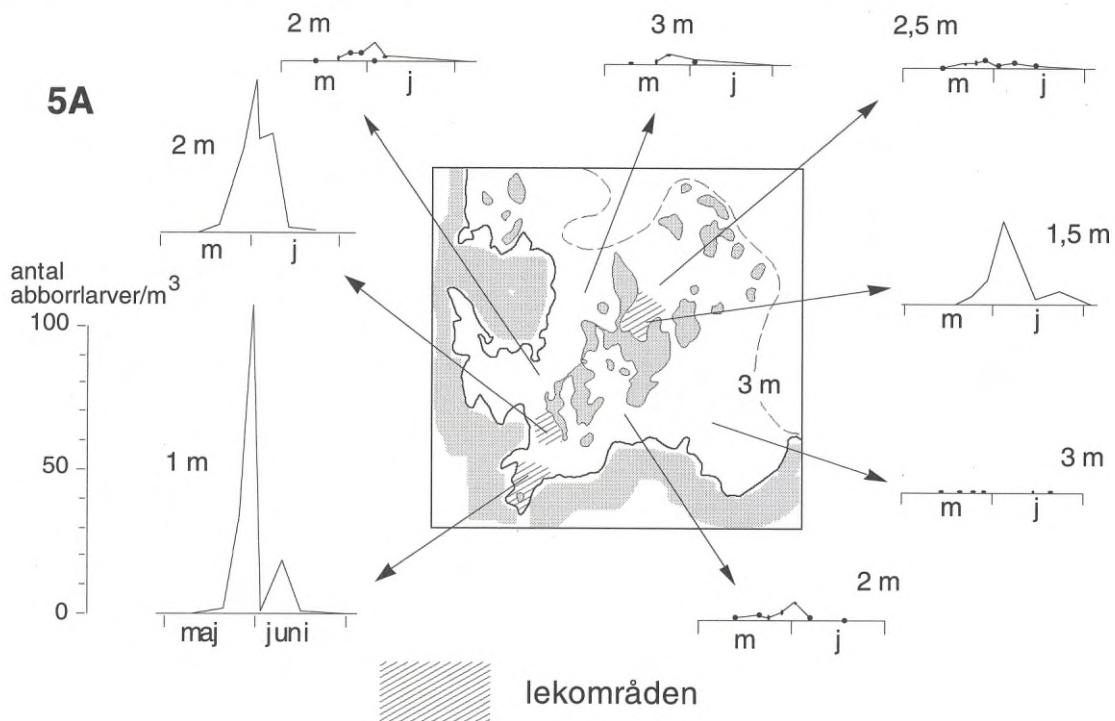
Hur stor spridningen kommer att bli från själva lekområdet avgörs av larvernas simkapacitet, de morfometriska och temperaturmässiga förhållandena samt



Figur 4. Larver och yngel av abborre i olika utvecklingskedan (från Disler & Smirnov 1977).

Figur 5a och b. Områden för lek och larvers uppväxt hos abborre i a) en finsk insjö (från Urho 1996) och b) ett kustområde i SV Bottenhavet (från Karås 1996a).

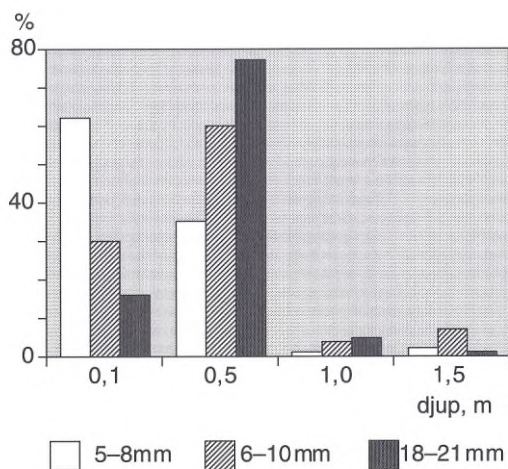
5B



strömsituationen. De driver t ex ofta med vindinducerade ytströmmar. I små insjöar med en förhållandevis stabil hydrografisk situation över sjön kan de förekomma över hela området och då även ända ut mot djup av 10 m (fig. 5a). Studier i skärgårdsmiljöer, där det är vanligare att larverna utsätts för strömmar, visar att de huvudsakligen uppehåller sig närmare strandlinjen och grundare än 3 m (fig. 5b).

Abborren är generellt sett mycket beroende av synen för sitt födosök, vilket tydligt märks i den vertikala fördelningen av larverna. De uppträder således huvudsakligen nära ytan, även om det inte förekommer någon temperaturskiktning (fig. 6). Sådana kan annars också innebära att de uppsöker den högsta temperaturen nära ytan (Wang 1994).

Larverna lever pelagiskt fram till metamorfosen vid 20–40 mm, då de antar den vuxna fiskens utseende. Vid denna tidpunkt har de börjat söka sig in mot grundare vatten och uppträder där i anslutning till skyddande vegetation. I denna miljö tillbringas resten av den första tillväxtsången. Vid dess slut kring månadsskiftet september–oktober,



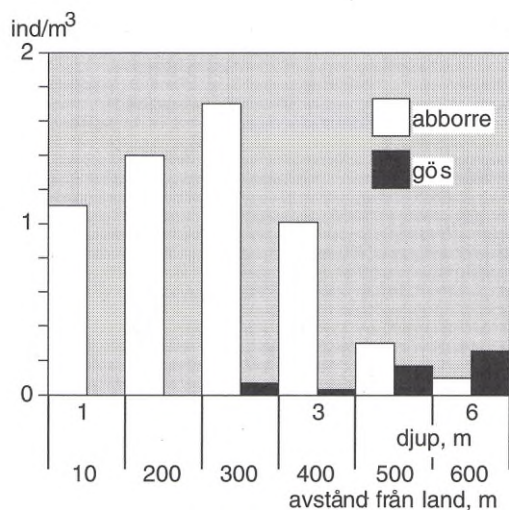
Figur 6. Djupfördelning av abborrlarver i olika storleksklasser från Skärgårdshavet (Opublicerade data från P. Karås).

när temperaturen gått under ca 10 °C och termoklinen börjar brytas upp, söker de sig mot djupare vatten. Framförallt beroende på temperaturvariationer mellan år och områden varierar förstaårstillväxten starkt. En medeltillväxt mellan 40 och 70 mm är dock vanlig i Östersjön (Karås & Neuman 1981, Karås 1987).

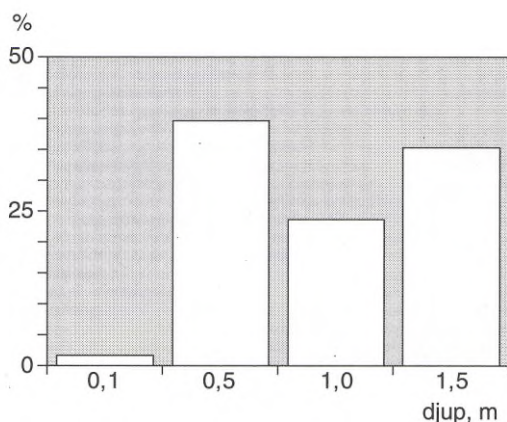
Gösen har, liksom abborren, krav på höga temperaturer, varför även den föredrar skyddade miljöer om än inte lika grunda. Båda arterna har pelagiska larver och de påminner utseendemässigt starkt om varandra. Gösen leker dock vid högre temperaturer (från 10 °C) och därmed betydligt senare, närmare midsommar, och oftast på större djup. Varken under lek eller uppväxt behöver den tillgång till vegetation. Gösens och abborrens rekryteringsområden överlappar varandra i viss utsträckning. De första två veckorna efter kläckning lever dock gösens larver nära botten (Lehtonen *et al.* 1996). Vi finner även gösens larver betydligt längre ut från land och på djupare vatten (fig. 7). Gösen har utvecklat ett öga, som gör att den kan jaga med synen även under dåliga ljusförhållanden. Larverna kan därför också söka sin föda djupare ned i vattenmassan (fig. 8) och under större del av dygnet än t ex abborren.

Det är allmänt känt att de vuxna bestånden har de högsta tätheterna och sin huvudsakliga utbredning förlagd till eutrofierade områden med lågt siktdjup (Sonesten 1991 och Lehtonen *et al.* 1996). Att gösen ser bra även i dessa grumliga vatten innebär, att den där har en fördel i förhållande till sina byten; den ser dem, innan den blir sedd. Detta skulle kunna utgöra en förklaring till att den föredrar grumliga vatten (Sandström 1999).

Gösynglet växer fort och kan tidigt övergå från att äta djurplankton till fiskdiet. Åtminstone i inlandsvattnen kan det då uppstå en tvåtoppighet i längdfördelningarna, då snabbväxande individer övergått till den energirikare fiskdieten. Denna grupp större individer drar sig inte heller



Figur 7. Exempel på täthet av abborrens och gösens larver i en gradient från grunt mot djupt och öppet vatten i en litauisk kustlagun (Opublicerade data från R. Repecka).



Figur 8. Exempel på göslarvernas djupfördelning vid ett största provtagningsdjup av 1,5 m i Skärgårdshavet (Opublicerade data från P. Karås).

för att äta sina mindre lyckligt lottade artfränder. I våra kustområden av Östersjön ligger medellängden efter första tillväxtsången ofta mellan 50 och 80 mm (se figur 18a).

Rekryteringsområden

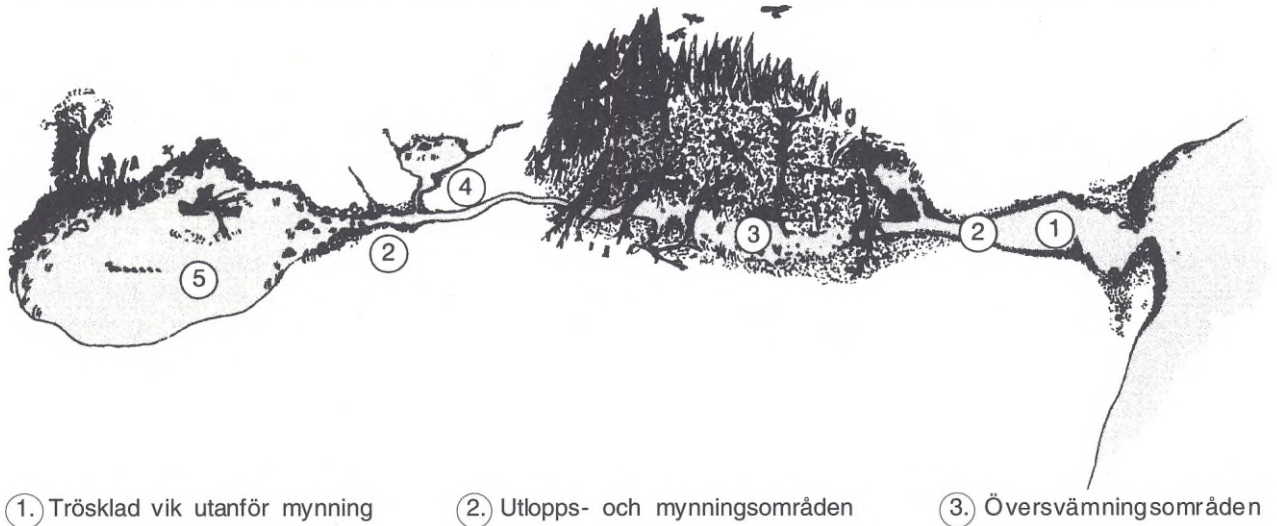
Av abborrens och gäddans livshistoria framgår, att de föredrar grunda och skyddade miljöer för sin lek och uppväxt. Områdets morfometri bör också vara sådan att de tidiga livsstadierna i största möjliga utsträckning hålls kvar däri. Exponerade kuststräckor som stora delar av Norrlandskusten, där ett starkt vattenutbyte sker med utanförliggande hav, är alltså ogynnsamma. Vid sådana kuster utgör i stället sötvattnen (estuaries, bäckmyningar, bäckar och deras översvämningsområden samt anslutande sjöar) och enstaka fjärdar samt trösklade havsvikar de enda rekryteringsmiljöerna (fig. 9) men är då desto betydelsefullare. De kuststräckor som har den högsta andelen lek- och uppväxtmiljöer och därmed högsta produktionen av yngel är de som är rika på grunda och skyddade områden, d v s skärgårdar (fig. 10 och 11).

Gösen har ett huvudutbredningsområde som sträcker sig från södra Bottenhavet till norra Småland. Den har i stort sett liknande krav på skyddade och varma miljöer som abborren och gäddan (fig. 12). De allra bästa miljöerna förekommer i större eutrofierade fjärdsystem med ett reducerat siktdjup (Hildén 1986, Hildén *et al.* 1988, Sonesten 1991, Lehtonen & Lappalainen 1995, Lehtonen *et al.* 1996).

Inventeringar av lek- och uppväxtområden i Östersjöns kustvattendrag har i de flesta fall inriktats på öring, vilket inneburit att de allra minsta eller mest lugnflytande vattendragen kommit i skymundan. De inventeringar som trots allt gjorts i sådana visar att ett hundratal kan finnas inom varje kustlän (Sandell & Karås 1995). Bäckarna utgjorde lek- och uppväxtområden för abborre, gädda och karpfiskar eller fungerade som vandringsleder för dem till högre upp belägna våtmarker och sjöar.

Omfattningen av sötvattenarternas rekryteringsområden i havet är svårare att uppskatta, då egentliga inventeringar saknas. En studie av de flesta (88 stycken)

Viktiga lek- och uppväxtmiljöer i anslutning till sötvatten för abborre och gädda



Figur 9. Viktiga uppväxtmiljöer för kustpopulationer av abborre och gädda i sötvatten (från Fiskeriverket 1996).

A



Figur 10. Viktiga typer av rekryteringsmiljöer för varmvattenarter. A: småskuren skärgård vid Sundom. B: flada-glosjö-sjökedja vid Lappören. C: vattendrag och estuarie vid Petalax.



B

foto: Pertti Sevola

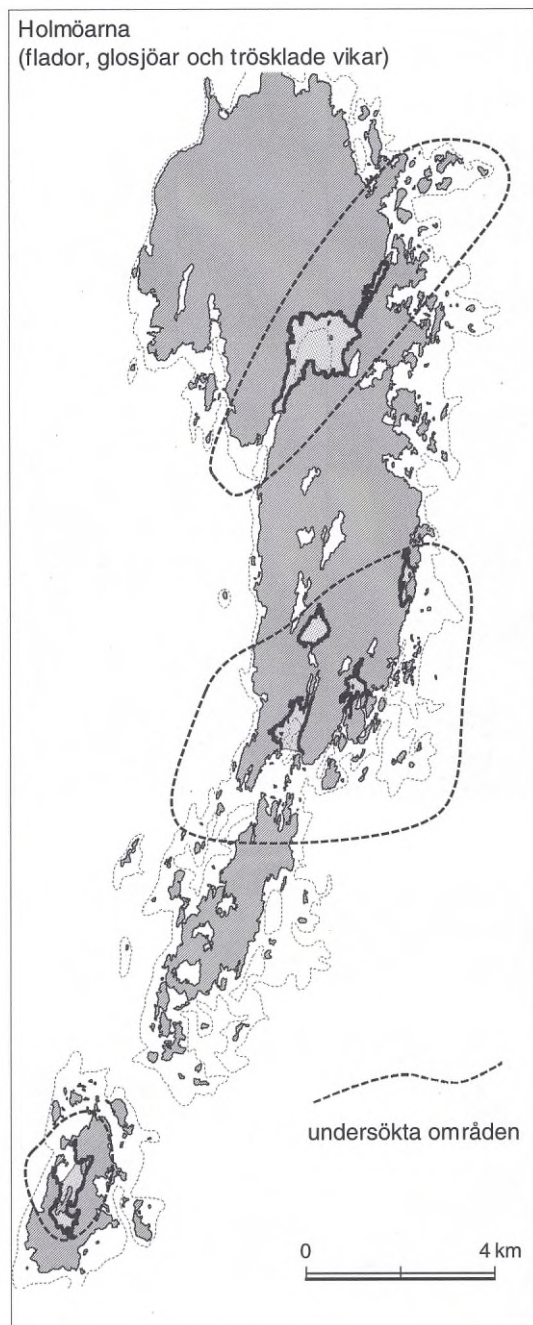
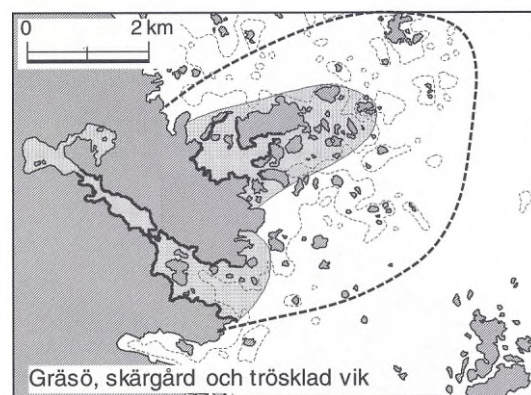
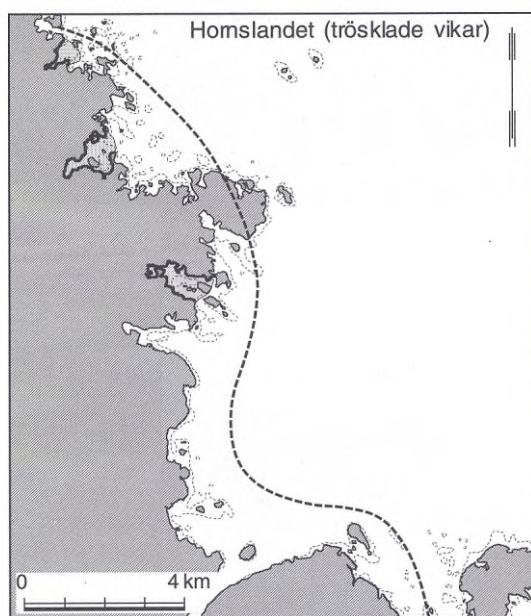
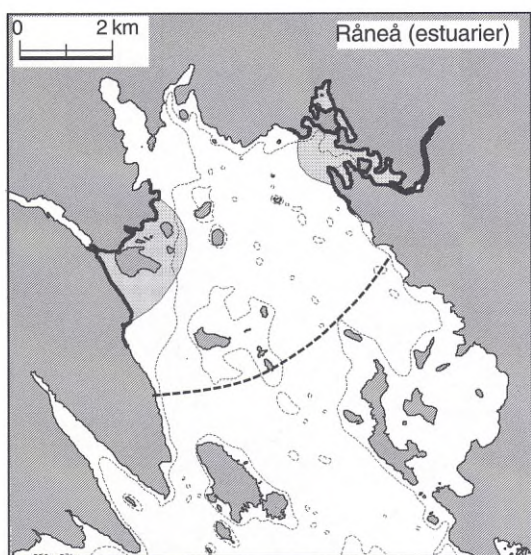
Figur 10B. Flada-glosjö-sjökedja vid Lappören.




C

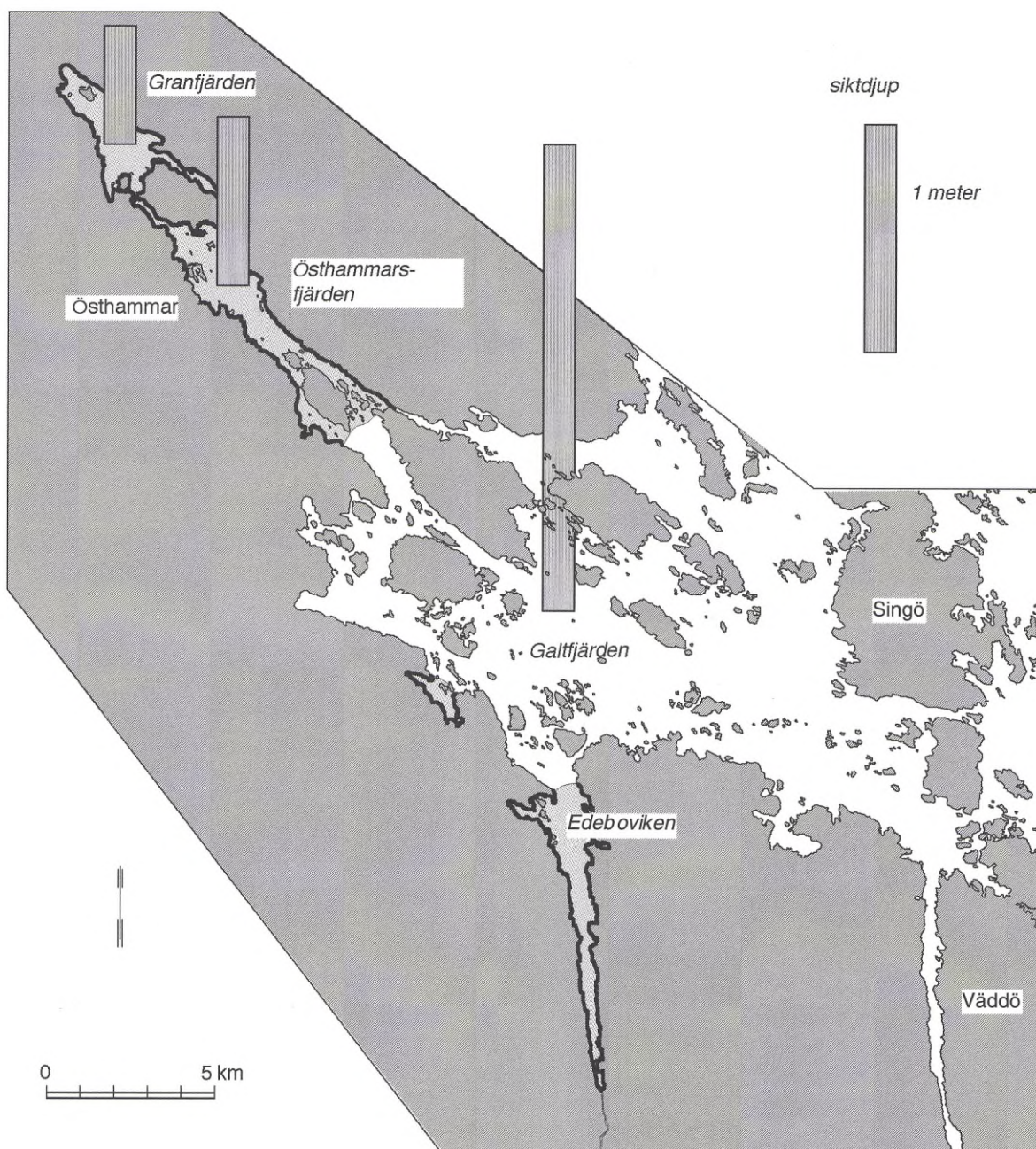
foto: Pertti Sevola


Figur 10C. Vattendrag och estuarie vid Petalax.



 Dokumenterat viktiga rekryteringsmiljöer

Figur 11. Dokumenterat viktiga rekryteringsmiljöer för abborre och gädda (från Karås & Hudd 1993, Karås 1996b).



 Dokumenterat viktiga rekryteringsmiljöer

Figur 12. Dokumenterat viktiga rekryteringsmiljöer för gös (Opublicerat material från SUCOZOMA-projektet "Improvement of recruitment areas for predatory fish").

större trösklade vikarna (>15 ha) i Stockholms skärgård kan dock utgöra ett illustrativt exempel (Länsstyrelsen i Stockholms län 1991). Vikarna täcker ca 7 000 ha. Uppskattningsvis kan kanske hälften av vikarnas yta fungera som rekryteringsområden. Om man till detta lägger skyddade vikar under 15 ha, skulle den potentiella ytan rekryteringsområden i havet för limniska varmvattenarter kunna uppskattas till åtminstone 10 000 ha inom länet.

Kustens morfometri uppdelar kustzonen i en mängd rekryteringsområden genom att sätta dess fysiska gränser. Bland denna mångfald av områden är kvaliteten starkt varierande för yngelproduktion. En mängd abiotiska och biotiska faktorer kommer att tillsammans påverka utfallet. Bland de fysiska förutsättningarna finner vi de mest grundläggande, på vilka ställs vissa minimikrav. Till de viktigaste hör syre, pH, salthalt, vattenstånd samt vegetation till skydd och som leksubstrat. Temperaturen är kanske den allra viktigaste, som dessutom har ett starkt produktionsstyrande inflytande. Dessa kvalitetsfaktorer har både ett direkt inflytande på yngelproduktionen och ett indirekt genom påverkan på den omgivande biotiska miljön. Miljöernas värde påverkas naturligtvis

också starkt därav, såsom produktionen av födoorganismer och mängden rovdjur (predatorer). Detta arbete är dock inriktat mot att identifiera faktorer som 1) är viktiga vid klassificering av olika kustmiljöer ur rekryteringssynpunkt, 2) kan identifiera störningar och 3) är förhållandevis lätta att mäta. Huvudbetoningen kommer därför att ligga på de nämnda fysiska faktorerna. De störningar som riktas mot dessa kommer att tas upp under respektive kvalitetsfaktor i den nedanstående genomgången.

Kvalitetsfaktorer

Syre

Ju högre temperatur desto sämre löser sig syre i vatten. Den maximala koncentrationen är t ex vid 4 °C ca 13 mg/l och vid 20 °C ca 9 mg/l (Mortimer 1981). Hög biologisk aktivitet vid nedbrytning av organiskt material i näringsrika miljöer medför dock syreförbrukning som kan sänka dessa värden kraftigt, speciellt under natten och nära botten. Sedimentering av suspenderat material på botten och i vegetation kan ytterligare bidra till försämrade syrgasförhållanden.

Det är oftast under embryonal- och larvstadierna som låga syrgasvärden leder till förhöjd dödlighet. Redan under 4–5 mg/l ökar den snabbt hos embryon av abborre, gädda och gös (Alabaster & Lloyd 1980, Tölg 1984, Sonesten 1991). Rommen bör därför inte falla ner i det syrefattigare vattnet närmast botten. Gädda och gös har löst problemet genom att producera rom, som klibbar fast på vegetation och t ex växtrötter ovan sedimentytan. Gösen förbättrar ytterligare förhållandena då hanen, som vaktar rommen, förser den med syrerikt vatten genom att fläkta med fenorna. Samtidigt förhindras att rommen täcks av sedimentterande material. Abborren fäster sin rom i strängar på uppstickande föremål, framförallt vegetation, men även t ex grenar från nedfallna träd.

Negativt mänskligt inflytande på syreförhållandena handlar framförallt om tillförsel av näringsämnen och organiskt material, som skapar ökad växtproduktion och syretärning vid nedbrytning. Detta leder till försämrade syreförhållanden framförallt nära botten men som vid isbeläggning sprider sig uppåt i vattenmassan. Massdöd av fisk kan då bli följden.

pH

Koncentrationen av vätejoner i vattnen brukar beskrivas med dess pH-värde. Vid låga värden säger man att vattnet är surt och vid höga basiskt. Vattnet är neutralt

vid pH 7. Brackvatten har normalt ett svagt basiskt pH och dess buffertförmåga gentemot försurande ämnen är stark. Effekter av surt vatten på kustpopulationer av fisk är därför endast av betydelse i de fall bestånden rekryteras från sötvattenmiljöer. Förutom en direkt påverkan förekommer en indirekt genom att koncentrationen av vätejoner även påverkar hur t ex metalljoner uppträder. I vatten som innehåller höga halter av aluminium kan skador på fisk således uppträda, trots att pH är högre än vad som normalt utgör fiskens lägsta toleransnivå (Vuorinen *et al.* 1994a).

Hos vuxna individer av abborre, gädda och gös är motståndskraften mot låga pH-värden relativt god och likartad. De har en nedre toleransnivå som ligger nära pH 4 (Heibo 1998). Tidiga livsstadier är dock känsligare, och nykläckta larver är minst toleranta (Rask 1984). Generellt sett tycks dock ökad dödlighet börja uppträda kring pH 5 (Alabaster & Lloyd 1980, Anon. 1991, Hudd *et al.* 1984, Vuorinen *et al.* 1994b).

Även i vatten med höga pH-värden kan negativa effekter fås på fiskproduktionen. Denna övre gräns tycks för abborre och gädda ligga vid pH 9–10 (Bandt 1936, Alabaster & Lloyd 1980). Framförallt är det giftigheten hos ammoniak som är viktig. I vatten med höga halter ammoniumkväve bildas med stigande pH ett ökat inslag av ammoniak (Thurston *et al.* 1981), som är starkt giftigt för fisk (Erickson 1985). Sådana förhållanden förekommer oftast i eutrofierade vatten och i samband med kraftig fotosyntetisk aktivitet i tät vegetation och i höga temperaturer.

De kustområden i Östersjön, där försurningsproblemen varit störst, är längs den finska sidan av Bottniska viken samt i Västerbottens kustland. Huvudanledningen till problemen där är främst att man genomfört utdikningar och markarbeten i de vanligt förekommande svavelrika alunjordarna (Hudd *et al.* 1984, Anon. 1991). När svavelföreningarna däri syresätts vid dikning oxideras de, varvid starkt sura ämnen bildas (Kjellman *et al.* 1994).

Salthalt

I Östersjön uppträder sötvattenarterna i miljöer med salthalter upp till ca 15‰. Över 10–12‰ är dock den osmotiska stressen alltför stor för långvarig exponering, framförallt för yngel. Fiskens kroppsvätskor är isoosmotiska med den omgivande miljön vid en salthalt av 7–8‰. Under sådana förhållanden går det åt minst energi till att upprätthålla konstant salthalt i kroppen och mer energi blir då tillgänglig för tillväxt.

Tidiga livsstadier är känsliga för höga salthalter. Abborrens ägg och nykläckta larver har optimal överlevnad vid 3–5‰. Dödligheten är dock låg ända upp till 7‰ (Klinkhardt & Winkler 1989, Ribí 1992, Victoria *et al.* 1992) men vid 9–10‰ är den nära 100% (Bein & Ribí 1994).

Högsta tolererbara salthalt för befruktning och äggutveckling anges hos gäddan vara 6‰ (se sammanställning i Klinkhardt & Winkler 1989). Lindroth (1946) menade att en gräns för lönande gäddodling kan sättas till 6–7‰. Gösens högsta tolererbara salinitet under befruktning och embryonalutveckling har angetts till ca 10‰ och för larvutveckling 4–4,5‰ respektive 7,0 (se sammanställning i Klinkhardt & Winkler, 1989). Klinkhardt & Winkler (1989) anger ca 6–7‰ för ögonpunktad rom. I södra Östersjön kan således endast de aktuella arterna rekryteras från sötvattenmiljöer och estuariar.

De varierande värden som förekommer i litteraturen vad avser salthaltstolerans skulle kunna förklaras med att bestånden anpassat sig till de lokala salthaltsförhållandena. Således har Vetemaa & Saat (1996) visat att söt- och brackvattenpopulationer av gers överlever till och med kläckning upp till 6 respektive 9‰.

Vattenstånd

Abborren och gösen leker i allmänhet på så djupt vatten att sjunkande vattenstånd inte medför någon risk för torrläggning av rommen. Framförallt i sötvattenmiljöer leker däremot gäddan så grunt att detta utgör ett reellt hot. I havet är dock vattenståndet i allmänhet lågt i samband med dess lek och i stigande under rommens och larvernans utveckling. De försök som har gjorts att relatera årsklasstyrka till vattenstånd hos kustpopulationer har heller inte funnit något samband (Alm 1957).

I miljöer som nästan är avsnörda från havet (skflador) och i bäckar och sjöar (ex glosjöar), har vattenståndet dokumenterat stor påverkan på romöverlevnad och även årsklasstyrka hos gädda (Kutznetzov 1980). De kustpopulationer av abborre som också nyttjar dessa miljöer som rekryteringsområden kan säkert påverkas på motsvarande sätt, om än inte i samma omfattning eftersom de leker djupare.

Förutom att reducera sannolikheten för uttorkning av rekryteringsmiljöer är ett högt och stabilt vattenstånd positivt genom att det orsakar en ökad närings-tillförsel, och därmed bättre tillgång på bytesdjur. Det skapar även större yta med gott om gömslen för larver och yngel (Caselman & Lewis 1996). I de sötvatten och flador där kustpopulationer har sina lek- och uppväxtmiljöer är det alltså viktigt att man bevarar ett högt och stabilt vattenstånd.

Vegetation

Undervattensvegetationens betydelse som kvalitetsfaktor är flerfaldig. För det första utgör den leksubstrat. Genom att rommen läggs på den uppstickande vegetationen skapas större möjligheter för äggen att bli väl syresatta. Gäddan leker huvudsakligen i tät växtlighet i sötvatten i mycket grunda miljöer, från någon decimeters djup ner mot en meter och i havet något djupare. I översvåmningsområden klibbas rommen fast på vad som vanligen är landväxter. Annars utnyttjas bladvass

och starr samt bland undervattensväxter, främst olika arter nate (*Potamogeton* spp.) och kransalger (*Chara* spp.). I havet kan områden beväxta med gulgrönalgen svartskinna eller sjalgräs (*Vaucheria dichotoma*) på 1 till 3 m djup utgöra viktiga miljöer (S. Wistbacka pers. komm.).

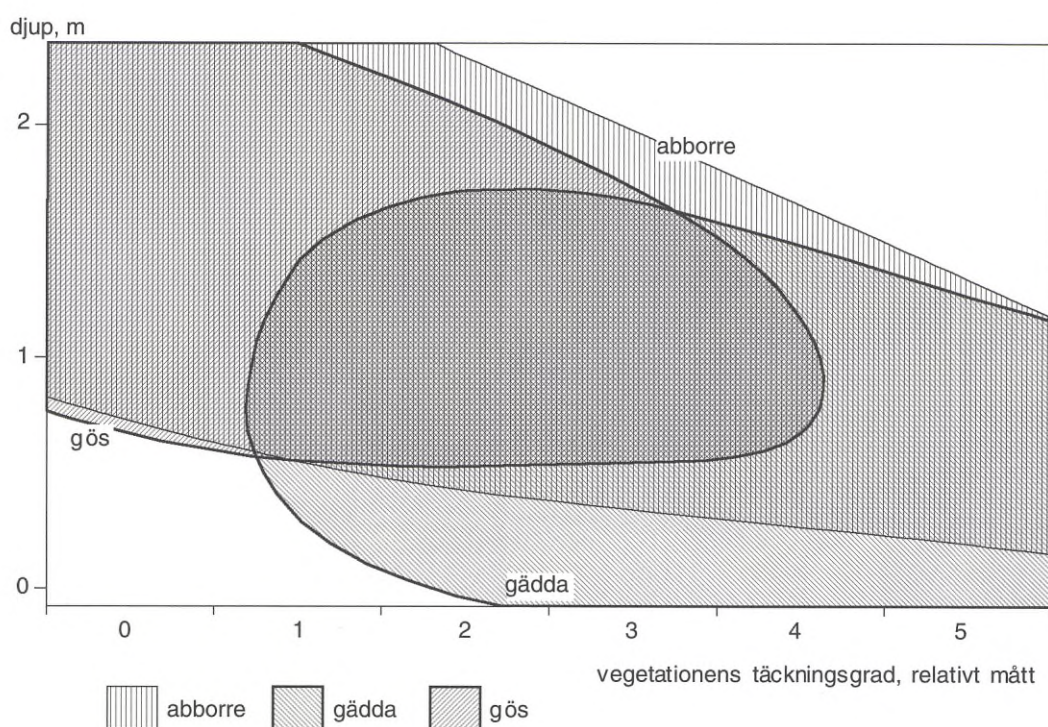
Abborren leker i allmänhet djupare än gäddan. Den lägger rommen i sammanhängande strängar på vegetation som är förhållandevis gles men mer högväxt än vad gäddan föredrar. Bland lämpliga substrat kan nämnas fjolårsvass och olika natearter. I stort sett nyttjas dock allt som sticker upp tillräckligt mycket från botten för att rommen skall kunna syresättas ordentligt.

Gösen leker på nästan vegetationsfria sten-, grus-, sand- och hårdare lerbottnar, gärna med inslag av växtrötter. Den föredrar ofta miljöer med svagt strömmande vatten, sannolikt för att undvika alltför dåliga syreförhållanden,

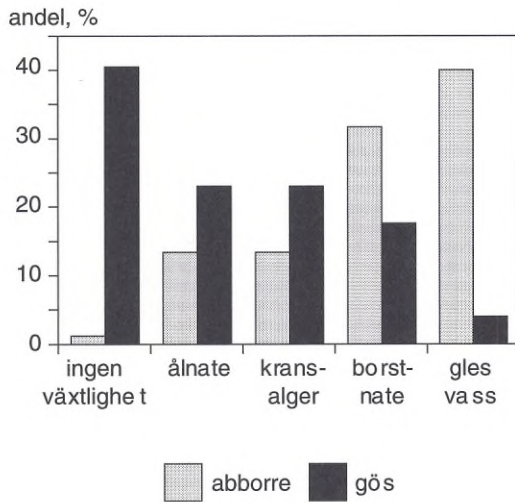
då rommen läggs så nära botten. Gösen anses ha höga krav på lekplatsens karaktär, varför leken kan vara starkt koncentrerad till vissa områden (Deelder & Willemsen 1964).

Undervattensvegetationen utgör även skydd för abborrens och gäddans yngel. Inom de beväxta vattenområdena är dessutom produktionen av lämpliga födoobjekt betydligt högre än i vegetationsfria sådana. Växterna fungerar också som biologiska filter genom att reducera den för växtplanktonproduktion tillgängliga näringen (Weisner *et al.* 1994). Därför är vattnet klarare i beväxta områden, vilket sannolikt gynnar fiskarter som huvudsakligen söker sitt byte med synen som abborre och gädda.

Skilda fiskarters yngel har olika krav på vegetationens sammansättning och struktur. Gäddan föredrar områden med den högsta täckningsgraden (fig. 13), fast den gärna vill jaga i öppningar och kanter av densamma. Abborrynglet utnyttjar



Figur 13. Fördelningen av larver och yngel under dagtid i förhållande till vegetationens täthet och bottendjupet i estuariet till Kyro älv (från Urho *et al.* 1990).

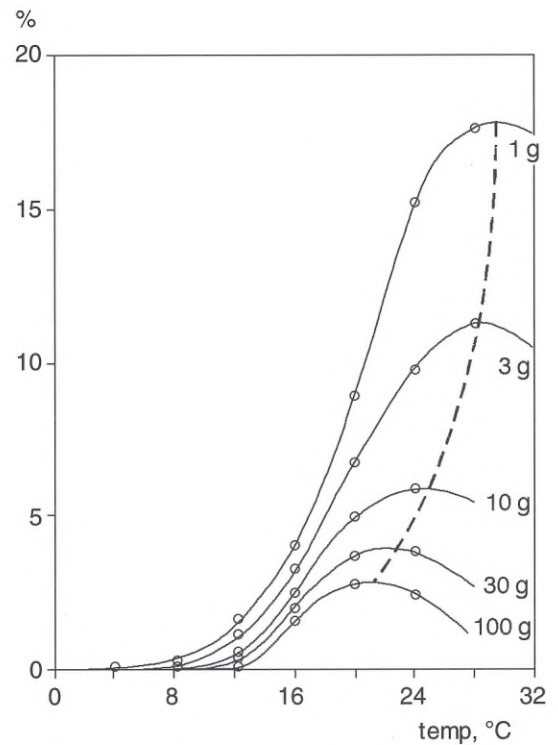


Figur 14. Procentuell fördelning av abborrens och gösens yngel i olika miljöer under dagtid (opublicerade data från SUCOZOMA-projektet "Improvement of recruitment areas for predatory fish").

områden med glesare växtlighet och uppträder i kanterna av tätare vegetation, medan gösen jagar i den fria vattenmassan (fig. 14).

Temperatur

Förutsatt att övriga abiotiska faktorer tillåter överlevnad utgör temperaturen den mest grundläggande kvalitetsfaktorn p g a dess avgörande inflytande på ämnesomsättningens hastighet (Fry 1971). Hos växelvarma djur som fiskar ökar metabolismen med temperaturen upp till ett maximum, då tillväxtpotentialen är optimal, för att sedan avta mot letaltemperaturen (fig. 15). Under framförallt de tidigaste utvecklingsstadierna kan inverkan på överlevnaden ske direkt. Via tillväxthastigheten förekommer även ett indirekt inflytande – en snabbare tillväxt innebär att perioder med hög dödlighet kan överbryggas på kortare tid. Den naturliga dödligheten är därför oftast negativt korrelerad till tillväxthastigheten under första levnadsåret (se t ex Pauly

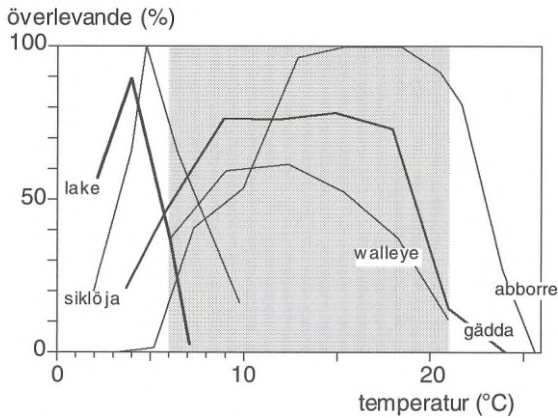


Figur 15. Den maximala tillväxthastighetens vikt- och temperaturberoende hos abborre. Optimumtemperaturen anges med en streckad linje (efter Lessmark 1983).

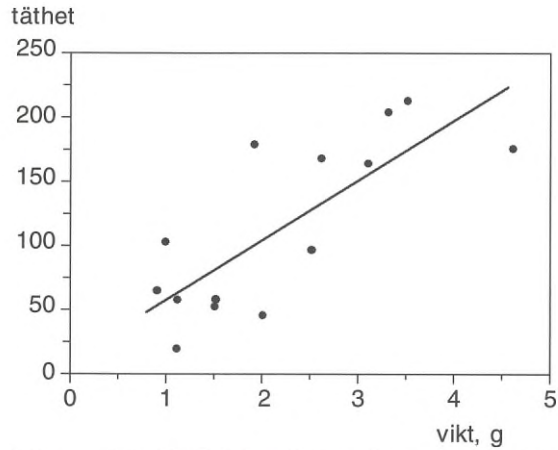
1981, Post & Prankevicius 1987, Miller *et al.* 1988, Pepin & Myers 1991, Pepin 1991).

Ju mindre fiskarna är, desto snabbare snurrar de fysiologiska hjulen (fig. 15). Samtidigt är de dock känsligare för svängningar i temperaturen kring de nedre och övre letalgränserna (Lillelund 1967, Hokanson & Kleiner 1974, Sonesten 1991, Karås 1996a). Till skillnad mot kallvattenarter som lake och siklöja har abborre, gädda och gös en bred temperaturlöslighet hos de tidiga utvecklingsstadierna och den övre letaltemperaturen ligger relativt högt (fig. 16).

På våra breddgrader är temperaturen sällan så hög under våren att den åstadkommer dödlighet under larvstadierna. Då temperaturen faller ned mot den nedre kritiska gränsen kring 10 °C har man dock konstaterat kraftigt ökad död-



Figur 16. Överlevnadens temperaturberoende under den senare delen av embryonalfasen hos abborre, gädda, lake och siklöja (från Sandell & Karås 1995) samt walleye (amerikansk gös-släktning, från Smith & Ney 1975).



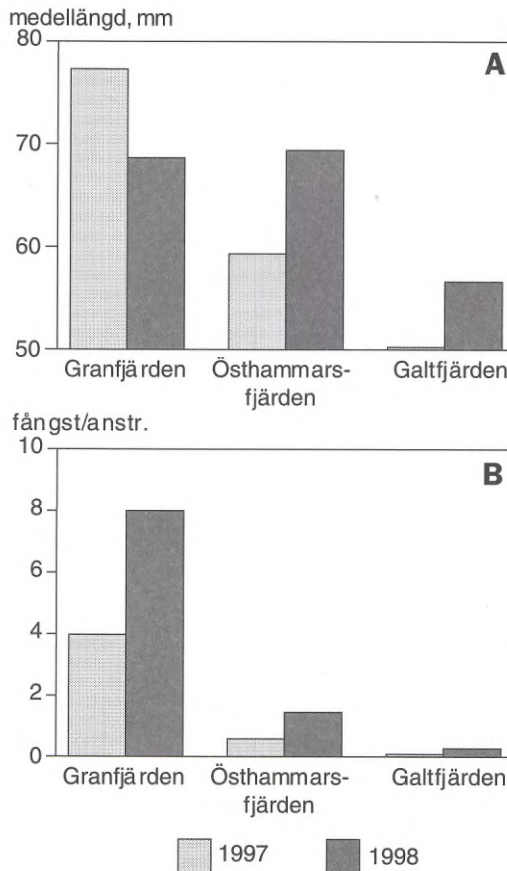
Figur 17. Förhållandet mellan årsynglets täthet och tillväxt (vikt) hos Östersjöpopulationer av abborre. Tätheterna är relaterade till medelvärden (100) för alla data. (bearbetade data från Karås 1996a).

lighet hos abborre (Karås 1996a). Detta inträffar vid bakslag i vädret och vid kallvatteninbrott, som inte är ovanliga i kustmiljöer. Motsvarande nedre gräns ligger för gädda kring 6°C (Lillelund 1967, fig. 16).

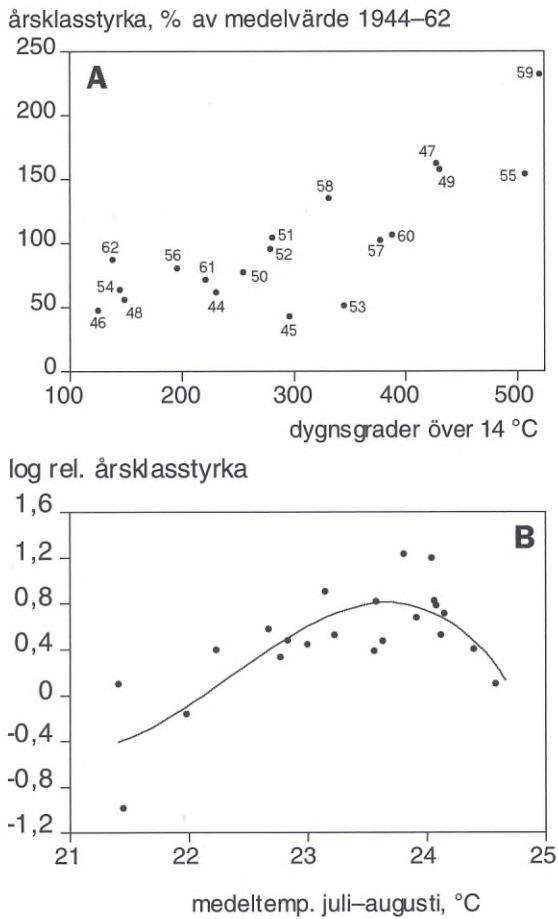
Hos abborre och gös har mått på årsklasstyrkan, beräknat på den rekryterade (vuxna) fisken, och vattentemperaturen under första levnadsåret visats vara positivt korrelerade (Segestråle 1933, Neuman 1976, Böhling *et al.* 1991, Lehtonen & Lappalainen 1995, Lappalainen *et al.* 1995a och b, Karås 1996a). Detsamma gäller tillväxt och överlevnad under första levnadsåret (fig. 17 och 18, Karås & Neuman 1981, Karås 1990, Karås 1996a).

Karås (1996a) menade att den positiva effekten av en snabb tillväxt ligger i att ynglet snabbare passerar perioder med hög dödlighet. En god förstaårstillväxt (större storlek) innebär även bättre förutsättningar för att överleva vintersvält hos abborre (Karås 1996a) och gös (Kirjasniemi & Valtonen 1997).

I Östersjön utgör således de stora mellanårsvariationerna i temperaturförhållandena den viktigaste orsaken att de starkaste årsklasserna kan vara åtminstone 10 gånger så stora som de svagaste

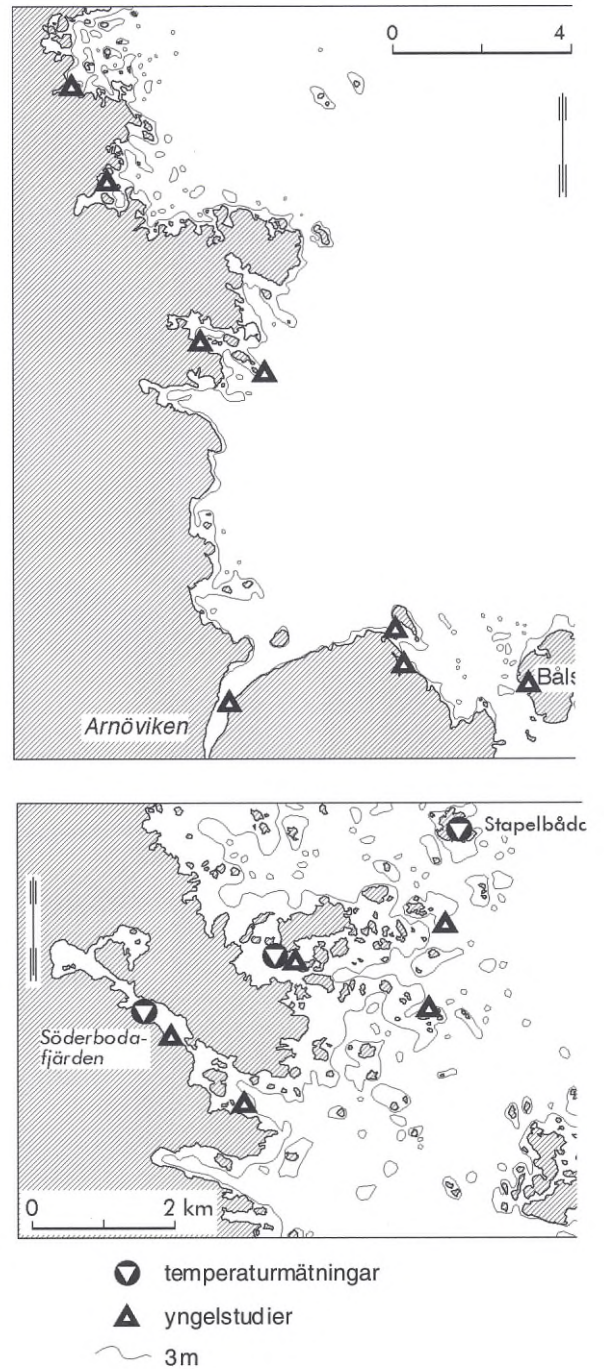


Figur 18a och b. a) Tillväxt och b) täthet av gösens årsyngel (opublicerade data från SUCOZOMA-projektet "Improvement of recruitment areas for predatory fish").



Figur 19 a och b. Förhållandet mellan årsklasstyrka och vattentemperatur hos gädda i a) Lake Windermere (från Kipling & Frost 1970), b) Lake Ontario (från Casselman & Lewis 1996).

för arter som abborre och gös (Neuman 1976, Karås 1996a, Lappalainen *et al.* 1995b, Lehtonen *et al.* 1996). Studier av gädda i insjöar har visat på liknande samband för denna art (fig. 19a och b, Kipling & Frost 1970, Casselman & Lewis 1996). När populationerna av gädda är täta kan emellertid temperatureffekten på rekryteringen maskeras av täthetsberoende interaktioner. Från Östersjön finns ännu inte tillräckligt långa tidsserier för motsvarande jämförelser. Förstaårstillväxten är dock positivt relaterad till temperaturen, och sambandet tycks vara tydligast i de

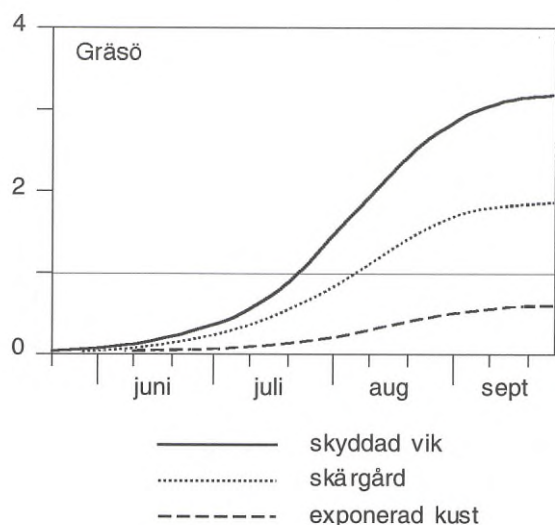


Figur 20. Studerade miljöer vid Hornslandet respektive Gräsö.

hårdast exploaterade gäddpopulationerna (Andersson 1990, 1991, Sandström 1998).

Möjligheterna att med endast temperaturuppgifter uppskatta variationer mellan olika miljöers grundläggande kvalitet ur rekryteringssynpunkt har även prövats för abborre med en rekryteringsmodell utvecklad av Karås (1996a). I ett område vid Hornslandet och ett annat vid Gräsö, representerande exponerad Norrlandskust respektive skärgård i Södra Kvarken, genomfördes täthetsstudier av yngel och dagliga temperaturmätningar i olika miljöer (fig. 20, Karås 1996b).

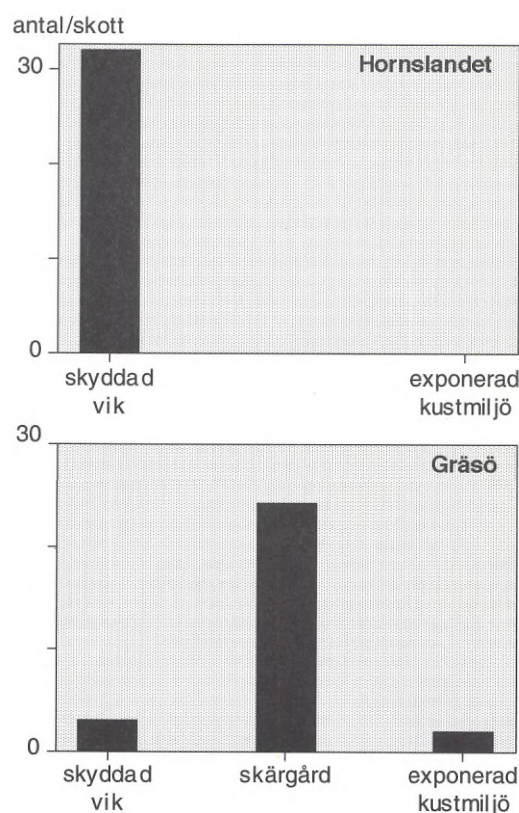
Eftersom förstaårstillväxten är positivt korrelerad till årsklasstyrkan, användes vikten vid första tillväxtsäsongens slut enligt modellen som ett mått på ett områdes kvalitet. Förutsägelse jämfördes med provtagningsresultat avseende tillväxt, täthet och utbredning. Fältprovtagningarna verifierade modellens förutsägelser; de mest exponerade miljöerna hade en låg kvalitet på grund av en låg temperaturpotential för förstaårstillväxt (fig. 21). Tidigare studier antyder att abborren i södra Bottniska viken behöver bli kring ett gram (ca 50 mm) efter första



Figur 21. Simulering av förstaårstillväxt hos abborre i olika miljöer (från Karås 1996b).

tillväxtsäsongen för att överleva vinterns svält (Karås 1987). För längre vinterperioder behöver de naturligtvis bli större. Analysen visade att det åtminstone för medelfisken inte var möjligt att nå denna nivå i de exponerade områdena, vilket bekräftades av täthetsuppskattningarna (fig. 22).

Den miljö vid Gräsö som ur temperatursynpunkt sett borde haft den högsta kvaliteten för produktion av abborryngel i Karås (1996b) studie hade inte så hög yngeltäthet som förväntat. Arter med de allra högsta temperaturkraven, framförallt karpfiskar (mört, björkna och löja) men även gädda förekom dock rikligast där. För abborre var det sannolikt någon annan viktig kvalitetsfaktor som påverkade utfallet negativt.



Figur 22. Täthet hos årsyngel av abborre vid olika exponeringsgrad (från Karås 1996b).

De refererade studierna och likartade (Karås & Hudd 1993, Müller 1984, Lehtonen & Hudd 1988) visar alltså att den höga kvalitet som skyddade miljöer besitter är starkt förknippad med temperaturförhållandena.

Exempel på olika miljöers yngelproduktion

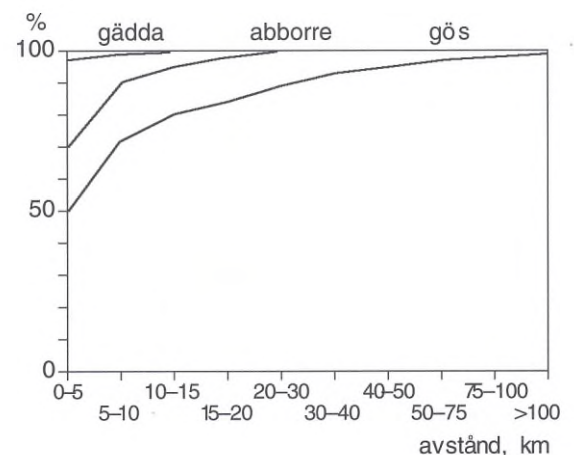
Olika miljöers kapacitet att producera yngel kan illustreras av mängden yngel som vandrar ut därifrån liksom tätheten yngel i denna miljö (tabell 1). Ett annat mått är mängden vuxna fiskar som vandrar dit för lek, eftersom de sannolikt har vuxit upp där. Sammanställningen av tätheter (antal/ha) i tabell 1 baseras på provtagning med små undervattensdetonationer (Karås & Neuman 1981). Varje skott har uppskattats täcka en yta av ca 50 m², och täthetsmåttan har därefter räknats upp för att representera en yta av en hektar.

Genom att gäddan i ett tidigt skede söker sina byten högt upp i näringskedjan och den därigenom kräver en större minsta yta än andra arter kommer dess tätheter att vara förhållandevis låga. Dessa mått är också de minst säkra. Mellanårsvariationerna är generellt sett stora för alla tre arter, och i de flesta områden har endast något eller några år studerats. Dessa omständigheter måste beaktas vid bedömningen av observationernas säkerhet.

Sammanställningen visar att högproduktiva rekryteringsmiljöer finns från norra Bottenviken ner till de sydligaste studerade områdena. Det är i stället miljöernas karaktär som är av störst betydelse för produktionsnivån. De högsta värdena tycks förekomma i sötvatten och trösklade havsvikar men även i skärgårdar. Den senare miljön är inte så strikt definierad som de andra, vilket till viss del kan förklara en till synes större variation där. Exponerade miljöer är naturligtvis de som har de sämsta förutsättningarna, något som också illustreras i sammanställningen. Yngelproduktion av gös kan bara noteras i anslutning till starkt eutrofierade områden.

Östersjöpopulationer av abborre och gädda är erkänt lekområdestrogna, vilket innebär att de år efter år återvänder för lek till det område vari de en gång vuxit upp (Böhling & Lehtonen 1984, Karås & Lehtonen 1990). Så anses även vara fallet för gös (Lehtonen & Toivonen 1988). Man kan därför få en uppfattning om vad ett lek- och uppväxtområde betyder för omgivande vattens fiskproduktion genom att studera hur långt de vuxna individerna sprider sig i kustområdet.

Trots att abborren och gäddan betraktas som stationära arter, har de en spridning från lekområdena som i gäddans fall huvudsakligen är inom ca 3 km och i abborrens kanske 5 km (fig. 23). Gösen är rörligare och återfinns vanligen inom 10–30 km från lekområdet. De angivna distanserna utgör genomsnittsvärden, och stora skillnader förekommer mellan olika populationer, bl a beroende på det aktuella kustområdets morfometri. Enstaka långvandrare förekommer också; det finns exempel på gösar som förflyttat sig mer än 200 km (Lehtonen 1983).



Figur 23. Kumulativ frekvens av återfångster i förhållande till avståndet från märkningsområdet.

Tabell 1. Exempel på mängden lekfisk och yngelproduktionsnivå i olika miljöer. (Från Eriksson & Müller 1982, Johnsson 1982, Müller 1986, Berg 1982, Hästbacka 1984, 1990, 1991, Eklöv & Andersson 1990, Kustlaboratoriet opublicerade data). Uppväxtområdenas yta anges inom parentes.

VANDRINGSSTUDIER I SÖTVATTEN I NORRA KVARKEN (totalt antal)

	uppvandrande lekfisk	utvandrande yngel
3–10 m brett vattendrag		
abborre	1 000–2000	8 000–10 000
gädda	200–300	20 000–70 000
0,4–1 m brett		
abborre	200	
1 m brett (30 ha)		
abborre	85 000–100 000	
gädda	2 000–3 000	
1 m brett (7 ha)		
abborre		220 000
gädda		1 000–2 000

TÄTHETER AV YNGEL I OLIKA MILJÖER OCH KUSTOMRÅDEN (antal/ha)

miljö, latitud	år	abborre	gädda	gös
glosjö				
Österbotten (63°15')	1989	30 000	150–300	
estuarie				
Råneå (65°50')	1988, 1991	1 000	0	
havsvik (träsklad)				
Hornslandet (61°45')	1991	4 000	<20	
Njutånger (61°30')	1987	20 000–25000	<20	
Eskön (60°45')	1988	10 000		
Gräsö (60°30')	1992	600–4000	<400	
Granfjärden (60°15')*	1997, 1998	2000	20	500–1500
Östhammarsfjärden (60°15')*	1997, 1998	1000–8000	20	150–200
Galtfjärden (60°15')*	1997, 1998	2000–8000	20	15–20
Kvädöfjärden (58°00')	1996–1998	1000–10000	200–500	
skärgård (skyddad)				
Holmöarna (63°15')	1992	200	<20	
Forsmark (60°30')	1980–1998	1000–10000	<20	
Gräsö (60°30')	1992	5000	0	
Björnö (57°00')	1989, 1990	2000–4000	200–600	
exponerat				
Hornslandet (61°45')	1991	<20	<20	
Gräsö (60°30')	1992	400	0	

*Eutrofieringsgradient med siktdjup från 0,5–3 m från Granfjärden till Galtfjärden

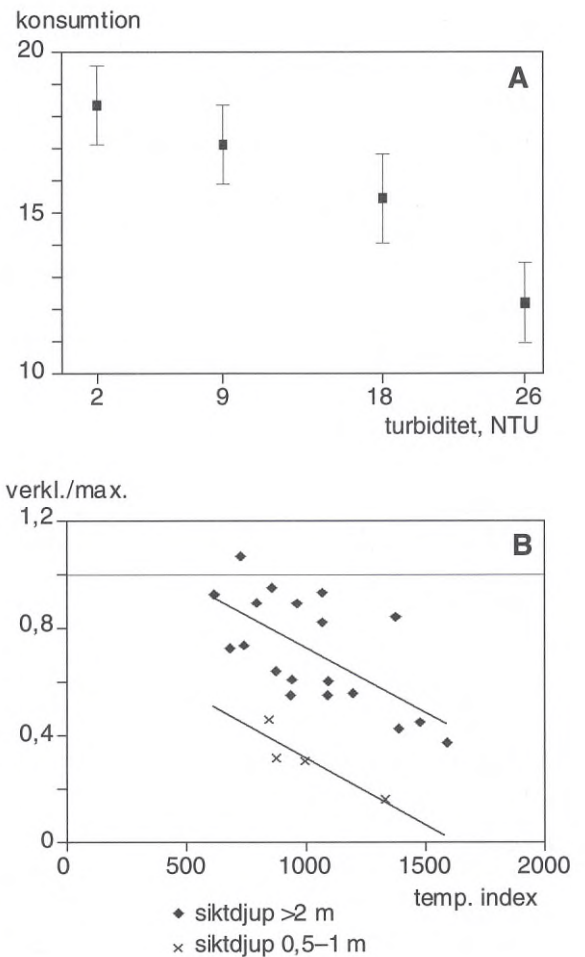
Störningars omfattning och åtgärder

De studier som genomförts med avseende på förhållandena inom rekryteringsområden för fiskpopulationer längs Sveriges och Finlands Östersjökuster visar alla att de flesta av dessa områden har förlorat i kapacitet på grund av mänskliga störningar (Hudd *et al.* 1984, Wistbacka 1986, Sandell & Karås 1995). I svenska vatten kan länsstyrelsens inventering av Stockholms skärgård tjäna som exempel. Bara av mängden sommarhus att döma (minst 10 000) förstås att mänskligt inflytande är stort. Därtill kommer att stora områden exploateras för fast boende framförallt i de inre delarna. Inom nederbördsområdet är lantbruk vanliga även i nära anslutning till skyddade vikar. Dessutom förekommer utsläpp från minst åtta större avloppsreningsanläggningar. Med undantag av det stora antalet fast boende, i de inre delarna kan detta sägas vara en typisk situation i våra skärgårdar.

De områden sötvattenarterna utnyttjar för rekrytering i kustmiljöer är de som har påverkats i störst utsträckning. I första hand har det lett till en allmän eutrofiering, vilket skapat en dominans av karpfiskar. I eutrofieringens släptåg kommer försämrade siktförhållanden. Detta utgör en av de faktorer som kan tänkas påverka konsumtion, tillväxt och överlevnad negativt hos en art som abborre, vilken är beroende av synen för sitt födosök. Preliminära resultat från såväl laborativa studier som fältinsatser tyder på att så verkligen är fallet (fig. 24a och b).

Det dåliga siktdjupet reducerar möjligheterna för vegetationen att överleva, och dess djuputbredning minskar. I de grunda rekryteringsområdena innebär det att stora ytor mister vegetation, vilket i sin tur leder till att leksubstrat och skydd för ynglet går förlorat för abborre och gädda.

De förluster av rekryteringsområden och försämringen av deras kvalitet som eutrofieringen orsakar kan inte uppvägas av en ökad produktion i områden längre



Figur 24a och b. a) Abborrlarvers konsumtion i ökande turbiditet (grumlighet) (opublicerade data från SUCOZOMA-projektet "Improvement of recruitment areas for predatory fish"). 2 NTU motsvarar ett siktdjup av 4–5 m och 26 NTU 0,5 m. b) Förhållandet mellan verklig och maximal tillväxt (verkl./max.) under olika temperaturregimer (temp. index) hos årsyngel av abborre vid normala siktdjup (>2 m) och 0,5–1 m (Karås & Sandström, i manuskript).

ut, eftersom de lägre temperaturerna där begränsar produktionen väsentligt.

Åtgärder för att minska effekterna av eutrofiering handlar främst om att förebygga insatser genom att på olika sätt reducera tillförseln av näringsämnen och organiskt material. Internbelastningen är dock ofta stor p g a tidigare deponering i

sedimenten. På mycket begränsade ytor kan man möjligen göra något åt detta problem, t ex genom att föra bort växtansamlingar eller sediment. Påverkade områden är emellertid i allmänhet så stora efter våra kuster att man tyvärr oftast får förlita sig på en långsam självläkningsprocess efter att ha minimerat näringstillförseln.

Den stora mängden sommarhus och småbåtshamnar i våra skärgårdar antyder att fysiska störningar i form av motorbåtstrafik kan vara omfattande. Av de vikar som undersökts av länsstyrelsen i Stockholm saknades störning i endast 5%. Muddring i vikar och smala sund liksom byggande av bryggor och pirar var också vanligt. En mycket liten del av vikarna ansågs vara helt ostörda. En liknande situation har även konstaterats i Gävleborgs län (Lindahl & Alexandersson 1996). Man kan på goda grunder förutsätta att samma typ av störningar i varierande omfattning förekommer i alla skärgårdar, fjärdar och vikar längs våra kuster.

Muddring av trösklar till fjärdar och vikar, gör att vattentransporten ökar och därmed utdrift av larver till suboptimala områden. Sådana ingrepp kan också sänka temperaturen. Annat negativt inflytande är rent fysisk förlust av områden genom byggnation, vilket även inkluderar hinder i vandringsleder till lek- och uppväxtområden. Bevarande och åtgärdsinsatser handlar framförallt om att ursprungligen minimera sådant inflytande i viktiga miljöer, och att i de fall ingrepp måste göras ta hänsyn till effekterna på fiskproduktionen. Till restaurerande åtgärder hör t ex att ta bort vandringshinder och återskapa trösklar till rekryteringsmiljöerna.

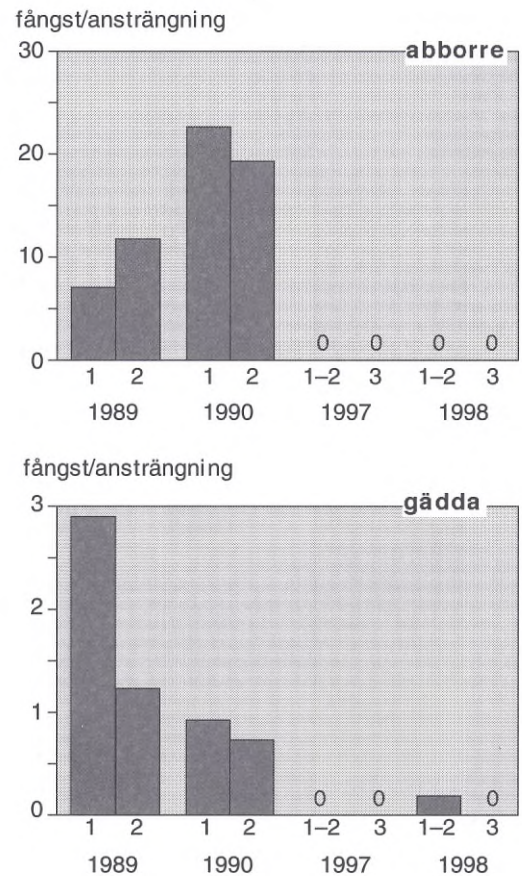
De vattendrag som mynnar i Stockholms skärgård har inventerats med avseende på omfattningen av mänskliga störningar. Av de 134 som undersöktes, vilka ofta var förbundna med små sjöar, ansågs endast 2% vara opåverkade. Den vanligaste påverkan kom från jordbruk

(60%), utdikning (50%) och kulvertering (25%) (Lovén 1989). Sänkning av sjöar, vandringshinder i form av dammar, reduktion av vattenflöde på grund av uttag för bevattning och igenväxning orsakad av övergödning är vanliga ingrepp (Sandell & Karås 1995). Opåverkade vattendrag utgör tyvärr undantaget. I de fall sänkningar av sjöar och våtmarker genomförts kan det vara möjligt att återskapa miljöerna genom att bygga trösklar (se t ex Hästbacka 1995). Utarmningen av dessa miljöer påverkar inte bara för fisket intressanta arter, utan utgör en generell förlust av biologisk mångfald i kustekosystemen.

Studier av effekter av rekryteringsstörningar på de vuxna bestånden har i Sverige huvudsakligen genomförts i industrirecipienter. Dessa kan ge en uppfattning vad lokal störning i rekryteringsområdena ger för effekt på beståndsnivå. Utsläpp från skogsindustrier har t ex visats påverka rekryteringen i en sådan omfattning att tätheten vuxna fiskar var reducerad över flera km² stora områden (Neuman & Karås 1988, Sandström *et al.* 1991). Den lokala försurningen p g a utdikning av sulfidjordar på den finska sidan av Norra Kvarken utgör ett annat exempel. Inflytandet innebar en drastiskt minskad avkastning inom det kustnära fisket, och t ex abborre har under långa perioder varit en sällsynt art (Hudd *et al.* 1984, Hudd *et al.* 1988). Den utarmning som skedde av rekryteringsområden i Kyro älvs estuarie med en sammanlagd yta av 20 km² har uppskattats reducera fångsterna inom yrkesfisket av av sötvattenarter med åtminstone 50 ton per år. Ungefär hundra hushåll var yrkesmässigt engagerade i detta fiske. Ytterligare 3 000 bedrev ett fritidsfiske, för vilka förlusterna dock inte beräknats.

Under de senaste decennierna, och framförallt sedan mitten av 90-talet, har man iakttagit att bestånden av gädda har en vikande trend i såväl finska (Storå pers. komm.) som svenska kustvatten

(Lindqvist *et al.* 1997). Detta tycks framförallt beröra de yttre områdena i Skärgårdshavet och Kalmarsundsregionen. I det senare fallet har man även kunnat konstatera att abborrhbestånden påverkats starkt negativt. Yngelstudier har där visat att produktionen av rekryter av de båda arterna praktiskt taget upphört på senare år (fig. 25, Hudd & Leskelä 1998). Situationen för dessa bestånd är således kritisk, och utredningar pågår för att kunna bedöma skadornas omfattning och de bakomliggande orsakerna.



Figur 25. Fångster i provtagning av årsyngel av abborre och gädda i olika delområden (1–3 m) inom Mönsterås kommun (Karås 1998 och P. Karås under sammanställning).

Bevarande- och åtgärdsplaner

Bevarande- och åtgärdsplaner för fiskars lek- och uppväxtmiljöer bör behandla större kustavsnitt. Arbetet föreslås inledas med att sammanställa redan tillgängligt material beträffande viktiga kvalitetsparametrar i rekryteringsområden och lek- och yngelstudier samt uppgifter om störningar. Inriktar man arbetet mot abborre, gädda och gös kommer man även att inkludera viktiga rekryteringsområden för andra varmvattenarter. Gäddan representerar de allra grundaste miljöerna, där även många karpfiskar växer upp, abborre området strax utanför, där vi i Östersjön ibland finner nors- och strömmingslarver. De återfinns också i de djupaste och mest öppna av de skyddade miljöerna, som gösen representerar. Även om strömmingslarver också växer upp i dessa områden har de dock totalt sett en huvudsaklig utbredning mot mera exponerade miljöer.

I normalfallet kommer tillräcklig information att saknas för att upprätta översiktliga planer. Det blir då aktuellt att företa inventeringar. En lämplig strategi att följa är då att utgå från vilka morfometriska förhållanden den prioriterade gruppen fiskar behöver som grundförutsättning. Kravet på relativt skyddade områden för abborre, gädda och gös innebär att man vid en prioritering av insatserna kan bortse från de mest exponerade kusterna. Där är det i stället sötvattnen och trösklade vikar, som är potentiellt intressanta. Med utgångspunkt från kartmaterial, där sjökort ger den bästa informationen, identifierar man tillräckligt skyddade miljöer med djup i huvudsak understigande 3 m. Redan i detta skede kan en grövre klassificering göras med avseende på kvalitet utgående från graden av slutenhet. Tillgängligt material avseende kvalitetsfaktorer kompletterar denna skrivbordsanalys, och fortsatt inventeringsbehov i fält kan därefter identifieras.

Fältinsatserna bör naturligtvis framförallt täcka insamlande av information om de viktigaste kvalitetsfaktorerna för

de aktuella arterna. Sötvattenarternas relativt höga salthaltstolerans innebär, att det i Östersjön endast är kring Skånes kuster man kan bortse från lek i havet. Estuarier och sötvatten utgör där de enda rekryteringsmiljöerna. pH-mätningar är aktuella framförallt under de allra tidigaste utvecklingsfasernas uppträdande i de sötvatten där man kan förvänta sig försurningsproblem. I eutrofierade områden kan alltför höga pH-värden uppstå under samma livsskeden, varför mätningar kan bli aktuella även där. Dåliga syrgasförhållanden förekommer också, framförallt under vintern, varför även dessa förhållanden bör undersökas i sådana miljöer.

Temperaturen utgör som regel den viktigaste kvalitetsfaktorn. Vill man jämföra olika miljöer i detta avseende föreslås att temperaturen mäts under tillväxtsäsongen och när man har de största temperaturskillnaderna mellan olika miljöer d v s i början av sommaren. Har man möjlighet att utnyttja t ex satellitbildsteknik, kan den utgöra ett gott komplement. I samband med temperaturmätningarna genomförs även siktdjupsmätningar som kan utgöra ett mått på eutrofieringsgrad.

Den andra mycket viktiga kvalitetsfaktorn är vegetationen, vars sammansättning och utbredning bör karteras. Flygbildsteknik kan komplettera fältinsatser. Inventeringar av lek och yngel är svåra och tidskrävande att genomföra. Om detta skall göras rekommenderas att endast vissa prioriterade objekt besöks.

Vid all inventering bör störningar registreras som negativt kan tänkas påverka förhållandena för fisken. Detta avser både sådant som kan påverka kvaliteten och ytförluster på grund av t ex vandringshinder samt fysisk störning.

Redan vid urvalet av de objekt som skall inventeras har man gjort någon form av prioritering vad gäller det fortsatta arbetet med bevarande- och åtgärdsplaner. I den översiktliga planeringen krävs dock

ofta ytterligare prioriteringar. I detta arbete är det viktigt att förstå att olika typer av kustavsnitt har olika förutsättningar. På öppna exponerade kuststräckor blir sötvattenmiljöerna av särskilt stor betydelse med högt bevarandevärde. I kustavsnitt med skärgårdar är omfattningen av goda miljöer stor, som sötvatten, områden rika på öar med smala grunda

sund och trösklade fjärdar. Det är viktigt att områden prioriteras inom alla dessa kategorier och särskilt de som har de största sammanhängande ytorna. Förekommer störningar är det också sådana miljöer som behöver åtgärdas i första hand.

Föreslagen arbetsgång vid framtagande av bevarande- och åtgärdsplaner.

INSATS	MATERIAL
1. Analys av kustmorfometri för att identifiera potentiella rekryteringsmiljöer utgående från kartmaterial	Kartor
2. Sammanställning av bakgrundsmaterial avseende kvalitetsfaktorer och lek- och yngelstudier	Litteraturstudie
3. Första klassificering av rekryteringsmiljöer	Kartmaterial, flygbilder, uppgifter om kvalitetskrav, lek- och yngelstudier
4. Identifiering av inventeringsbehov	
5. Inventeringar i fält	pH, syre, siktdjup, vegetation, temperatur och eventuell yngel
6. Ny klassificering av rekryteringsmiljöer	3. och 5.
7. Upprättande av bevarande- och åtgärdsplaner	

Erkännande

Denna sammanställning har huvudsakligen genomförts inom forskningsprogrammet "Sustainable Coastal Zone Management", SUCOZOMA, finansierat av Miljöstrategiska fonden samt inom projektet "Reproduktionsmiljöer i vattendrag" finansierat av Fiskeriverket och Naturvårdsverket.

Referenser

- Anon. 1991. Förurning och kalkning av svenska vatten. Naturvårdsverket informerar. Monitor **12**: 144s.
- Alabaster, J. S. & R. Lloyd. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. London. Butterworths. London–Boston.
- Alm, G. 1957. Avkastningen av gädd- och abborrfisket vid Sveriges Östersjökust åren 1914–1955. Inst. Freshw. Res., Drottningholm **38**:5–69.
- Andersson, J. 1990. Faktorer som reglerar produktionen av gädda i Östersjöns skärgårdar. Statens Naturvårdsverk. 27s. Opublicerad rapport.
- Andersson, J. 1991. Effekter av det fria handredskapsfisket på bestånd av gädda i Östersjöns skärgårdar. Statens Naturvårdsverk. 18s. Opublicerad rapport.
- Bandt, H. J. 1936. Der für Fische "tötliche pH-Wert" in alkalischem Bereich. Z. Fisch. **34**:359–361.
- Bein, B. & G. Ribi. 1994. Effects of larval density and salinity on the development of perch larvae (*Perca fluviatilis* L.). Aquatic Sciences **56**(2):97–105.
- Berg, A. 1982. Spring migration of some fish species between the northern Bothnian Sea and a small coastal stream. In: K. Müller (red). Coastal research in the Gulf of Bothnia. Mon. Biol. **45**:363–369.
- Böhling, P. & H. Lehtonen. 1984. Effect of environmental factors on migrations of perch (*Perca fluviatilis* L.) tagged in the coastal waters of Finland. Finnish Fish. Res. **5**:31–40.
- Böhling, P., P. Karås, H. Lehtonen, E. Neuman, & G. Thoresson. 1991. Variations in year-class strength of different perch (*Perca fluviatilis* L.) populations in the Baltic Sea with special reference to temperature and pollution. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **48**:1181–1187.
- Casselman J. M. & C. A. Lewis. 1996. Habitat requirements for northern pike (*Esox lucius*). Can. Jour. Fish. Aquat. Sci. **53**(1):161–174.
- Deelder, C. L. & J. Willemsen. 1964. Synopsis of biological data on pike-perch, *Lucioperca lucioperca* (Linnaeus) 1758. FAO Fisheries Synopsis **28**. 34s
- Disler, N.N. & S.A. Smirnov. 1977. Sensory organs of the lateral-line canal system in two percids and their importance in behaviour. J. Fish. Res. Board Can. **34**:1492–1503.
- Eklöv, S. & J. Andersson. 1990. Fiskyngelproduktionen i Hålsörarna. Vasa Fiskeridistrikt. 13s.
- Erickson, R. J. 1985. An evaluation of mathematical models for the effect of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. Water Res. **19**(8):1047–1058.
- Eriksson, L.-O. & K. Müller. 1982. The importance of a small river for recruitment of coastal fish populations. In: K. Müller (red). Coastal research in the Gulf of Bothnia. Mon. Biol. **45**: 371–385.
- Fiskeriverket, 1996. Små kustvattendrag – viktiga uppväxtmiljöer för fisk. f-fakta nr.11 4s.
- Fry, F. E. J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. In: Hoar, W. S. och D. J. Randall (red). Fish physiology. Vol. VI s. 1–98. Academic Press, New York, San Francisco och London.
- Heibo, E. 1998. Livshistorie hos abborre (*Perca fluviatilis* L.) i innsjöer med olika försurningsgrad. Biologisk Institutt, Oslo. Examensarbete. 59s.
- Hildén, M. 1986. Braxens, *Abramis brama* (L.), vandringar och årliga överlevnadsgrad i finska kustvatten enligt märkningsresultat. Helsingfors universitet. Examensarbete. 63s.

- Hildén, M., K. Kuikka, M. Roto & H. Lehtonen. 1988. Differences in fish community structure along the Finnish coast in the Baltic Sea. ICES 1988 BAL/ No.15. 16s.
- Hokanson, K. E. F. & C. F. Kleiner. 1974. Effects of constant and rising temperatures on survival and developmental rates of embryonic and larval yellow perch, *Perca flavescens* (Mitchell). In: J. h. S. Blaxter (red). The early life history of fish s. 437–448. Springer-Verlag, New York.
- Hudd, R. M. Hildén, L. Urho, M.-B. Axell & L.-A. Jåfs. 1984. Fiskeriundersökningar av Kyro älvs mynnings- och influensområde 1980–1982. Rep. 242 B. Vattenstyrelsen Helsingfors. 277s.
- Hudd, R. & A. Leskelä. 1998. Acidification-induced species shifts in coastal fisheries off the river Kyränjoki, Finland: A case study. *Ambio* **27**(7):535–538.
- Hudd, R. & G. Svanbäck. 1988. Fiskar och fisket. s. 210–249. In: I. Osala (red.). Vasa skärgård. O & G Förlaget/O & G Bolagen, Vasa.
- Hästbacka, H. 1984. Fladorna – havens barnkamrar. Österbottens Fiskarförbund Opublicerad rapport.
- Hästbacka, H. 1990. Fladan som återuppstod. *Finlands Natur* **49**:21.
- Hästbacka, H. 1991. Flador i Österbotten. *Fauna och Flora* **86**:138–145.
- Hästbacka, H. 1995. Vård och restaurering av fiskförande småvatten – exempel från Österbottens kust och skärgård. *Kustrapport* 1995:2, s.47–61.
- Johnson, T. 1982. Seasonal migrations of anadromous fish in a northern Swedish coastal stream. In: K. Müller (red). Coastal research in the Gulf of Bothnia, *Mon. Biol.* **45**:353–362.
- Karås, P. 1987. Food consumption, growth and recruitment in perch (*Perca fluviatilis* L.). Doktorsavhandling, Uppsala universitet. 129s.
- Karås, P. 1989. Some aspects of environmental disturbances in recruitment areas of Baltic fish populations. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* **190**:193–197.
- Karås, P. 1990. Seasonal changes in growth and standard metabolic rate of juvenile perch, *Perca fluviatilis* L. *J. Fish Biol.* **37**: 913–920.
- Karås, P. 1993. Fiskrekrytering i Bottniska viken. Fiskeriverket Kustrapport 1993:4. 28 s.
- Karås, P. 1996a. Recruitment of perch (*Perca fluviatilis* L.) from Baltic coastal waters. *Arch. Hydrobiol.* **138**:99–121.
- Karås, P. 1996b. Basic abiotic conditions for production of perch (*Perca fluviatilis* L.) young-of-the-year in the Gulf of Bothnia. *Ann. Zool. Fennici* **33**:371–381.
- Karås, P. 1998. Yngelstudier i Kalmar-sund 1996–1997. Fiskeriverket Kustlaboratoriet. 10s. Opublicerad rapport.
- Karås, P & E. Neuman. 1981. First-year growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in a heated Baltic Bay. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* **59**:48–63.
- Karås, P. & H. Lehtonen. 1990. Gäddans utbredning och förflyttningar i Östersjön. Fiskeriverket Kustlaboratoriet. 31s. Opublicerad rapport.
- Karås, P. & R. Hudd. 1993. Reproduction areas of fresh-water fish in the Northern Quark (Gulf of Bothnia). *Aqua Fennica* **23**:39–49.
- Karås, P. & A. Sandström. 1999. Revision and tests of a model for growth of juvenile perch (*Perca fluviatilis* L.) I manuskript.

- Kipling, C. & W. E. Frost. 1970. A study of the mortality, population numbers, year-class strengths and production of pike, *Esox lucius* L., in Windermere from 1944–62. *Freshw. Biol. Ass.* **39**:115–157.
- Kirjasniemi, M & T. Valtonen. 1997. Winter mortality of young-of-the-year pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Ecol. Freshw. Fish.* **6**:155–160.
- Kjellman, J., R. Hudd, A. Leskelä, J. Salmi & H. Lehtonen. 1994. Estimations and prognosis of recruitment failures due to episodic acidifications on burbot (*Lota lota* L.) of the river Kyränjoki. *Aqua Fennica.* **24**:51–57.
- Klinkhardt, M. B. & H. M. Winkler. 1989. Einfluss der Salinität auf die Befruchtungs- und Entwicklungsfähigkeit der Eier von der Süßwasserfischarten Plötz (*Rutilus rutilus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*). *Wiss. Z. Univ. Rostock, N-Reihe* **38**:23–30.
- Kutznetzov, V. A. 1980. Fluctuations in the abundance of commercial fishes influenced by regulated river discharge (as exemplified by Kyubyshev Reservoir). *J. Ichtyol.* **20**(5):32–38.
- Lappalainen, J. & H. Lehtonen. 1995a. Year-Class strength of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) in relation to environmental factors in a shallow Baltic Bay. *Ann. Zool. Fennici* **32**:411–419.
- Lappalainen, J., V. Erm & H. Lehtonen. 1995b. Pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), catch in relation to juvenile density and water temperature in Pärnu Bay, Estonia. *Fish. Man. Ecol.* **2**:113–120.
- Lappalainen, J., H. Lehtonen, P. Böhring, & V. Erm. 1996. Covariation in year-class strength of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)). *Ann. Zool. Fennici* **33**:421–426.
- Lehtonen, H. 1973. Gäddans vandringar i våra kustvatten. *Fiskeritidskrift för Finland* **17** (3): 53–57.
- Lehtonen, H. 1983. Stocks of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) and their management in the Archipelago Sea and in the Gulf of Finland. *Finn. Fish. Res.* **5**:1–16.
- Lehtonen, H. & R. Hudd. 1988. The importance of estuaries for the reproduction of freshwater fish in the Gulf of Bothnia. *EIFAC Man. Schemes of Inland Fisheries.* 27s.
- Lehtonen, H. & J. Toivonen. 1988. Migration of pike-perch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in different coastal waters in the Baltic Sea. *Finn. Fish. Res.* **7**:24–30.
- Lehtonen, H. & J. Lappalainen. 1995. The effects of climate on the year-class variations of certain freshwater fish species. *Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci.* **121**: 37–44.
- Lehtonen, H., S. Hansson & H. Winkler. 1996. Biology and exploitation of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in the Baltic Sea area. *Ann. Zool. Fennici* **33**:525–535.
- Lessmark, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in south Swedish lakes. *Doktorsavhandling, Lunds universitet* 172s.
- Lillelund, von K. 1967. Versuche zur Erbrütung der Eier vom Hecht, *Esox lucius* L., in Abhängigkeit von Temperatur und Licht. *Arch. Fischerei Wiss.* **17**:95–113.
- Lindahl, A. H., G. Persson. & H. Olsson. 1993. Eutrofiering av svenska kustområden samt omgivande hav: tillstånd, utveckling, orsak och verkan. *Naturvårdsverket Rapport* **4151** 85s.

- Lindahl, A. H. & S. Alexandersson. 1996. Grunda, vegetationsklädda havsfjärdar: Bottniska vikens korallrev? In: J. Wikner (red). Bottniska viken 1995 – årsrapport från den marina miljöövervakningen. s.21–24.
- Lindroth, A. 1946. Gäddans befruktnings- och utvecklingsbiologi samt gäddkläckning i glas. Kungliga Lantbruksstyrelsen **24**. 173s. (På tyska).
- Lindqvist, K., J. Andersson och S. Smith. 1997. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1997. SMHI, Fiskeriverket. Opublicerad rapport. 104 s.
- Lovén, S. 1989. Havsöringens lekplatser i Stockholms län. En inventering av bäckar och åar. Stockholms länsstyrelse. Rapport 1989:7.
- Lovén, S. & L. Norman. 1988. En inventering av gäddans lekplatser och fredningsbehov under lektid utförd i Stockholms skärgård 1987. Inf. Sötvattenlab. Drottningholm **12**. 26s.
- Länsstyrelsen i Stockholms län. 1991. Trösklade havsvikar i Stockholms län. Rapport 1991:9.
- Miller, T. J., L. B. Crowder, J. A. Rice & E. A. Marschall. 1988. Larval size and recruitment mechanisms in fishes: Towards a conceptual framework. Can. J. Aquatic Sci. **45**:1657–1670.
- Mortimer, C. H. 1981. The oxygen content of air-saturated fresh waters over ranges of temperature and atmospheric pressure of limnological interest. Mitt. Int. Ver. Limnol. **22**. 23s.
- Müller, K. 1984. Fisk och bottendjur i Bottniska vikens kustområden. s.303–340. I: Biologisk värdering av grunda svenska havsområden. Red.: R. Rosenberg. SNV PM 1911. 384s.
- Müller, K. 1986. Seasonal anadromous migration of the pike (*Esox lucius* L.) in coastal areas of the northern Bothnian Sea. Arch. Hydrobiol. **107**:315–330.
- Neuman, E. 1976. The growth and year-class strength of perch (*Perca fluviatilis*, L.) in some Baltic archipelagoes, with special reference to temperature. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm **55**:51–70.
- Neuman, E. & P. Karås. 1988. Effects of pulp mill effluents on a Baltic coastal fish community. Wat. Sci. Tech. **20**:95–106.
- Neuman, E., P. Karås, J. Andersson, K. Ådjers & R. Repecka. 1999. Factors determining the abundance of the dominating warmwater fishes in the Baltic coastal waters. Under sammanställning.
- Nyberg, P. 1979. Production and food consumption of perch, *Perca fluviatilis* L., in two Swedish forest lakes. Inst. Freshw. Res., Drottningholm **58**:140–157.
- Pauly, D. 1981. A mechanism for the juvenile-to-adult transition in fish. Jour. Cons. Int. Explor. Mer. **41**:280–284.
- Pepin, P. 1991. Effect of temperature and size on development, mortality and survival rates of the pelagic early life history stages of marine fish. Can. Jour. Fish. Aquat. Sci. **48**:503–518.
- Pepin, P. & R. A. Myers. 1991. Significance of egg and larval size to recruitment variability of temperate marine fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **48**:1820–28.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson & S. F. Hamrin. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and importance of size structured interactions. J. Fish Biol. **38**:281–293.
- Post, J. R. & A. B. Prankevicius. 1987. Size-selective mortality in young-of-the-year yellow perch (*Perca flavescens*): evidence from otolith microstructure. Can. Jour. Fish. Aquat. Sci. **44**:1840–1847.

- Raat, A. J. P. 1988. Synopsis on biological data on the northern pike. FAO Fisheries Synopsis **30**(2). 190s.
- Rask, M. 1984. The effect of acid stress on different developmental stages of perch. Ann. Zool. Fennici **21**(1):9–14.
- Ribi, G. 1992. Perch larvae (*Perca fluviatilis* L.) survive better in dilute sea water. Aquat.Sci. **54**:85–90.
- Sandell, G. & P. Karås. 1995. Små söt-vatten som lek- och uppväxtmiljöer för kustfiskbestånd – försummad och hotad resurs? Kustrapport 1995:2, s 1–46.
- Sandström, A. 1998. Variationer i års-klassstyrka hos bestånd av gädda (*Esox lucius* L., 1758) i Östersjön. Examensarbete, Umeå Universitet. 43s.
- Sandström, A. 1999. Visual ecology of fish – a review with special reference to percids. Fiskeriverket rapport 1999:2. s. 45–80.
- Sandström, O., E. Neuman. & P. Karås. 1991. Pulp mill effluent effects on species distribution and recruitment in Baltic coastal fish. Finn. Fish. Res. **12**:101–110.
- Sandström, O., I. Abrahamsson, J. Andersson & M. Vetemaa. 1997. Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. J. Fish Biol. **51**:1015–1024.
- Segerstråle, C. 1933. Über Scalimetrische Methoden zur Bestimmung des Linearen Wachstums bei Fischen. Acta Zool. Fenn. **15**. 168s.
- Segerstråle, C. 1948. Gäddan och abborren i sydfinländska kustvatten. Skär-gårdsboken 401–441.
- Smith Jr., L. L. & J. J. Ney. 1975. First year growth of the yellow perch, *Perca flavescens*, in the red lakes, Minnesota. Trans. Am. Fish. Soc. **104**(4):718–725.
- Sonesten, L. 1991. Gösens biologi – en litteratursammanställning. Information från Sötvattenlaboratoriet, Drottningholm (1). 89s.
- Thurston, R. V., R. C. Russo & G. A. Vinogradov. 1981. Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. Am. Chem. Soc. **15**:837–840.
- Tölg, I. 1984. Pike-perch culture. In: J. E. Halver (red.). Special methods in pond fish husbandry. s. 125–146. Halver Corporation, Seattle.
- Urho, L. 1994. Removal of fish by predators – theoretical aspects. Finn. Fish. Res. Inst. **9**:93–101.
- Urho, L. 1996. Habitat shifts of perch larvae as survival strategy. Ann. Zool. Fennici **33**:329–340.
- Urho, L., M. Hildén & R. Hudd. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. Environ. Biol. Fish. **27**:273–283.
- Wang, N. 1994. On the ecology of age-0 perch (*Perca fluviatilis* L.) in lake Constance. Doktorsavhandling. Konstanz universitet. 100s.
- Ware, D. M. 1975. Relation between egg size, growth, and natural mortality of larval fish. J. Fish. Res. Board Can. **32**:2503–2512.
- Weisner, S.E.B., P.G. Eriksson, W. Granéli & L. Leonardsson. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. Ambio Vol. **23**:363–366.
- Vetemaa, M. & T. Saat. 1996. Effects of salinity on the development of freshwater and brackish-water ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) embryos. Ann. Zool. Fennici **33**:47–51.
- Victoria, C. J., B. S. Wilkerson, R. J. Klau-da & E. S. Perry. 1992. Salinity tolerance of yellow perch eggs and larvae from coastal plain stream populations in Maryland, with comparison to a Pennsylvanian lake population. Copeia **3**:859–865.

- Wistbacka, R. 1986. Fiskens lek- och yngelreproduktionsområde. Preliminär utredning. Del 1. Kustfiskens lekplatser i Vasa län. Vasa Fiskeridistriktets Fiskeribyrå. Nr. 1. 176s.
- Vuorinen, M., P. J. Vuorinen, M. Rask, & J. Soumela. 1994a. The sensitivity to acidity and aluminium of newly hatched perch (*Perca fluviatilis*) originating from strains from four lakes with different degrees of acidity. s.273–282. In: R. Müller (red). Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish. R & R. Lloyd
- Vuorinen, P. J., M. Rask, M. Vuorinen, S. Peuranen & J. Raitaniemi. 1994b. The sensitivity to acidification of pike (*Esox lucius*), whitefish (*Coregonus lavaretus*) and roach (*Rutilus rutilus*): comparison of field and laboratory studies. s.283–294. In: R. Müller (red). Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish. R & R. Lloyd.

English summary: Recruitment areas for stocks of perch, pike and pikeperch in the Baltic

In the coastal zone of the Baltic proper the brackish waters allow fresh-water fish to be common, except for the southern parts where the salinity is high enough to restrict their distribution to mainly estuaries and fresh-water lagoons. Perch (*Perca fluviatilis* L.), pike (*Esox lucius* L.) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) are all abundant and widespread species important for both commercial and recreational fishery. Access to adequate spawning and nursery areas are, however, limited because of generally low temperatures restricting recruitment for most populations to the shallowest and most sheltered parts. The most important habitats can be found within the archipelagoes,

inlets, bays and freshwaters. Damages to recruitment areas are, however, common mainly due to eutrophication, industrial effluents and physical rearrangements. To be able to identify the areas of importance in making management plans for conservation and restoration there is a need for information on habitat requirements during spawning and early life stages. This paper is a summary of the present knowledge to this respect, including examples of productivity in different habitats and losses due to disturbances. Finally suggestions on how to make inventories as a background for management plans are made.

FISKERIVERKET INFORMATION

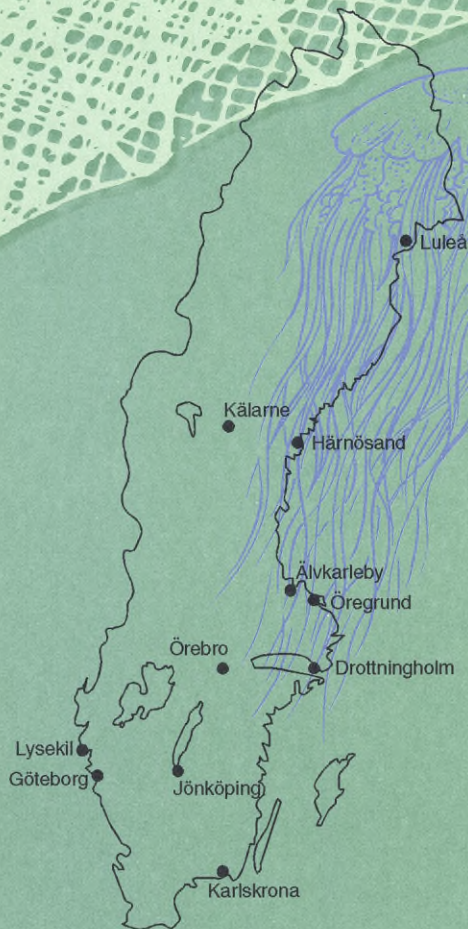
har under 1999 utkommit med följande nummer:

- 1999:1 **Verksamhetsplan 1999 för Fiskeriverket**
- 1999:2 **Flodkräftodling – En möjlig produktionsgren i Norrland** Sören Johansson
Tommy Odelström
- 1999:3 **Elfiske** Erik Degerman, Berit Sers
- 1999:4 **Miljö kvaliteten i 39 svenska sjöar – en bedömning grundad på fisk** Henrik C Andersson
- 1999:5 **FISKETURISM - en naturlig näring!** Magnus Dahlberg
Fiskeriverket och
Turistdelegationen
- 1999:6 **Resurs 2000 Del 1** Bengt Sjöstrand
- 1999:7 **Fiskeriverkets sektorsmål för ekologiskt hållbar utveckling** Fiskeriverket

FISKERIVERKET RAPPORT

har under 1999 utkommit med följande nummer:

- 1999:1
Flodkräftodling i Norrland – biologiska och ekonomiska förutsättningar
Tommy Odelström och Sören Johansson
- Utvecklingen av kräftodlingen i Sverige under 1980- och 90-talen**
Hans Ackefors
- 1999:2
A review of the literature on acoustic herding and attraction of fish
Magnus Wahlberg
- Visual ecology of fish – a review with special reference to percids**
Alfred Sandström
- Reproduction biology of the viviparous blenny (*Zoarces viviparus* L.)**
Markus Vetemaa
- 1999:3
Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet
En litteraturöversikt
Björn Bergquist
- 1999:4
Biologiska kontrollundersökningar vid Barsebäcks kraftverk 1985-1997
Stig Thörnqvist
- Biologisk recipientkontroll vid kärnkraftverken Årsrapport för 1998**
Jan Andersson, Kerstin Mo, Stig Thörnqvist
- 1999:5
Ålryssjefiskets bifångstproblem i Västerhavet
Henrik Svedäng
- En våtmarks effekt på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.)**
Ivan Olsson
- Odling, domestisering och bevarandebiologi hos laxfiskar**
Erik Petersson, Torbjörn Järvi



FISKERIVERKET, som är den centrala statliga myndigheten för fiske, vattenbruk och fiskevård i Sverige, skall verka för en ansvarsfull hushållning med fisktillgångarna så att de långsiktigt kan utnyttjas i ett uthålligt fiske av olika slag.

Verket har också ett miljövårdsansvar och skall verka för en biologisk mångfald och för ett rikt och varierat fiskbestånd. I uppdraget att främja forskning och bedriva utvecklingsverksamhet på fiskets område organiserar Fiskeriverket *Havs fiskelaboratoriet* i Lysekil med *Östersjölaboratoriet* i Karlskrona, *Sötvattenslaboratoriet* i Drottningholm, *Kustlaboratoriet* i Öregrund, två *Fiskeriförsöksstationer* (Älvkarleby och Kälarne) och två *Utredningskontor* (Luleå/Härnösand och Jönköping).



FISKERIVERKET

Ekelundsgatan 1, Box 423, 401 26 GÖTEBORG
Telefon 031-743 03 00, Fax 031-743 04 44