

Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön

erfarenhet och rekommendationer från ett
forskningsprojekt



LARS LJUNGGREN
JENS OLSSON
Fiskeriverket

JONAS NILSSON
PATRIK STENROTH
PER LARSSON
OLOF ENGSTEDT
Linnéuniversitetet

TOBIAS BORGER
Länsstyrelsen i Kalmar län

OLOF SANDSTRÖM
Skutab

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad
Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Magnus Appelberg, Lars Ljunggren

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Kustlaboratoriet
Skolgatan 6, 742 42 Öregrund
Telefon: 031-743 03 00
fiskeriverket@fiskeriverket.se

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida: www.fiskeriverket.se

ISSN 1404-8590

Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön

erfarenhet och rekommendationer från ett
forskningsprojekt

LARS LJUNGGREN

Fiskeriverkets kustlaboratorium/L. Ljunggren Fiske och Vattenvård
larsl2009@hotmail.com

JENS OLSSON

Fiskeriverkets kustlaboratorium
Skolgatan 6, 742 42 Öregrund
Jens.Olsson@fiskeriverket.se

JONAS NILSSON

Linnéuniversitetet
Jonas.Nilsson@lnu.se

PATRIK STENROTH

Linnéuniversitetet
Patrik.Stenroth@lnu.se

PER LARSSON

Linnéuniversitetet
Per.Larsson@lnu.se

OLOF ENGSTEDT

Linnéuniversitetet
Olof.Engstedt@lnu.se

TOBIAS BORGER

Länsstyrelsen Kalmar län
Tobias.Borger@lansstyrelsen.se

OLOF SANDSTRÖM

Skutab
Os.skutab@oregrund.nu

Förord

Starka bestånd av rovfisk är av stor betydelse för ekosystemets struktur och funktion. Under början av 2000-talet kom rapporter om svaga bestånd av gädda och abborre längs Östersjökusten. Detta utgjorde bakgrund till att Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2004 fick ett gemensamt uppdrag av regeringen att redovisa en analys av möjliga orsaker till vikande rekrytering och bestånd samt föreslå åtgärdsplaner. Uppdraget resulterade i att Fiskeriverket 2005 presenterade en rapport som visade att det finns ett mycket stort behov av att restaurera de aktuella fiskarnas lek- och uppväxtmiljöer i kustmynnande vattendrag. Analyserna visade att allt sedan utdikningen och torrläggningen av landskapet startade för snart tvåhundra år sedan har kustmynnande vattendrag exploaterats kraftigt, och potentialen för rekrytering därmed minskat. För att gå vidare initierades forskningsprojektet "Pilotprojekt kustfiskevård" med syfte att utvärdera sötvattenmiljöers betydelse för rekrytering av kustlevande fiskarter. I projektet ingick även att följa upp åtgärder för att fastsälla effekter på yngelproduktion, liksom att ta fram rekommendationer för åtgärdsinsatser och uppföljning av dessa.

Forskningsprojektet har främst finansierats med stöd från EU (EG:s strukturfonder), samt bidrag från Naturvårdsverket och fiskevårdsmedel. Medverkande aktörer har varit Fiskeriverkets kustlaboratorium, Linnéuniversitetet, Länsstyrelsen i Kalmar län, Mönsterås kommun, Kalmar kommun, samt berörda markägare.

Föreliggande rapport utgör slutrapportering av nämnda forskningsprojekt. Rapporten fokuserar på gädda, men ett flertal arter gynnas sannolikt av de aktuella restaureringarna. Syftet med rapporten är att delge de delar som är av relevans för framtida restaurering av kustmynnande vattendrag. Fördjupade analyser och resultat kommer att presenteras i särskilda forskningsrapporter.

Under projektets gång har intresset för att återskapa möjligheterna för kustlevande arter att vandra upp för lek i kustmynnande vattendrag ökat. Många kommuner längs Sveriges Östersjökust har redan initierat sådant arbete. Flera län har även genomfört övergripande inventeringar av förhållandena och tagit fram åtgärdsplaner för enskilda objekt. Resultaten och de rekommendationer som presenteras i denna rapport bör utgöra ett viktigt underlag för framtida satsningar och uppföljningar av insatser för att stärka rekryteringsmiljöer i kustmynnande vattendrag.

Lars Ljunggren, Jens Olsson

SAMMANFATTNING	6
SUMMARY	8
KAPITEL 1	10
Projektets syfte, avgränsningar, målsättning och genomförande	10
Bakgrund	12
KAPITEL 2 FALLSTUDIER – RESTAURERADE VATTENDRAG	18
KAPITEL 3 POPULATIONSTRUKTUR OCH VANDRINGSMÖNSTER	25
KAPITEL 4 LEK OCH UPPVÄXTOMRÅDEN	32
KAPITEL 5 UTFALL I KUSTOMRÅDET AV UTFÖRDA RESTAURERINGSÅTGÄRDER	41
KAPITEL 6 REKOMMENDATIONER FÖR RESTAURERING AV KUSTMYNNANDE VATTENDRAG	44
KAPITEL 7 METODBESKRIVNING	49
TACK	58
REFERENSER	59

Sammanfattning

Under de senaste 200 åren har betydande arealer av kustmynnande vattendrag längs den svenska Östersjökusten dikats ur och torrlagts för att förbättra förutsättningarna för jord- och skogsbruk. Även vandringshinder i dessa miljöer utgör ett hinder för de flesta fiskarter. Kustmynnande vattendrag är och har sannolikt varit mycket betydelsefulla som reproduktionsområden för flertalet värlekande arter i kustområdet. Förutom gädda, så vandrar till exempel abborre och många karpfiskar upp i sötvatten under våren för lek.

I flertalet av Egentliga Östersjöns yttre och mer exponerade kustområden är förekomsten av årsyngel av såväl gädda som abborre låg eller saknas. Även om de vetenskapliga bevisen är få, så finns information från åtminstone Kalmarsund, att också de vuxna kustbestånden av gädda lokalt är minskande. En ökning av produktionen av gäddrekryter i tillrinnande sötvatten skulle således kunna vara en verksam fiskevårdsåtgärd för att stärka kustbestånden.

Restaurerande insatser i kustzonen med lyckat utfall är få och utvärderingar med vetenskaplig inriktning saknas. Fiskeriverket, Linnéuniversitetet, Länsstyrelsen i Kalmar län och berörda kommuner initierade därför ett forskningsprojekt 2006 ("Pilotprojekt kustfiskevård") med målsättning att beskriva och utvärdera restaureringsåtgärder i ett antal kustmynnande vattendrag i Kalmarsund. Syftet var även att generera en ökad kunskapsbas som kan ligga till grund för vägledning och rekommendationer inför framtida fiskevårdsarbete.

I föreliggande rapport slutrapporteras forskningsprojektet i följande punkter:

- 1) Betydelse av sötvatten för reproduktion av kustbestånd av gädda.
- 2) Benägenhet hos gädda att återvända till ett tidigare besökt vattendrag för lek (homing).

- 3) Utvärdering av effekten av restaureringsåtgärder i tre vattendrag med avseende på yngelproduktion och lekvandring av fisk.
- 4) Utvärdering av de karaktärer (mikrohabitat) i vattendragen som är av betydelse för yngelproduktion.
- 5) Baserat på dessa resultat ge rekommendationer på åtgärder i tillrinnande sötvatten för att gynna kustens gäddbestånd.
- 6) Ge rekommendationer för hur sådana fiskevårdsåtgärder bör utvärderas.

Resultaten från detta projekt visar att omfattningen av vandring av värlekande fiskarter i kustmynnande vattendrag i Kalmarsund är betydande. Totalt märktes nästan 4 000 vandrande gäddor i sex undersökta bäckar mellan åren 2006–2009. Otolitkemiska analyser av kustfångade gäddor vid Östersjökusten visade också att c:a 45% av dem sannolikt var födda i sötvatten. Detta belyser att bidraget från sötvatten till kustens gäddbestånd är betydande trots att arean av potentiella rekryteringsområden på kusten vida överstiger den i tillrinnande vattendrag.

Märkningsförsök visade att gäddan i de undersökta vattendragen i Kalmarsund i hög grad återkommer till de vattendrag den tidigare vandrat upp i för att leka (homing). Otolitkemiska analyser visade även att det är troligt att lekfisken i många fall återvänder till det vattendrag där de en gång fötts (natal homing). Resultaten av preliminära genetiska studier visar att gäddor från olika vattendrag i Kalmarsund tillhör mer eller mindre genetiskt isolerade bestånd, sannolikt lokalt anpassade till de specifika förhållandena i respektive vattendrag. Sammantaget innebär detta att den grundläggande basen för fiskevård hos gädda bör efterlikna den som idag finns för t ex lax.

I de tre restaurerade vattendrag som utvärderats gav endast ett av dem (Kronobäck) en respons i form av ökad produktion av utvandrande gäddyngel efter åtgärden. Omfattning av lekvandrande fisk var stor i alla vattendrag, men avgörande för utfallet i form av yngelproduktion i de tre vattendragen var sannolikt ytan lämpligt lek- och uppväxthabitat. Det var endast i Kronobäck som åtgärderna ledde till en ökning av denna yta. I de övriga två vattendragen gav åtgärderna en momentant kraftig reduktion av vegetationsytor, friläggande av sediment/jordytor och därmed en förlust av viktiga mikrohabitat för ynglen. Sannolikt krävs ytterligare några år innan bottnarnas vegetation återställts.

Mer ingående studier visade att yngelproduktionen i vattendragen var störst i grunda delar med översvämmad vegetation. Vegetationen utgör ett bra leksubstrat och gynnar tillsammans med den höga vattentemperaturen i grunda områden produktionen av lämpliga bytesdjur. Sammantaget visar dessa resultat att restaurering av vattendrag bör ske med eftertanke, och att man måste eftersträva ett grunt habitat med gott om vegetation, förslagsvis i form av översvämningsmarker. Ett sådant alternativ borde också vara det ekonomiskt mest fördelaktiga och bör samtidigt kombineras med landskapsvårdande åtgärder som strandbete.

Beroende på gäddans generationstid i förhållande till tidsbegränsningen av projektet har en uppföljning av effekterna på beståndsnivå bedömts som mindre relevant. Att uttala sig om effekterna av restaureringsåtgärderna på det vuxna beståndet kräver mer långsiktiga uppföljningar och bättre kunskap om spridningen av gädda från vattendragen. Resultaten antydde dock en ökning av antalet årsyngel i Timmernabbeviken utanför Kronobäck. Tätheterna av yngel var här i snitt lika höga som de i referensområdet mellan 1989–1990. Att gäddan i Kalmarsund verkar vara trogen sitt uppväxtområde betyder att effekterna av en fiskevårdsåtgärd bör vara lokala. För att kunna uppnå en generell förstärkning av kustbestånden av gädda krävs därför ett stort antal fiskevårdsåtgärder fördelade till lämpliga områden längs hela det aktuella kustområdet.

Våtmarker anläggs idag primärt för att reducera utsläppen av närsalter till haven, och det finns i regel goda möjligheter till finansiering. En viktig slutsats från detta projekt är, att nyttan av våtmarker i kustnära områden kan bli dubbel. En rätt anlagd våtmark kan både fungera som en effektiv näringsfälla och som rekryteringsområde för värlekande fiskarter.

Summary

During the past 200 years the majority of watercourses along the Swedish coast of the Baltic Sea has been trenched and dried up in order to enhance the conditions for forestry and agriculture. In addition to this, obstacles to migration prevent the majority of fish species in the coastal zone from reaching these bodies of water. Coastal watercourses are and have likely been very important as recruitment areas for spring spawning fishes in the Baltic Sea. Besides pike and perch, many other species migrate up in freshwater tributaries during spring for spawning.

Juvenile pike and perch are absent or occur in very low densities in the major parts of the outer more exposed areas of the archipelago of the Baltic Sea proper. Despite the scarcity of scientific evidence, available data also suggest local decrease of coastal stocks of pike, at least in the Kalmar sound area. An increase of recruitment of pike in coastal watercourses might thus be an effective conservation measure to support and strengthen coastal stocks.

Restoration projects focused on fish recruitment in coastal areas with successful outcome are few and evaluation with scientific orientation is generally missing. The Swedish Board of Fisheries, the Linné University, the county administration of Kalmar county and Kalmar and Mönsterås municipalities therefore initiated a research project in 2006 ("Pilotprojekt kustfiskevård") to describe and scientifically evaluate the restoration of three watercourses in Kalmar sound. An additional purpose of the project was to generate knowledge that could be used as guidance and recommendations for future conservation measures.

This is the final report of the research project, and it focuses on the following targets:

- 1) The importance of freshwater watercourses for recruitment of coastal pike.
- 2) The propensity of pike to exhibit a homing behaviour.
- 3) Evaluation of restoration in terms of production of juveniles and migration of spawning fish in three watercourses.
- 4) Evaluation of the micro-habitats in watercourses that are of importance for recruitment in pike.
- 5) Based on these results give recommendations for measures taken to support coastal stocks of pike.
- 6) Give recommendations for the evaluation of measures taken.

The results of the project show that migration of spring spawning fish in the coastal area is considerable. In total, about 4 000 migrating pikes in six different watercourses were marked during the years 2006–2009. Analyses based on otolith chemistry of coastal pikes also suggested that about 45% of the individuals were recruited in freshwater. These results show that coastal watercourses significantly contribute to the recruitment of coastal stocks of pikes despite that the size of the available spawning areas in these environments is negligible compared to that of the coastal zone.

Tagging experiments showed that pike in the investigated watercourses in Kalmar sound to a large extent exhibit a homing behaviour. Otolith chemistry also suggested that the spawning fish returned to their watercourse of birth (natal homing). Results from preliminary population genetic studies indicated that pikes from different watercourses in the Kalmar sound region might represent to some extent genetically isolated populations, presumably adapted to the local environmental settings. In all, these results suggest that a similar conservation strategy, as is implemented in for example salmon, should be applied also for pike. Moreover, according to this the effects of a restoration measure should be local. To achieve a more general

effect on the coastal stocks of pike, a large amount of conservation measures distributed along the coast is thus essential.

The restoration yielded an increase in the production of pike juveniles in only one (Kronobäck) of the three watercourses that was intensively studied. The incidence of spawning migration of adult pike was substantial in all watercourses, but the factor of largest significance for the production of juveniles was likely the area of suitable spawning- and juvenile habitat. The only watercourse in which this area increased after the restoration measure was Kronobäck. In the other two watercourses, the area of suitable recruitment habitat decreased initially, as a result of a reduction of vegetation areas, exposure of sediments/soil surfaces and thereby loss of important microhabitats for larvae. It is, however, reasonable to assume that the vegetation in these watercourses will recover in a few years.

More detailed studies suggested that the production of pike larvae was largest in the parts of the watercourses with flooded vegetation. Vegetation is the preferred spawning substrate for pike, and offers together with the relative high water temperatures in this habitat production of suitable food resources for newly hatched

pike larvae. In all, these results show that restoration of watercourses should proceed carefully, and that shallow and flooded areas are to be preferred. Such an alternative is likely also the most beneficial in economical terms and should be combined with other conservation measures such as grazing of cattle.

The generation time of pike and the time-limit of this project did not allow for an assessment of the measures taken in relation to the adult stock of pike. To make this kind of assessment, long-term evaluations and knowledge of the extent of dispersal in pike is essential. Despite this, the results suggest a threefold increase of young-of-the-year pike in a coastal bay (Timmernabben) outside Kronobäck. Interestingly, the abundance of juveniles in Timmernabben where on average as high as in a reference area in 1989–1990.

Today, wetlands in coastal watercourses are primarily constructed to reduce the discharge of nutrients. An important conclusion from this research project is that the benefits of wetlands in coastal areas could be double. A true artificial wetland might namely at the same time serve as an effective sink for nutrients and as a recruitment area for spring spawning coastal fish species.

Kapitel 1

Projektets syfte, avgränsningar, målsättning och genomförande

Syfte

Östersjökustens gäddbestånd har fått stora områden av viktiga rekryteringsmiljöer i tillrinnande sötvatten förstörda genom bl a dikning och torrläggning av vattendrag och våtmarker. Dessa miljöer har sannolikt haft stor potential för rekrytering av fiskbestånd i Östersjöns kustområden. Restaurerande insatser i tillrinnande sötvatten riktade mot värlekande fiskarter har varit få och utvärderingar med vetenskaplig inriktning saknas. Det är därför angeläget att genomföra restaureringsåtgärder och ta fram kunskapsbaserade rekommendationer för lokalisering, utformning och uppföljning av dessa.

Huvudsyfte för "Pilotprojekt kustfiskevård" har varit att bidra till att stärka kustlevande gäddbestånd genom att beskriva och utvärdera fiskevårdsåtgärder i ett antal kustmynnande vattendrag. Syftet har även varit att lyfta fram goda exempel på åtgärder och att generera en ökad kunskapsbas som kan ligga till grund för vägledning och rekommendationer inför framtida arbete.

Avgränsningar

Målarten har varit gädda, och utvärderingen i denna rapport behandlar endast denna art. Många andra arter nyttjar samma vattendrag, och i kapitlet "Populationsstruktur och vandringsmönster" finns även resultat för andra arter översiktligt redovisade.

Geografiskt har projektet avgränsats till Kalmarsund och kommunerna Mönsterås och Kalmar. I detta område finns belägg för svaga kustbestånd och avsaknad av rekrytering. Det har även funnits ett stort intresse från länsstyrelsen, universitetet, kommuner, markägare och andra aktörer att arbeta med åtgärder.

Målsättning

Då projektet initierades 2006 identifierades följande målsättningar över vad projektet skulle leverera;

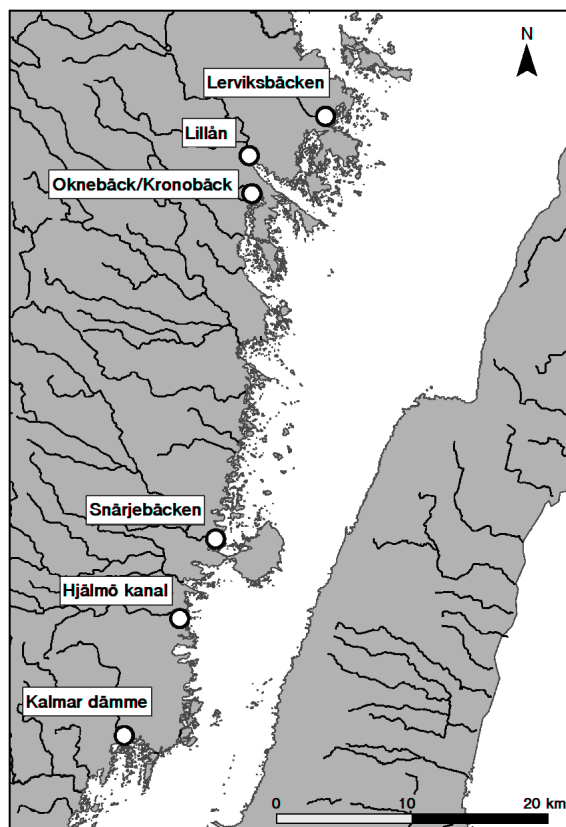
- Identifiera lämpliga verktyg för att mäta effekterna av fiskevårdsåtgärder.
- Analysera betydelsen av lekhabitat i havet och i tillrinnande sötvatten för kustfiskbestånden.
- Utvärdera enskilda objekt genom kvantifiering av lekvandring och yngelproduktion.
- Utvärdera betydelsen av olika mikrohabitat genom kvantifiering av yngelproduktion.
- Ta fram rekommendationer för hur fiskevårdsåtgärder för att gynna kustfiskbestånden bör genomföras.
- Ta fram rekommendationer för hur effekterna av denna typ av fiskevårdsåtgärder bör utvärderas.

Genomförande

Projektet har avgränsats till att i huvudsak arbeta med uppföljning och utvärdering av fiskevårdsåtgärder utförda i sötvatten. Fiskeriverkets kustlaboratorium har agerat samordnare och även ansvarat för insamlande av data och utvärderingen av genomförda åtgärder. Parallellt med att projektet initierades år 2006 skapades en separat finansierad forskargrupp på Linnéuniversitetet (tidigare Högskolan i Kalmar) med fokus på de undersökta frågeställningarna i projektet. Universitetet har ansvarat för de djupare analyserna och vetenskaplig publicering av de genomförda undersökningarna. I och med detta tillfördes ytterligare forskningsrelaterade frågeställningar, bl a huruvida gädda uppvisar ett homingbeteende, liksom det man ser hos t ex lax och havsöring. Länsstyrelsen i Kalmar har

medverkat under hela projekttiden, främst genom att initiera och finansiera projekt och genomföra provfisken. Restaureringsåtgärderna har haft lokala projektägare som ansvarat för de fysiska åtgärderna, i de allra flesta fall de båda kommunerna Mönsterås och Kalmar. Finansieringen har varit projektägarspecifik genom bland annat det statliga fiskevårdsanslaget, strukturstöd för skydd och utveckling av akvatiska resurser, samt stöd för anläggande av våtmarker.

Initialt undersöktes ett antal potentiella restaureringsobjekt med olika metoder för att erhålla referensdata innan åtgärder genomfördes (figur 1). Vissa av dessa exkluderades i ett tidigt stadium då de antingen har varit för stora till ytan för att kunna utvärderas inom ramarna för detta projekt, har haft en alltför begränsad lekpopulation av gädda, eller att utförda restaureringsåtgärder inte varit möjliga att utvärdera inom tidsramarna för projektet. Utvärdering av restaureringsåtgärder inom projektet har koncentrerats till tre vattendrag som presenteras mer i detalj i kapitel 2 (tabell 1). Projektet har arbetat från en övergripande analys över var kustbestånden av gädda rekryteras (otolitkemiska analyser på en större rumslig skala), till detaljerade undersökningar över vilka mikrohabitat som gäddans nykläckta larver uppehåller sig i. Sammantaget har ett brett spann av undersökningar genomförts för att nå de specifika målen och slutligen kunna ge rekommendationer till framtida arbete.



Figur 1. De sex vattendrag som initialt var aktuella som utvärderingsobjekt inom projektet.

Tabell 1. Översikt över de undersökningar som utförts i de tre vattendragen (Törnebybäcken/Kalmar dämme, Kronobäck/Okneback och Lervik) som varit i fokus för utvärderingen i projektet.

undersökning	Törnebybäcken/Kalmar dämme	Kronobäck/Okneback	Lervik
ryssjefiske uppvandrande fisk	X	X	X
märkning med yttre märke	X	X	X
märkning med PIT-tag	X	X	
inventering av larver	X	X	X
utvandringsfälla för yngel	X	X	X
yngelprovfiske med undervattensdetonationer utanför mynningsområdet	X	X	X
otolitkemiska analyser	X	X	X

Bakgrund

I detta avsnitt ges en översikt av den bakgrundsinformation som är av relevans för det av projektet specificerade syftet. Först presenteras information om gäddans biologi i Östersjön med fokus på generell biologi, livshistoria och vandringar, reproduktion, samt gäddans roll i ekosystemet. Sedan följer en beskrivning av gäddfisket längs Östersjökusten och en sammanställning av tillgänglig information rörande beståndsstatus. Kapitlet avslutas med ett stycke om förlust av viktiga rekryteringshabitat för kustlevande gädda och dess implikationer.

Gäddans biologi i Östersjön

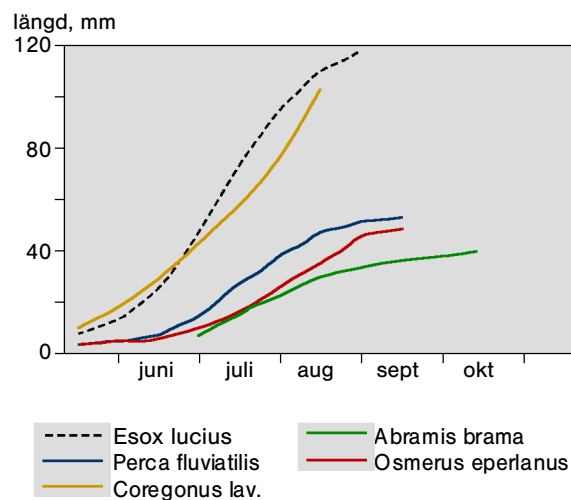
Gäddan är en allmänt förekommande fisk längs Östersjökusten. Det huvudsakliga utbredningsområdets södra gräns går någonstans mellan Skåne och Blekinge, där en alltför hög salthalt och exponerad kust begränsar dess förekomst. I sjöar är den allmänt förekommande över hela Sverige. Gäddan är en utpräglad rovfisk, som redan under de första månaderna blir fiskätande (piscivor). Som de flesta andra fiskar så börjar de nykläckta ynglen att äta djurplankton, men övergår ganska snart till att även inkludera insekter och andra evertebrater i sin diet. Gäddan äter alla slags fiskar och kannibalism är relativt vanligt förekommande. Den lever ofta strandnära i skydd av vegetation, men i vissa fall finns även helt pelagiska former. Med sin typiska torpedliknande kroppsform där såväl rygg- som analfena är placerade nära stjärten, är gäddan en utpräglad bakhållspredator. Den står alltså ofta still och inväntar sitt byte varefter den gör ett snabbt utfall.

Livshistoria och vandringar

Gäddan blir lekmogen tidigt, hanarna redan efter 1–2 år och honorna efter 2–3 år. Högproduktiva rekryteringsmiljöer tycks finnas längs hela Östersjökusten (Karås

1990), där de mest produktiva områdena förekommer i sötvatten och trösklade havsvikar men även i skärgårdar. Exponerade miljöer längre ut i skärgården har de sämsta förutsättningarna. Några av de viktigaste faktorerna som avgör ett områdes kvalitet är temperatur, syre, salthalt, vattenståndsvariation, vegetation, djup och födotillgång. I sjöar finns generellt sett en stark koppling mellan temperatur och årsklasstyrka (Kipling och Frost 1970, Casselman och Lewis 1996), och i Östersjön finns ett samband mellan temperatur och första årets tillväxt (Andersson 1990, 1991, Sandström 1998). Dessa relationer påverkas naturligtvis av beståndens storlek, och vid högre tätheter är sambanden inte lika tydliga. Gäddan har en förhållandevis stor tillväxtpotential första året, vilket framgår tydligt vid jämförelse av första årets tillväxt med andra arter från naturliga vatten (figur 2, Urho 1994). Tillväxten varierar dock kraftigt beroende på födotillgång och temperatur. Vid Östersjökusten ligger första årets tillväxt ofta inom intervallet 10–20 cm (Karås pers komm).

Gäddan betraktas som en stationär art och beståndens status varierar mellan områden. Baserat på genetiska studier anser Laikre och kollegor (2005) att gäddor



Figur 2. Gäddans (*Esox lucius*) förstaårstillväxt jämfört med några andra arter (Urho 1994). *Perca fluviatilis*= abborre, *Coregonus lav.*= sik, *Abramis brama*= braxen, *Osmerus eperlanus*= nors.

längs Östersjökusten kan förvaltas som en enhet på avstånd under 100 km. Märkningsstudier har även visat på att mer än 90% av de märkta gäddorna återfångades inom 5 km från märkningsplatsen (Saulamo och Neumann 2002). En så stark lokal populationsstruktur medför att enskilda bestånd av gädda är känsliga för påverkan, från t ex av förlust av viktiga rekryteringsområden eller hårt fisketryck.

Som hos många andra arter av fisk (t ex mört, braxen, id och abborre), företar gäddan ganska omfattande vandringar under våren för att uppsöka goda lek- och uppväxtområden. De söker sig då till grunda varma områden där rommen kläcker snabbare och produktionen av föda kommer igång tidigt. Som tidigare nämnts återfinns ideala miljöer i tillrinnande sötvatten, gärna i översvåmningsområden, men även grunda skyddade vikar med tillgång på undervattensvegetation i skärgården.

Det finns många faktorer som kan påverka rekryteringen negativt. I Kalmar-sundsregionen har man visat att storspigg i stor utsträckning utgör ett hot för rom och yngel från gädda, och att denna predation är mer omfattande i havet än i kustmynnande vattendrag (Nilsson 2006). Vattenståndsfuktuationer har även föreslagits kunna påverka förekomsten av lekvandring hos gädda. Då gäddor leker på grunt vatten kan snabba vattenståndssänkningar vara katastrofala för rommens överlevnad. Embryonalutvecklingen är temperaturstyrd, det tar cirka tio dagar för rommen att kläcka i Kalmarsundsregionen. Fluktuationerna i ett kustmynnande vattendrag kan under en så pass kort tidsperiod vara mer förutsägbara än de i havet, där vattenståndet styrs mer av lufttryck och vind.

Även höstvandringar förekommer hos gädda. Dessa kan delvis styras av variation i födoresurser och predationsrisk mellan områden (Brodersen m fl 2008). Även temperaturskillnader mellan olika områden under hösten kan påverka de metaboliska behov som fiskar har och initiera vandring.

Reproduktion

Gäddan har två olika reproduktiva strategier i Östersjön. Antingen leker den i grunda

brackvattenvikar, eller så vandrar den upp i kustvattendrag för lek (Müller 1986, Nilsson 2006). Westin och Limburg (2002) har till och med föreslagit att det finns genetiska skillnader som gör att kustlevande gädda kan vara uppdelad i isolerade bestånd beroende på om de leker i söt- eller brackvatten.

Gäddan är en art som startar leken tidigt på våren. Leken sker vanligen vid en vattentemperatur mellan 6–14 °C (Raaf 1988), och börjar först i de allra grundaste sötvattnen och tidigast uppvärmda vikarna. I sötvatten är översvåmningsområden med djup av någon eller några decimeter mycket välbesökta miljöer. Genom den tidiga leken får gäddans yngel en fördel framför andra arters yngel, då de tidigt uppnår en storlek där de kan utnyttja dessa som föda (Urho 1994). Enligt tidigare studier kulminerar leken för de brackvattenlekande gäddorna i slutet av april till i början av maj i mellersta Östersjön (Nilsson 2006). I kustmynnande vattendrag i samma område startar leken uppemot en månad tidigare, och kulminerar vanligtvis minst ett par veckor tidigare än för de brackvattenlekande gäddorna (Nilsson 2006). Även gäddan i norra Bottenhavet uppvisar samma mönster med en tidigare lek i kustmynnande vattendrag (Müller 1986).

Hanarna anländer ofta något tidigare än honorna till lekområdena, och där överstiger antalet hanar ofta antalet lekande honor. Detta beror på att hanarna stannar på lekplatsen under en längre period än honorna. Under leken uppvaktas honan av en eller flera hanar, och äggen släpps ut i mindre portioner, sväller till en storlek på 2,5–3 mm och blir klibbiga (Lindroth 1946). De fäster då omedelbart på leksubstratet som oftast utgörs av vegetation. Genom rommens fastklibbade förmåga minimeras risken att hamna på eller i anslutning till bottensedimentet där de vanligtvis har sämre överlevnad (Craig 1996). Under en period på ungefär 2–5 dagar kan en hona, beroende på storlek och kondition, lägga mellan 8 000–100 000 ägg. Sannolikt producerar större honor också större romkorn, som därigenom har en större överlevnadschans (Edgren 2005). Gäddan har ingen ägg- eller yngelvård utan äggen lämnas utan uppsikt och kläcks efter ungefär 120 dygnsgrader. Omedelbart vid kläckningen simmar

gulesäcksynglet, som då är 8–9 mm, vertikalt upp till vattenytan och fyller simblåsan med luft. Gulesäcksynglet är utrustat med speciella anhäftningsorgan som är placerade på vardera sidan om huvudet, mellan ögat och den blivande överkäken. De ytliga cellerna utsöndrar ett klabbigt sekret som gör att ynglet kan fästa på t ex vegetation (Montén 1948). När nästan hela gulesäcken förbrukats, ungefär 120 dygnsgrader efter kläckning, blir ynglet helt frisimmande och börjar söka föda (Montén 1948). Då har ynglet nått en storlek av 11–14 mm (Raaf 1988, Craig 1996). Ynglen kan stanna i närheten kläckplatsen i upp till flera veckor. När ynglen är 15–20 mm sprider de sig gradvis till närliggande områden (Raaf 1988). Precis som för många andra fiskarter är överlevnaden från ägg till juvenilstadium ofta mindre än 1% (Kipling och Frost 1970, Raaf 1988).

Gäddans roll i ekosystemet

Det är sedan länge känt att näringsrika insjöar kan uppvisa olika alternativa stabila tillstånd (Carpenter m fl 2001). Antingen domineras de av karpfisk, som genom predation på djurplankton leder till att mängden växtplankton ökar. Detta kan i sin tur ge upphov till algbloomingar och ett grumligt vatten. Det alternativa tillståndet karaktäriseras av att det finns tillräckligt med rovfisk (t ex gädda, gös och abborre) för att hålla mängden karpfiskar nere. Detta medger en potential för ökning av biomassan djurplankton, som i sin tur kan kontrollera mängden växtplankton genom predation. Detta tillstånd gör att samma sjö i närvaro av rovfiskar kan uppvisa ett mycket klarare vatten med färre algbloomingar. Studier i sötvatten har visat att förekomsten av gädda sannolikt är den viktigaste faktorn för strukturen av en sjös fisksamhälle (Spens och Ball 2008). Bevisen för att ett ekosystems struktur inte uteslutande är beroende av hur mycket resurser som finns tillgängliga för lägre näringsnivåer ("bottom-up control"), har under senare år ökat i omfattning, även för marina system (Estes m fl 1998, Jackson m fl 2001, Frank m fl 2005, Daskalov m fl 2007). Det är numera uppenbart att även mängden

av toppredatorer kan ha en viktig roll för marina ekosystems struktur och funktion ("top-down control").

Nyligen utförda studier visar att ett liknande samband sannolikt även gäller för ekosystemet i Östersjöns utsjö (Casini m fl 2008). Här domineras de alternativa tillstånden av antingen torsk (predator) eller skarpsill (djurplanktonätare, planktivor) med resulterande kaskad-effekter på lägre trofinivåer (djurplankton och växtplankton). Även det bottenlevande (bentiska) ekosystemet i grunda kustområden uppvisar liknande samband (Eriksson m fl 2009) men här har storspiggen tagit planktivorens roll. När rovfiskar som abborre och gädda försvinner uppnår spiggen mycket höga tätheter. Provfiske med not och dykinventeringar i grunda vikar har visat att det kan finnas upp till 50 vuxna spiggar per kvadratmeter under försommaren i Kalmarsund och Stockholms ytterskärgård (Ljunggren m fl 2005; Eriksson m fl 2009). Spiggen kan ha en betydande påverkan på det kustnära ekosystemet som konkurrent om föda under tidiga larvstadier för övriga fiskar. Den kan även vara predator på rom och nykläckta fisklarver (Nilsson 2006). Ytterligare en viktig aspekt är att spiggen är en predator på bottenorganismer varav många (t ex tangmärlor och andra kräftdjur) har en viktig roll som betare. Låga tätheter av betare kan i sin tur leda till att mängden fintrådiga alger ökar (figur 3, Worm och Lotze 2006; Eriksson m fl 2009). Betarnas betydelse för förekomsten av trådalger i kustområdet har visat sig vara minst lika avgörande som tillförsel av näring i form av övergödning (Eriksson m fl 2009). En



Figur 3. Karaktäristisk ytterflada i Stockholms skärgård med trådalger och spigg. Foto: Ulf Bergström.

ökning av trädalger kan ytterligare missgynna rekrytering av t ex abborre och gädda genom försämrat leksubstrat och syreförhållanden. Vid höga spiggtätheter kan spiggens roll som predator på tidiga livsstadier hos abborre och gädda och som konkurrent om föda resultera i att fisksamhället läses i ett spiggdominerat tillstånd.

Gäddan har enligt ovan en mycket viktig strukturerande roll för kustekosystemet. Idag finns indikationer på att vissa bestånd av rovfiskar är svaga och stora kustområden (t ex Kalmarsund och Stockholms ytterskärgård) karaktäriseras av en dominans av spigg och utbredd förekomst av trädalger. För att återfå en god balans i sådana områdens ekosystem är det därför viktigt att arbeta med åtgärder för att stärka rovfiskbestånden, parallellt med fortsatt arbete med att minska näringstillförseln.

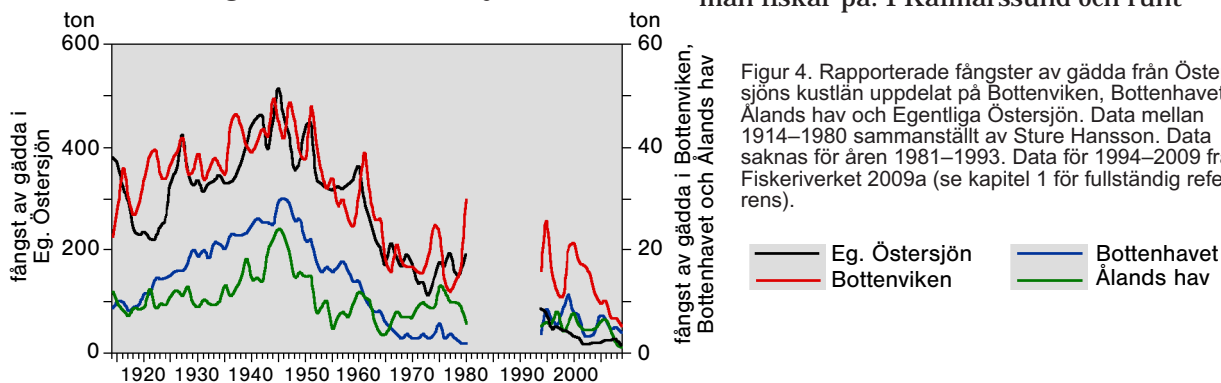
Gäddfiske längs Östersjö-kusten

Gäddan har historiskt sett utgjort en mycket viktig resurs för såväl yrkes- som husbehovsfisket. Idag bedrivs yrkesfisket av gädda nästan uteslutande med nät och ryssjor under främst lektiden på vår och försommaren. Majoriteten av landningarna (c:a 60%) kommer från Egentliga Östersjön, medan 35% härrör från Bottniska viken och ytterligare 5% från Ålands hav (Fiskeriverket 2009a). Under första halvan av 1900-talet varierade de rapporterade landningarna i yrkesfisket mellan 500–700 ton årligen, men sedan 1950-talet har landningarna minskat markant (figur 4). Utvecklingen har sedan dess följt en vikande

trend och under de senaste 15 åren har yrkesfiskets fångster av gädda minskat med c:a 75% (figur 4, Fiskeriverket 2009a). En bidragande orsak till detta kan vara en minskad kår av yrkesfiskare i kombination med en minskad efterfrågan för arten. Att bestånden av gädda längs kusten i vissa områden har minskat, påverkar sannolikt lokalt även den negativa fångstutvecklingen.

Idag fångas de allra flesta gäddor inom fritidsfisket och arten utgör den kanske viktigaste resursen för dagens fritidsfiske och fisketurism (Fiskeriverket 2008, Fiskeriverket 2009b). Det yrkesmässiga fisket i Östersjön landade 47 ton gädda 2006 (Fiskeriverket 2009a), medan en nationell enkätundersökning av fritidsfisket uppskattade att detta samma år fångade drygt 1 900 ton (Fiskeriverket 2008). Så mycket som 900 ton uppskattades ha satts tillbaka levande (så kallad catch and release), och återstående 1000 ton fördelades lika mellan handredskapsfisket och fiske med mängdfångande redskap. Landningarna från fritidsfisket var alltså drygt 20 gånger större än motsvarande för yrkesfisket, vilket antyder att påverkan från yrkesfisket på gäddbestånden är ringa i jämförelse med fritidsfisket.

På grund av det omfattande fritidsfisket och indikationer på svaga bestånd av gädda längs vissa delar av svenska Östersjökusten (se nästa avsnitt), infördes en "bag-limit" på gädda från den första april 2010 (Fiskeriverket 2010). Detta innebär att vid fiske med handredskap får maximalt tre gäddor landas per person och dag. Dessutom får endast individer mellan 40 och 75 cm behållas för att spara stora honor som anses vara extra viktiga för återväxten av beståndet. Samtidigt sparar man små individer som i framtiden utgör den resurs man fiskar på. I Kalmarsund och runt

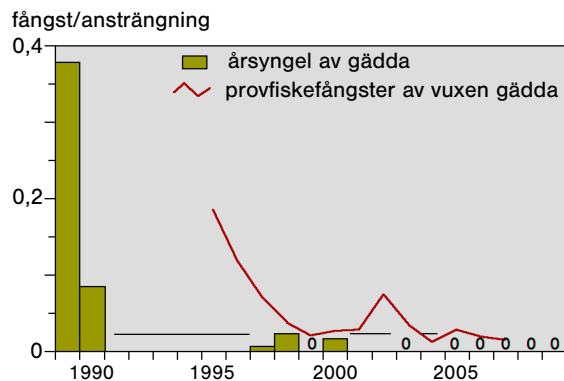


Öland har man sedan tidigare även infört en total fredning av både gädda och abborre under leken mellan 1 april och 31 maj (Fiskeriverket 2004). Detta innebär att man oavsett redskap inte får fiska efter dessa två arter under förbudsperioden. Om man av misstag ändå fångar någon av arterna så ska de omedelbart återutsättas på fångstplatsen. I Stockholmskärgård har man på vissa håll även inrättat lokala fredningsområden för gädda.

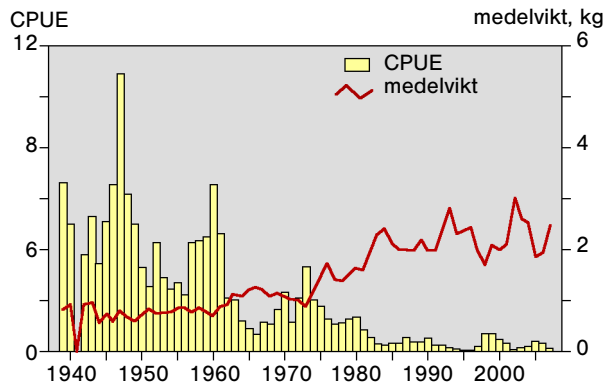
Beståndstatus

Gädda är en art som genom dess beteende fångas i liten utsträckning i traditionella provfisken. Av denna anledning saknas tillförlitlig statistik över beståndstatusen hos gädda längs Östersjökusten. I provfisket som Fiskeriverket bedriver med kustöversiktsnät utanför Mönsterås i Kalmarsund har dock fångsterna av gädda minskat betydligt sedan 1994 (figur 5), vilket bekräftar utvecklingen vi ser i yrkesfisket. Nedgången under 90-talet har också verifierats i enkätundersökningar riktad till yrkesfiskare (Ljunggren m fl 2005). Ytterligare bevis för att bestånden av gädda i andra delar av Östersjön är vikande härrör från en unik serie från den västra sidan av Finska viken (Lehtonen m fl 2009). Rapporten visar att fångst per ansträngning av gädda vid spöfiske har minskat drastiskt mellan 1939–2007 (figur 6).

Orsakerna till den vikande beståndsutvecklingen kan vara många. Ett högt fisketryck kan påverka fiskbestånd negativt. För gädda i Östersjön är detta generellt sett osannolikt, men det kan inte uteslutas att fisketrycket lokalt kan vara hårt. Enkätundersökningar efter Norrlandskusten har t ex visat, att fisketrycket kan vara högt i vissa områden (Neuman m fl 2009), medan undersökningen i Finska viken snarare tyder på att medelvikten ökar (figur 6), vilket indikerar ett lågt fisketryck. I Mönsteråsområdet saknas belägg för att medelvikten i fångsten minskar, något som generellt sett är en god indikation på för högt fisketryck. Ökad påverkan i form av predation från skarv kan även det potentiellt bidra till minskande bestånd. Detta har dock inte ansetts som



Figur 5. Fångster av vuxen gädda i nätprovfiske i Mönsteråsområdet samt fångster av årsyngel vid provfiske med undervattensdetonationer från vikar som inte är sötvattenpåverkade i samma område. 0 anger att inga yngel fångades.



Figur 6. Fångst per ansträngning (CPUE) och medelvikt (kg) av gädda fiskade med handredskap inom ett kustområde i Finska Skärgårdshavet under perioden 1939 till 2007 (Lehtonen et al. 2009).

den primära orsaken till nedgången eftersom gäddbestånden generellt sett minskade innan skarven etablerade sig. Den främsta orsaken till vikande bestånd av gädda under det senaste tiotålet är här istället bedömts vara relaterat till överlevnad under de tidiga livsstadierna, innan de påverkas av predation från skarv (Ljunggren m fl 2005). Sedan början av 90-talet har rekryteringen av gädda i Mönsteråsområdet varit i princip utslagen (figur 5). En avsaknad av rekryter av många värlekande arter såsom gädda och abborre, verkar dessutom vara ett allmänt förekommande fenomen under senare år i den svenska östersjökustens ytterskärgårdar och öppna kustområden. Rekryteringen av dessa arter verkar däremot i stort sett vara fungerande i innerskärgårdar, mycket avsnörda vikar och sötvatten (Ljunggren m fl 2005; 2010).

Förlust av lekhabitat

De viktigaste kriterierna ett område måste uppfylla för att fungera som rekryteringsområde för gädda är gynnsam temperatur, lämplig bottenvegetation samt god födotillgång för yngel (Casselman och Lewis 1996, kapitel 4). Grunda skyddade vikar i skärgården och områden i tillrinnande sötvatten är de områden som bäst uppfyller dessa krav (Karäs 1999). Båda typer av miljöer har utsatts för en mycket kraftig exploatering till följd av mänsklig aktivitet (se t ex Hagerberg m fl 2004; Sandström m fl 2005). Exploateringen varierar geografiskt, i anslutning till tätorter, industrier och större hamnar påverkas rekryteringsmiljöerna bl a av muddringar, båttrafik och utfyllnad av grundområden. I områden med lägre grad av exploatering, så utgör småbryggor, båttrafik och mindre omfattande muddringar exempel på negativ påverkan på viktiga rekryteringsmiljöer. Av Stockholms skärgård bedöms 40% till exempel vara exploaterat och graden av exploateringen ökar ständigt (Kindström 2007). En ytterligare faktor att ta i beaktning är övergödning som genom förändringar i siktdjup och vegetationssamhälle påverkar lekhabitat för många kustlevande fiskarter.

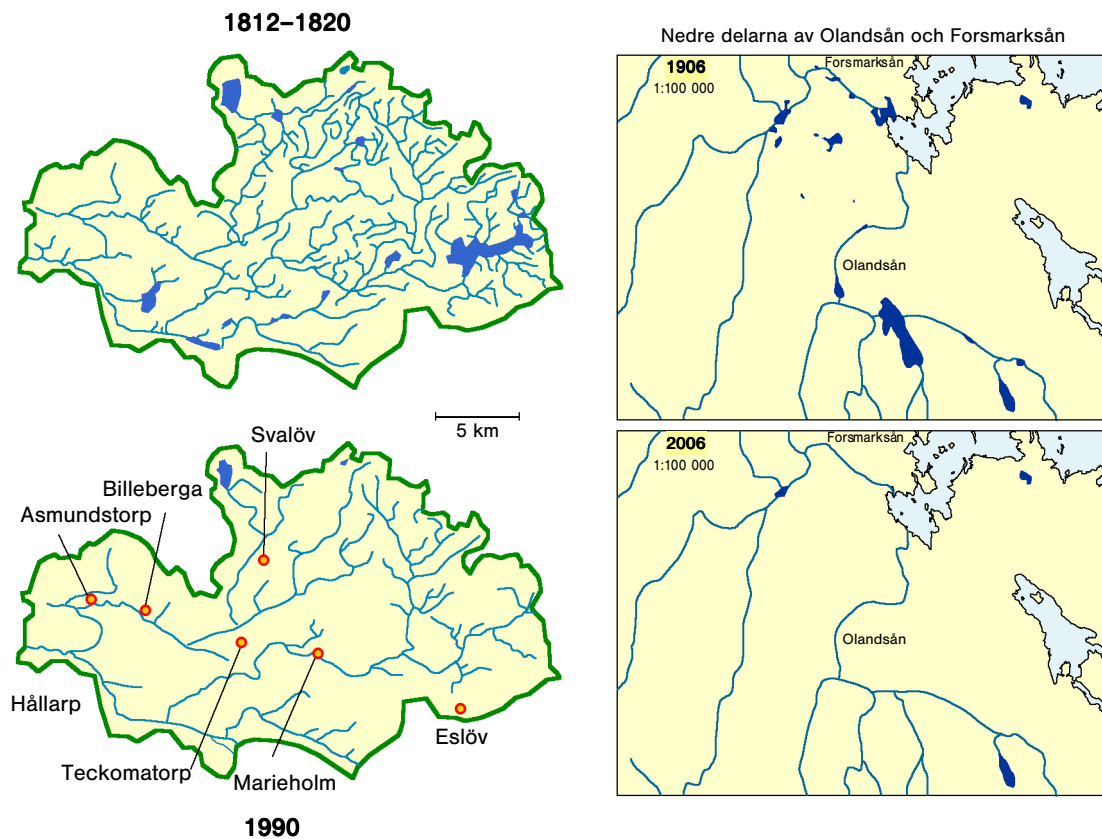
Miljöer i tillrinnande sötvatten påverkas även de av övergödning och olika former av utsläpp. Även vandringshinder hindrar kustlevande fiskarter från att nå viktiga rekryteringsmiljöer. I Gävleborgs län uppskattas det t ex att vandringshinder stoppar gäddan från att nå dess huvudsakliga rekryteringsområden i 60% av de kustmynnande vattendragen (Länsstyrelsen i Gävleborg opublicerat). Den viktigaste faktorn i detta sammanhang är dock de storskaliga förändringarna av det kustnära landskapet som skett under de senaste 200 åren. Enorma resurser har lagts ner på att utdika och torrlägga landskapet för att öka förutsättningarna för jord- och skogsbruk

(Hoffman m fl 1999). Genom tekniskt stöd och råd till lantbrukare har staten subventionerat detta. Sammanlagt har över sju miljarder kronor satsats på att dika ut landskapet (Hoffman m fl 1999).

Utdikningen började i stor skala på 1800-talet, med syfte att uppnå ett rationellt jordbruk (Hagerberg m fl 2004). Från början syftade utdikningen främst till att leda av ytvatten, därefter började man att arbeta med att sänka grundvattenytan. I ett sista skede lades diken helt under jord i täckdiken för att optimera drift och produktion. De flesta åar, bäckar och rännilar i det svenska jordbrukslandskapet har rätats ut, fördjupats eller lagts i rör i marken. Idag finns det betydligt fler diken än vattendrag i Sverige. Den totala längden vattendrag är 640 000 km och längden diken är 890 000 km (Esseen m fl 2004). I de mest exploaterade områdena, som Skåne och Mälardalen, uppskattas det att ca 90% av våtmarksytan har försvunnit (Hagerberg m fl 2004, Länsstyrelsen i Skåne 2007; Alström och Krook 2008).

Under de senaste 200 åren har även 2500 sjöar torrlagts eller sänkts i Sverige (SMHI 1995). I figur 7 illustreras hur det kustnära landskapet har förändrats. Denna förändring är också en mycket starkt bidragande orsak till övergödningen av våra kustområden. Näringsämnen spolas ut till havet i mycket större omfattning i ett kanaliserat vattendrag än i ett naturligt vattensystem (Hoffman m fl 1999).

De sammantagna effekterna av förändringarna i kustnära områden har varit förödande för de arter som är beroende av tillrinnande sötvatten för rekrytering. I kustnära jordbruksbygder kan ytan av lämpliga rekryteringsområden i sötvatten ha minskat i storleksordningen 50–90%. Yngelproduktionen av gädda i dessa miljöer är beroende av ytan lämpligt habitat, och produktionen av gädda i tillrinnande sötvatten har därför sannolikt minskat drastiskt under de senaste 200 åren.



Figur 7a) Braåns vattendrag 1812-1820 (efter Skånes rekogniseringskarta) och 1990 (från Hagerberg *et al.* 2004). 7b). Sjöar i nedre delen av Olandsån och Forsmarksån i Norduppland, 1906 (efter Häradsekonomiska kartan) respektive 2006. I det nedre loppet av dessa åar återstår endast c:a 23, respektive 12% av vattenytan, och då är inte våtmarker inräknade.

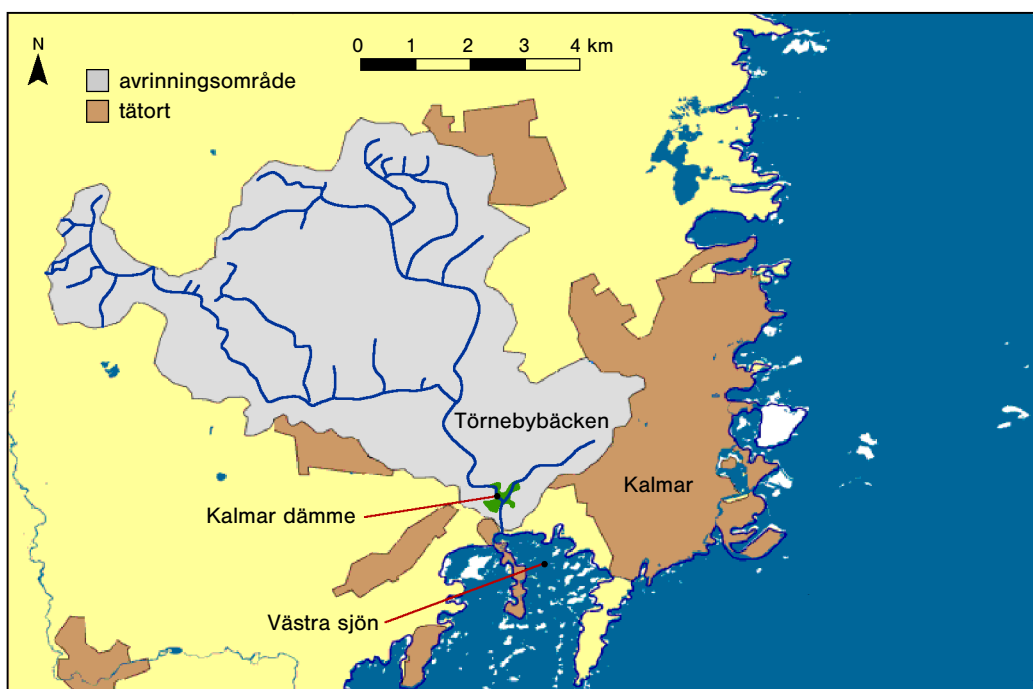
Kapitel 2

Fallstudier – restaurerade vattendrag

I detta kapitel beskrivs de tre vattendrag (Törnebybäcken/Kalmar dämme, Kronobäck/Okneback och Lervik) där åtgärderna utvärderats i detalj samt vilka metoder som använts vid utvärderingen. För varje vattendrag ges en kort sammanfattning av utfallet av restaureringsåtgärden och i kapitel 7 ges en mer detaljerad beskrivning av de metoder som använts vid utvärderingen.

Törnebybäcken/Kalmar dämme

Törnebybäcken avvattnar en stor del av slätten söder om Kalmar (figur 8). Medelvattenföringen är under 0,5 kubikmeter per sekund. Bäckens är en av de mest närsaltsbelastade vattendragen i Kalmar län



Figur 8. Avrinningsområde för Törnebybäcken/Kalmar däme med den restaurerade våtmarken utmärkt i grönt. Västra sjön är den havsvik som provfiskades efter årsyngel av gädda, som ett mått på effekterna på kusten av åtgärden.

och mynnar i Västra sjön någon kilometer sydväst om Kalmar.

I början av 1990-talet framfördes idéer om att bygga en konstgjord våtmark, Kalmar däme, i anslutning till Törnebybäckens nedre delar. Huvudsyftet var att reducera mängden kväve från flygplats och jordbruk i avrinningsområdet. Våtmarken var klar 1996. Principen med den totalt 18 hektar stora våtmarken bygger på att man förlänger vattnets uppehållstid genom att låta det passera ett system på totalt åtta olika dammar innan det åter får rinna ut i Törnebybäcken (figur 9). För att förse våtmarken med vatten byggdes en fördämning några hundratals meter upp i bäckfåran. Fördämningen utgör ett definitivt vandringshinder för anadroma (arter som vandrar upp i sötvatten för att leka) fiskarter. Trots det klarade exempelvis gädda att ta sig in via våtmarkens utlopp. Periodvis har den möjligheten dock varit svår att utnyttja på grund av ett svårforcerat skibord. Konstruktionsdetaljer gör också att endast våtmarkens slutdel kan nås av den fisk som lyckats vandra upp. Tillgängligt område har därtill varit



Figur 9. Utloppet i Kalmar däme innan restaureringsåtgärden (foto: Olof Engstedt).

begränsat som lek- och uppväxtområde för gädda eftersom stora delar har varit bevuxen med en mycket tät bladvass.

Under våren 2007 genomfördes på uppdrag av projektägaren Kalmar kommun biotopåtgärder i dämmets sista våtmarksdel. Åtgärderna utfördes av en lokal entreprenad-firma. Delar av det täta vassområdet avlägsnades genom att gräva bort rotfilten



Figur 10. Kalmar dämme efter restaureringsåtgärden (foto: Jonas Nilsson).

på en yta av ca 2,5 ha (figur 10). För att minska transport- och deponikostnader och samtidigt ge en mer fragmenterad miljö i den nya våtmarken lades schaktmassorna upp i några mindre öar i våtmarken. Stränderna runt de nya öarna samt de där vassen tagits bort blev mycket branta och saknade i de flesta fall någon etablerad vegetation. Endast några mindre grunda ytor med övervattensvegetation (vass, starr, tåg) lämnades kvar helt orörda. Under det första året efter åtgärden fanns ingen undervattensvegetation i det nygrävda området, men under det andra året hade det etablerats några mindre partier med gles undervattensvegetation. Utloppet modifierades för att fisk lättare skulle ta sig in, och för att underlätta fiskens vandring i det strömmande partiet nedströms utloppet placerades mer sten ut (figur 11). Åtgärden medförde att den totala ytan med öppet vatten ökade från ungefär 1 hektar till nästan 3,5 men samtidigt minskade den yta som bedömdes som lämplig för gäddans lek och uppväxt från ungefär 1,2 hektar till mindre än hälften.

Under åren 2006–2008, dvs både före och efter åtgärden, genomfördes studier på uppvandring av lekgädda samt utvandring av gäddyngel från dämnet. Fiske efter lekvandrande fisk genomfördes med ryssjor i Törnebybäckens mynning. Alla arter noterades och räknades, och samtliga gäddor märktes med en inre PIT-tag (Passive Integrated Transponder) och ett yttre ankarmärke. Prover togs även för otolitkemiska analyser. Genom



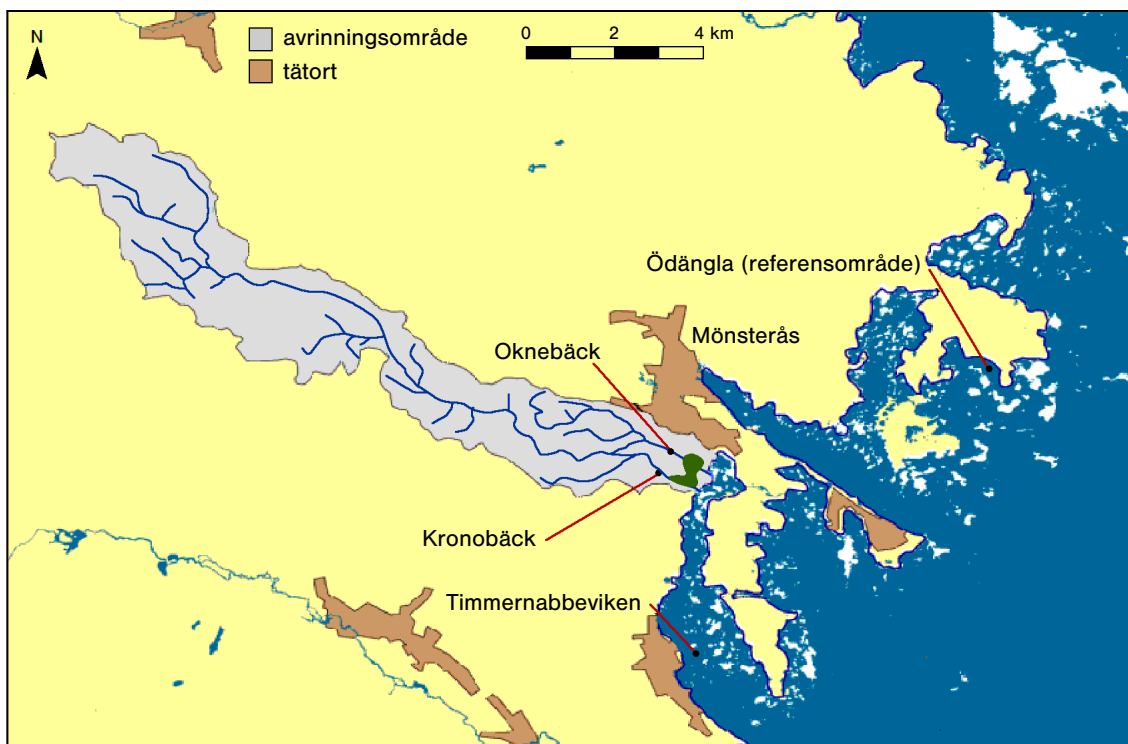
Figur 11. Utloppet i Kalmar dämme efter restaureringsåtgärden (foto: Jonas Nilsson).

mottagarstationer som var uppsatta på olika platser i bäcken samt vid dämmets utlopp kontrollerades hur många individer som tog sig in i dämnet respektive stannade kvar i bäcken. Mängden utvandrande yngel mättes med en yngelfälla som var placerad precis vid dämmets utlopp.

Andelen utvandrande yngel minskade åren efter restaureringen. Dessa resultat indikerar att den här typen av åtgärd inte har någon direkt positiv effekt på yngelproduktionen. Minskningen av antalet utvandrande yngel berodde sannolikt på att ytan med lämpligt lek- och uppväxthabitat minskade. Efterhand som vegetationen etableras i de nygrävda ytorna kan man förvänta sig att yngelproduktionen ökar igen.

Kronobäck/Oknebäck

Kronobäck och Oknebäck är två grenar av Koverhultebäcken. Vattendragen mynnar 200 meter från varandra i den innersta delen av Timmernabbeviken i mellersta Kalmarsund, precis söder om Mönsterås (figur 12). Medelvattenföringen är under 0,5 kubikmeter per sekund. Bäckarna rinner huvudsakligen genom skogsmark med undantag av de nedersta delarna som passerar genom ett mer låglänt jordbrukslandskap (figur 13). Precis som många andra vattendrag har Oknebäck och Kronobäck både rätats ut och vallats in under årens lopp. Detta är speciellt tydligt i delar av vattendragens mynningar. Invallningarna



Figur 12. Avrinningsområde Kronobäck/Okneböck med de restaurerade våtmarkerna utmärkta i grönt. Timmernabbeviken är den havsvik som provfiskades efter årsyngel av gädda, som ett mått på effekterna på kusten av åtgärden. Ödängla användes som referensområde vid undersökningen.



Figur 13. Vattendraget Kronobäck innan åtgärd (foto: Jonas Nilsson).



Figur 14. Våtmarken vid Okneböck vid högvatten efter åtgärd (foto: Jonas Nilsson).

har bland annat resulterat i att områden som tidigare översvämmades i samband med vårflöden har minskat eller i vissa fall helt försvunnit. I Kronobäck finns ett definitivt vandringshinder ungefär 700 meter uppströms i form av en bevattningsdamm medan fisken har fri väg åtskilliga kilometer upp i Okneböck.

I början av 2008 genomfördes biotopvårdande åtgärder som syftade till att

förbättra gäddans lek- och uppväxtmöjligheter i området. Planeringen utfördes av Mönsterås kommun i samarbete med Fiskeriverket och Linnéuniversitetet. Åtgärderna som gjordes var av olika karaktär. Ungefär 500 m uppströms i Okneböck breddades den befintliga öppna bäckfaran. Detta gjordes genom att gräva bort delar av ett mycket tätt bladvassområde. På så sätt skapades en damm på

ungefär 1,5 ha (figur 14). Djupet varierade mellan 0,3 och 1,5 meter, och den enda vegetationsyta som fanns kvar efter schaktningen var ett litet smalt parti med bladvass längs den södra sidan av den gamla bäckfåran.

I Kronobäck grävdes den gamla uträtade fåran om och fick ett mer meandrande utseende. Ungefär hundra meter från mynningen byggdes även en fördämning som medförde att vattennivån höjdes ungefär 40 cm (figur 15). Genom denna höjning skapades en våtmark av översvänningskaraktär med en total yta på ungefär 3 hektar (figur 16). Vegetationen som översvämmades var huvudsakligen olika typer av gräs och halvgräs. Centralt i området grävdes ett litet mindre område med ett vattendjup som varierade mellan 0,5–1,5 m. För att säkra vattentillförseln leddes ett delflöde från Okneback in i området.

Tanken med åtgärden var att simulera en våröversvämning där vattnet skulle stanna kvar i våtmarken så pass länge att gäddans yngel skulle hinna utvecklas och även migrera ut till kustvattnet utanför. För att kunna tömma våtmarken gjordes därför fördämningen vid utloppet reglerbart. Genom att våtmarken tömdes under juni bevarades grässvålen och den

specifika vegetationstypen i de översvämmade områdena. Denna åtgärd tillsammans med ett betetryck från nötkreatur förhindrar dessutom en igenväxning av t ex vass som man skulle kunna få om vattnet hålls kvar under hela året.

Fiske efter lekvandrande fisk genomfördes med ryssjor i Okneback och Kronobäck under 2007–2009. Alla arter noterades och räknades, och samtliga gäddor märktes med en inre PIT-tag och ett yttre ankarmärke. Prov togs även för otolitkemiska studier. Mängden utvandrande yngel kvantifierades med hjälp av yngelfällor som var placerade vid våtmarkernas utlopp.

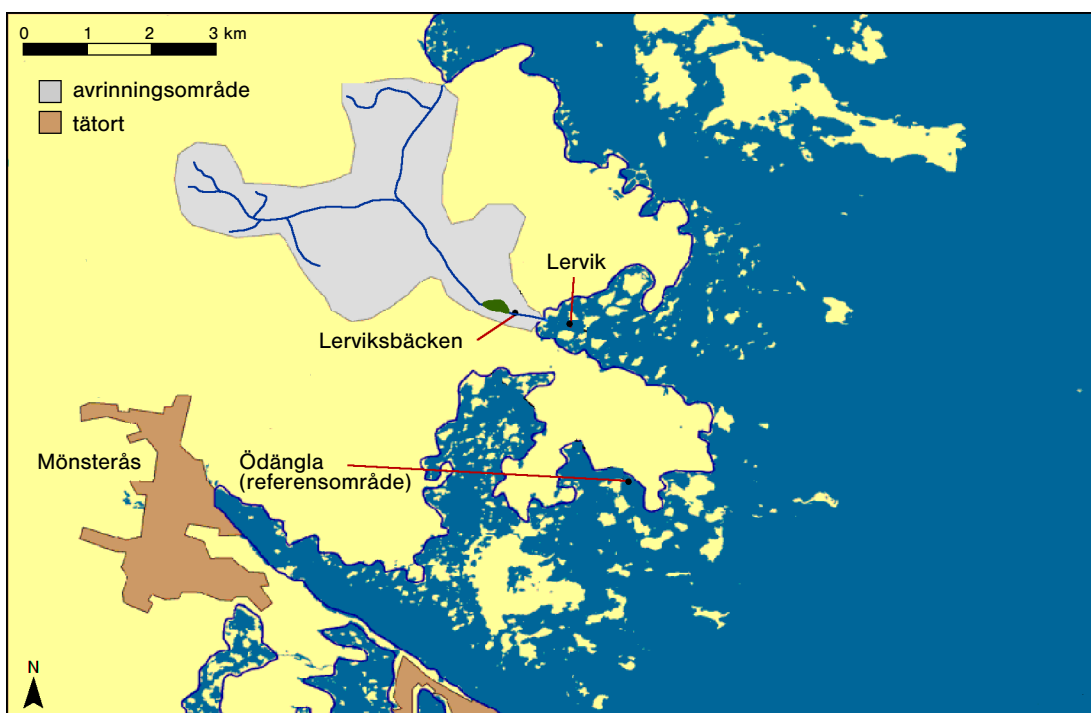
Resultaten från dessa studier visar att vandrigen av lekfisk i Kronobäck och Okneback har varit omfattande. Sammanfattningsvis pekar resultatet på att en grävd damm som i Okneback, med begränsad lekyta, inte har någon större effekt på yngelproduktionen. I översvänningsvåtmarken i Kronobäck ökade däremot utvandringen av yngel från några tusen till hundratusental. Anledningen till denna markanta ökning beror sannolikt på tillkomsten av översvämmade vegetationsområden. I dessa grunda miljöer antas temperaturen öka snabbast och här fanns också en god tillgång på lämpliga bytesdjur för de nykläckta ynglen.



Figur 15. Utloppet vid Kronobäck efter åtgärd (foto: Jonas Nilsson).



Figur 16. Våtmarken vid Kronobäck efter åtgärd (foto: Jonas Nilsson).



Figur 17. Avrinningsområde Lervik med restaurerad våtmark utmärkt i grönt. Timmernabbeviken är den havsvik som provfiskades efter årsyngel av gädda, som ett mått på effekterna på kusten av åtgärden. Ödängla användes som referensområde vid undersökningen.

Lervik

Vattendraget som mynnar i Lervik i mellersta Kalmarsund, 6 km nordost om Mönsterås, rinner nästan utslutande genom jordbruksmark med låg fallhöjd (figur 17). Genom dikningsföretag genomförs rensningar av vattendraget med jämna mellanrum. Detta har resulterat i att vattendraget omges av mer eller mindre tydliga vallar och branta slänter vilket gör att det mer kan karakteriseras som ett dike. Vattenföringen är dessutom betydligt lägre än de tidigare beskrivna vattendragen och helt koncentrerad till vårflöden och regnperioder. Vattennivån i bäcken påverkas av vattenståndet i Kalmarsund. Vid en första anblick tycks inte vattendraget ha någon speciellt stor attraktionsförmåga på fisk. En inventering som utfördes av Länsstyrelsen i Kalmar visade dock att det fanns både fria vandringsvägar och lekande gädda i Lerviksbäcken (Borger 2001). Länsstyrelsen bedömde därför vattendraget som värdefullt och att det var lämpligt för framtida fiskevårdsåtgärder.

Under vintern 2008/2009 gjordes åtgärder i Lerviksdiket för att förbättra lek- och uppväxtmöjligheter för uppvandrande gädda. Mönsterås kommun var projektägare och åtgärden utfördes av en lokal entreprenadfirma. En våtmark på 1,5 ha skapades ungefär 1 km uppströms mynningen (figur 18). Den ursprungliga färan lämnades orörd för att bevara möjligheterna för dikningsföretaget att fortsätta rensa vid behov. Den norra vallen togs bort på en sträcka av ungefär 200 meter och genom schaktning breddades vattendraget ungefär 75 meter. Den nyskapade ytan fick ett medelvattendjup på c:a 0,5 meter. För att på sikt skapa mer lektyta bestående av översvämmad terrester vegetation gjordes stränderna flacka. Schaktmassorna slätades ut över omgivande åkermark samtidigt som en avlång ö skapades för att ge mer struktur och underlätta det praktiska grävandet.

Under 2006–2010 genomförde Länsstyrelsen i Kalmar provfisket med ryssjor för att studera uppvandring av framförallt gädda men även andra arter i Lerviksdiket. Samtliga gäddor över trettio centimeter



Figur 18. Våtmarken i Lervik efter restaurering (foto: Jonas Nilsson).

som fångades åren 2006–2009 märktes med ett yttre ankarmärke (FD-94). Gäddorna i Lervik märktes inte med PIT-tags. Mängden utvandrande yngel kvantifierades med en yngelfälla som placerades i de nedre delarna av vattendraget.

Antalet gäddor som fångats per säsong i Lervik har ökat efter våtmarkens tillkomst. En tydlig skillnad är också att allt fler gäddor tycks vandra upp under säsongens inledning. Troligen är förändringarna en respons på att våtmarkens grunda vatten

värms upp snabbare än det vatten som tidigare bara passerade en rak dikesfåra. Att leken dessutom när en kulmen c:a tio dagar tidigare än åren innan åtgärden styrker ytterliggare ett sådant antagande.

Trots mer lekfisk och tidigare uppvandring minskade antalet utvandrande yngel de två första åren efter att lek varit möjlig i den nyanlagda våtmarken. En orsak kan vara att lämpligt leksubstrat ännu inte hunnit etableras. Samtidigt är det intressant att notera att det finns en tendens till ökning av uppvandrande unga hanar redan första säsongen som det är teoretiskt möjligt. Sammanfattningsvis pekar resultaten i Lervik på att den här typen av åtgärd även om den inte ger optimala förhållanden för yngel i ett inledningskede möjligtvis ger respons i form av fler vuxna individer som återkommer för lek. Dessutom kommer omfattningen och kvalitén på leksubstrat i Lerviksvåtmarken förbättras med åren och då kommer sannolikt yngelproduktionen att stiga. Det bör också påpekas att den typen av yngelfälla som använts i detta vattendrag inte är helt optimal för ändamålet. Detta kan ha resulterat i en underskattning av antalet utvandrande yngel och då speciellt lite större yngel.

Sammanfattning

Sammanfattningsvis kan konstateras, att åtgärderna i de tre våtmarkerna resulterat i varierande framgång mätt som produktion av yngel. Trots en omfattande årlig lekvandring av adult fisk, i Kalmar Dämme >200 individer, i Lervik >1000 och i Okne/Kronobäck >1000, så skilde sig produktionen markant mellan vattendrag. För Kalmar Dämme, Lervik och Okne/Kronobäck hade inte åtgärderna medfört en ökad mängd utvandrande yngel. Troligen beror detta på att åtgärderna i dessa vattendrag har skapat en kraftig reduktion av vegetationsytor, friläggande av sediment/jordytor och därmed en förlust av viktiga mikrohabitat för ynglen. Det är alltså inte den totala

våtmarksytan som är avgörande för yngelproduktionen, utan ytan av lämpligt lek- och uppväxthabitat. Produktionen av yngel kommer troligtvis att öka med tiden när barlagda ytor återkoloniserats av vegetation. I Kronobäck gav däremot restaureringsåtgärden en stor ökning av yngelproduktion av yngel redan under första året, speciellt i de översvämningshabitat där gräs och halvgräs sparades. Resultaten visar, att en restaurering av en våtmark för fiskrekrytering, eller anläggandet av en ny, bör ske med eftertanke. Det är viktigt, att de potentiella lek/rekryteringsytor som skapas motsvarar de behov som lekande fisk och yngel har (d v s ett lämpligt djup och vegetation som skapar rätt mikrohabitat).

Kapitel 3

Populationsstruktur och vandringsmönster

I detta kapitel behandlas omfattning och särdrag av gäddans lekvandring till sötvatten i Östersjöns kustområde. I fokus för utvärderingen har varit de tre vattendrag som presenteras i kapitel 2. Vandringsstudier har gjorts i ytterligare fyra vattendrag. För studierna har tre olika tekniker använts; märkning, otolitkemi samt i viss mån även genetiska studier. I slutet av kapitlet diskuteras vilka konsekvenser omfattningen av vandring i sötvatten och populationsstruktur har för ekologi och fiskevärd.

Betydelse av sötvatten för reproduktion

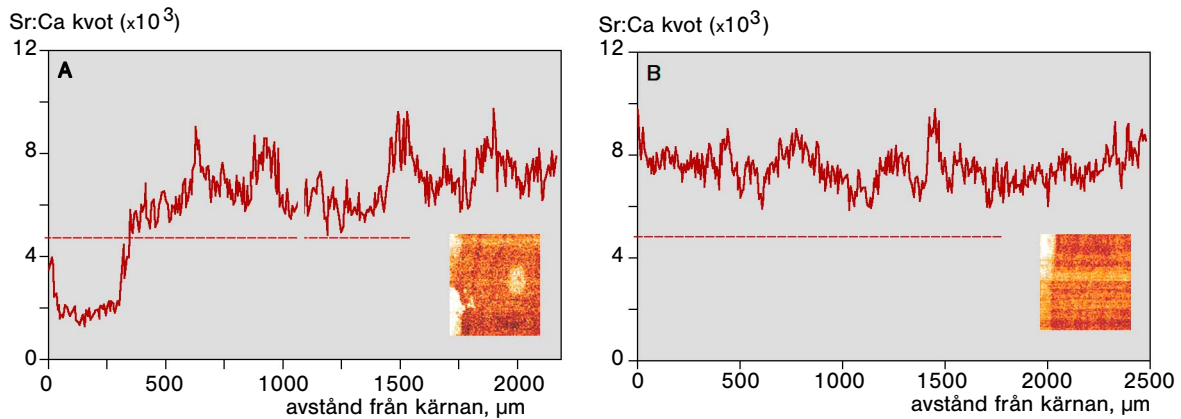
Vandring i kustmynnande vattendrag är frekvent förekommande hos värlekande fisk i Östersjön. Små åar och diken utnyttjas i huvudsak av gädda, id och mört medan andra arter som exempelvis abborre verkar söka sig till större vattendrag. Lekvandring har även observerats i vattendrag som mynnar i Öresund, kustområden i Polen och Baltikum, liksom till både svenska och finska kustområden i Bottenviken (forskare från Sverige, Baltikum, Polen, Finland, personlig kommunikation). Ett fåtal studier har genomförts för att kvantifiera detta anadroma beteende hos fisk med sötvattenursprung (t ex Müller 1986). Hittills har dock inga studier utförts för att jämföra betydelsen av sötvattenhabitat med brackvattenhabitat för rekrytering av gädda i Östersjön.

För att studera om fisk är född i sötvatten eller i havet kan analyser av otoliters (hörselstenar) kemiska sammansättning genomföras. Dessa tekniker har utvecklats under senare år och medger därmed möjligheten att bestämma vuxna fiskars ursprung (Campana 1999; Limburg m fl 2001; Engstedt m fl 2010 i tryck).

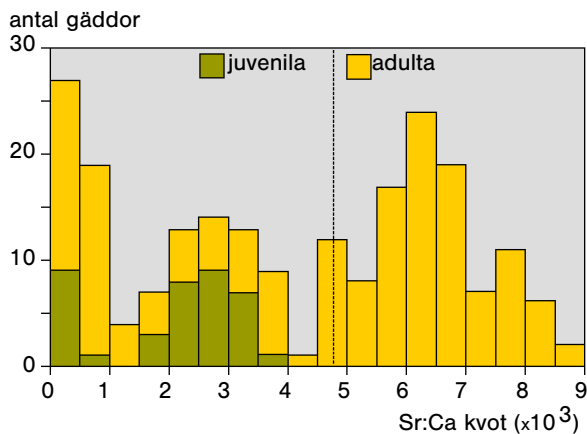
Otoliter är benliknande strukturer som finns i benfiskars huvuden och är delar av fiskarnas hörsel- och balansorgan. Kemiska ämnen från det omgivande vattnet inkorporeras i otoliterna när fisken växer (Elsdon m fl 2008). Den kemiska sammansättningen i olika skikt speglar således den vattenmiljö fisken vistas i olika livsstadier. Kvoten mellan Strontium och Kalcium (Sr:Ca) anger vilken salthalt fisken vistas i. En hög kvot indikerar saltare vatten eftersom halten av strontium är högre i brackvatten än i sötvatten (Zimmerman 2005).

I detta projekt undersöktes otoliter från 175 vuxna gäddor som samlades in i Kalmarsund (100 st) och längs kusten vid Forsmark (75 st) i södra Bottenhavet. Fisken samlades in under sommaren (juni till augusti) då de flesta fiskar lämnat lekområdena. Gäddyngel från bäckar i Kalmarsundsregionen användes som referensfiskar för att bestämma hur hög strontiumhalten kan vara i otoliter hos gäddor kläckta i sötvatten. Figur 19 visar exempel på en sötvattenrekryt och en brackvattenrekryt.

Analysen visade att 80 av de 175 vuxna gäddorna rekryterats i sötvatten, d v s att 45% av gäddorna var födda i sötvatten (figur 20). I Forsmarksområdet var 80% (60 st) av gäddorna födda i sötvatten medan det i Kalmarsund var 20% (20 st). Många (79%) av de aduler födda i sötvatten hade låga Sr:Ca-kvoter även i andra skikt av otoliterna, vilket tyder på att de migrerat till sötvatten upprepade gånger under livet. Även bland brackvattenrekryterna var det vanligt (45%) med ett sötvattensavtryck i otoliterna. Kustmynnande vattendrag (eller utsötade mynningsområden) verkar alltså utnyttjas under åtminstone någon period i livet hos en stor del av östersjögäddorna. Varför andelen sötvattenlekare skiljer sig åt mellan de undersökta kustavsnitten är i dagsläget inte klarlagt.



Figur 19. Sr:Ca kvoter längs en linje vid olika avstånd från kärnan i otoliter från två vuxna gäddor. Den ena är född i sötvatten (diagram a) medan den andra är född i saltvatten (b). Den streckade linjen anger den Sr:Ca kvot som använts för att separera vistelse i sött eller salt vatten. De infogade bilderna illustrerar Sr koncentrationer i otolitens tvärsnitt, rödare eller mörkare områden representerar högre koncentrationer.



Figur 20. Frekvensdiagram över Sr:Ca kvoter i kärndelen av otoliter från gäddor. Staplarna är additiva, den gula delen representerar adulta fångade i kustzonen medan den gröna delen representerar juveniler som fångats i år uppströms saltvatteninräng.

Omfattning av lekvandring i bäckar och vattendrag

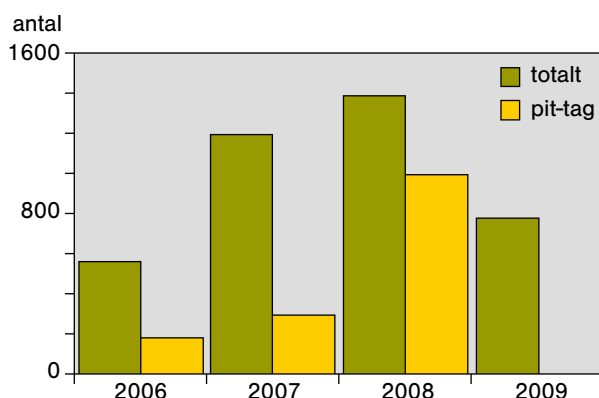
I detta projekt kvantifierades vandring av fisk i totalt sju bäckar och vattendrag i Kalmarsundsområdet. Vattendragen är från norr till söder; Lervik, Okneback, Kronobäck, Snärjebäcken, Hjälmo, Törnebybäcken och Grisbäck (figur 1). Gäddor har märkts med pit-tag sändare i samtliga vattendrag utom Lervik. I bäckarna har antennstationer placerats ut för att registrera vandrande fisk. PIT-tags är individuella märken som opereras in i bukhalan. När en fisk med en inopererad

PIT-tag passerar en antennstation så registreras märkets nummer och tidpunkt. Genom att varje antennstation har två antenner placerade ett par meter isär kan man bestämma den riktning i vilken fisken simmar. Samtliga gäddor har även märkts med ett yttre ankarmärke. I Lervik förseddes alla gäddor längre än trettio centimeter som fångades under 2006–2009 i ryssjefisken med ett yttre ankarmärke (FD-94).

Uppvandringen av gädda i bäckar i Kalmarsundsregionen har varit omfattande. Totalt märktes 3 899 gäddor varav 1 453 med PIT-tags under perioden 2006–2009 (figur 21) fördelat på sex olika bäckar. Fångsterna gjordes med ryssja och ett flertal andra arter än gädda fångades under lekvandringen. De dominerande arterna var id och mört men också abborre, björkna, braxen, gärs, sarv och sutare förekom frekvent i fångsterna.

Törnebybäcken/Kalmar dämme

Under 2006–2008 fångades och märktes totalt 317 gäddor. Fångst/återfångst beräkningar visade på en lekpopulation av strax över 600 gäddor i Törnebybäcken. Av dessa vandrade fler än 200 in i Kalmar dämme. Av övriga fångade arter var mört den mest frekvent förekommande arten i ryssjefångsterna (n=625), följd av sutare (n=233), id (n=120), björkna (n=104), abborre (n=53) och braxen (n=22). Samtliga individer var



Figur 21. Antal gäddor märkta under olika år. Gröna staplar representerar totalantal och gula representerar antal märkta med pit-tags.

adulta och lekmogna. De arter som steg tidigast i bäcken var gädda och id medan t ex sutare registrerades betydligt senare.

Okneback och Kronobäck

Under 2007–2008 genomfördes fisken med ryssjor för att studera uppvandring av framförallt gädda men även av andra arter i Okneback och Kronobäck. I Okneback fångades och märktes 684 gäddor varav 587 under 2008. Andra arter som registrerades var id (n=5200) och mört (n=12514), huvuddelen av dessa arter under 2008. I Kronobäck fångades och märktes 397 gäddor under två leksåsonger (2007–2008). Även här var det id (n=1 273) och mört (n=874) som var dominerande bland de andra vandrande arterna.

På två av lokalerna där gäddor märkts med PIT-tags har det funnits antennstationer längre upp i ån. I Okne/Kronobäck var stationen placerad 1,7 km från mynningen och i Snärjebäcken c:a 2,5 km från mynningen. I Okne/Kronobäck passerade 89 av 195 återvändande märkta gäddor denna övre station (2009), medan det i Snärjebäcken endast var 8 av 51 (2008) respektive 10 av 37 (2009). Noteras kan också att de enda två "långvandrarne" från Snärjebäcken 2008 som återkom till bäcken 2009 valde även detta år att vandra långt.

Lervik

Förutom gädda som dominerade fångsterna samtliga år bestod fångsten huvud-

sakligen av karpfiskar (id, mört, sarv, sutare, björkna och braxen), men även av enstaka exemplar av abborre och gers. Under 2006–2010 fångades totalt 2 571 gäddor. Efter våtmarkens tillkomst fångades det en större andel gäddor i början av säsongen än vad det gjorts tidigare. Att fler gäddor valde att vandra upp tidigare i bäcken kan som tidigare nämnts vara en respons på att vattnet i diket värmdes upp snabbare tack vare de stora grunda partierna i den nya våtmarken. En ytterligare observation som stärker detta antagande är att leken kulminerade nästan tio dagar tidigare åren efter våtmarkens tillkomst. Under fisket 2010 ökade andelen små hannar vilket ytterligare indikerar en positiv effekt av våtmarken. År 2008 fiskades det med ryssjor på två olika platser i Lerviksdiket. Resultatet visade att de flesta gäddor stannade i området mellan mynningen och ungefär en kilometer uppströms. Ungefär 30% av gäddorna passerade den andra ryssjan som låg ungefär en kilometer uppströms mynningen.

Homing och populationsstruktur

Homing

Man har länge känt till att t ex lax och öring vid lek återvänder till de älvar där de föddes, natal homing. För andra arter som röding (Frost 1963) och gädda (t ex Karås och Lehtonen 1993, Miller m fl 2001; Vehanen m fl 2006) har det visats att individer återvänder till samma lekplatser år efter år. Det har varit svårt att med hjälp av märkning och återfångst undersöka om det rört sig om natal homing eller om gäddorna bara återvänt till de lekplatser de använde vid sin första lek. Detta beror på att märkning bara kan ske på relativt stora fiskar och att dessa då kan ha flyttat sig avsevärda sträckor från den plats där de föddes. Exempelvis lämnade flertalet årsyngel våtmarken i Törnebybäcken innan de nått sex cm längd, d v s innan de var tillräckligt stora för att märkas.

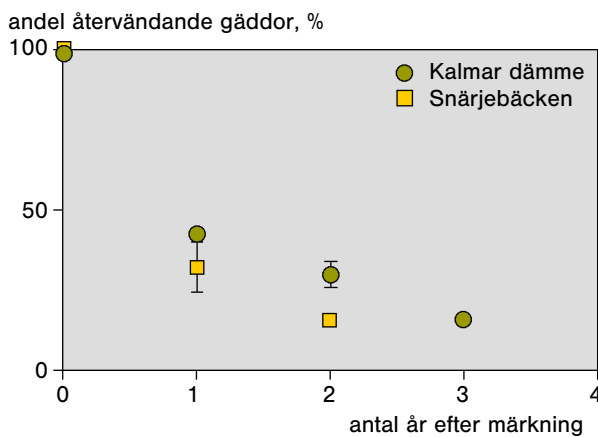
I detta projekt visade märkning/återfångststudier att gäddorna i Lerviksdiket hade ett starkt homing-beteende. Den

procentuella andelen som återfångades för respektive märkningsår var 35% (2006), 35% (2007), 38% (2008) och 42% (2009). I Törnebybäcken och Snärjebäcken där gäddorna märktes med pit-tags var resultatet liknande (figur 22). I Okne/Kronobäck återvände 195 av 858 pit-tag märkta gäddor året efter märkning. Bortfallet av fisk är stort mellan år, men om man tar hänsyn till att dödligheten för gäddor i många vatten kan vara i storleks-

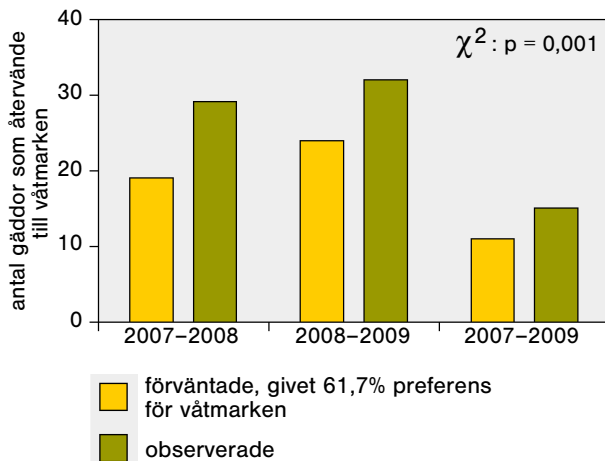
ordningen 50% per år (Craig, 1996; Vehanen m fl 2006) antyder resultaten en mycket hög andel återvandrande. Bortfallet för varje år efter märkning ökar, och är större mellan år ett och två efter märkning jämfört med år två och tre (figur 22). Detta skulle kunna förklaras av mortalitet i samband med märkning. Studier på mört, som är en mycket känsligare art, har dock visat att denna effekt är mycket liten (Skov m fl 2005). Mortaliteten hos gäddor är som hos de flesta andra fiskar storleksberoende, och är högre hos små än hos större individer. En förklaring till det minskande bortfallet av gäddor över tid skulle således kunna förklaras av att färre små gäddor finns kvar efter första årets återfångst. Det skulle även kunna vara så att mindre fiskar är mer benägna att söka sig till nya områden, men även detta förefaller osannolikt då större gäddor visats flytta längre (Vehanen m fl 2006).

Bland de gäddor som märkts med pit-tags återkom de återfångade fiskarna till samma lokal som året innan. Bland gäddorna i Lervik, som endast märktes med yttre märken, förekom det några fall att de märkta individerna inte fångades varje år. Detta kan bero på att de märkta fiskarna stannade nedanför fångststationen. Inga gäddor som märkts inom detta projekt har återfunnits på någon annan lekplats än den där de märktes. Sammantaget pekar märkningsstudierna i Kalmarsundsregionen på att gäddor i stor utsträckning återvänder till tidigare använda lekplatser. Detta resultat går helt i linje med vad som visats i andra undersökningar av gädda (t ex Karås och Lehtonen, 1993, Miller m fl 2001, Vehanen m fl 2006). I Törnebybäcken, där vi haft pit-tag antenner igång året om under flera år (2007–2009), visade det sig dessutom att gäddorna har en tendens att återvända till specifika områden inom bäckarna ($\chi^2_1=54,5$, $p=0,001$; figur 23). I medeltal valde 62% av alla återvändande gäddor att simma upp i våtmarken, d v s förbi en viss antennstation. Huvuddelen av dessa återvände dessutom till våtmarken året efter.

För att undersöka om vuxna fiskar återvänder till de lekplatser där de är födda (natal homing) har vi även genomfört otolitikemiska studier på vuxna gäddor samt juveniler i ett antal vattendrag i



Figur 22. Diagram över andelen återvändande fisk i relation till antalet år som gått efter märkningstillfället. Cirklar representerar fisk märkt i Kalmar dämme (märkningsår 2006–2008). Fyrkanter representerar fisk märkt i Snärjebäcken (märkningsår 2007–2008).



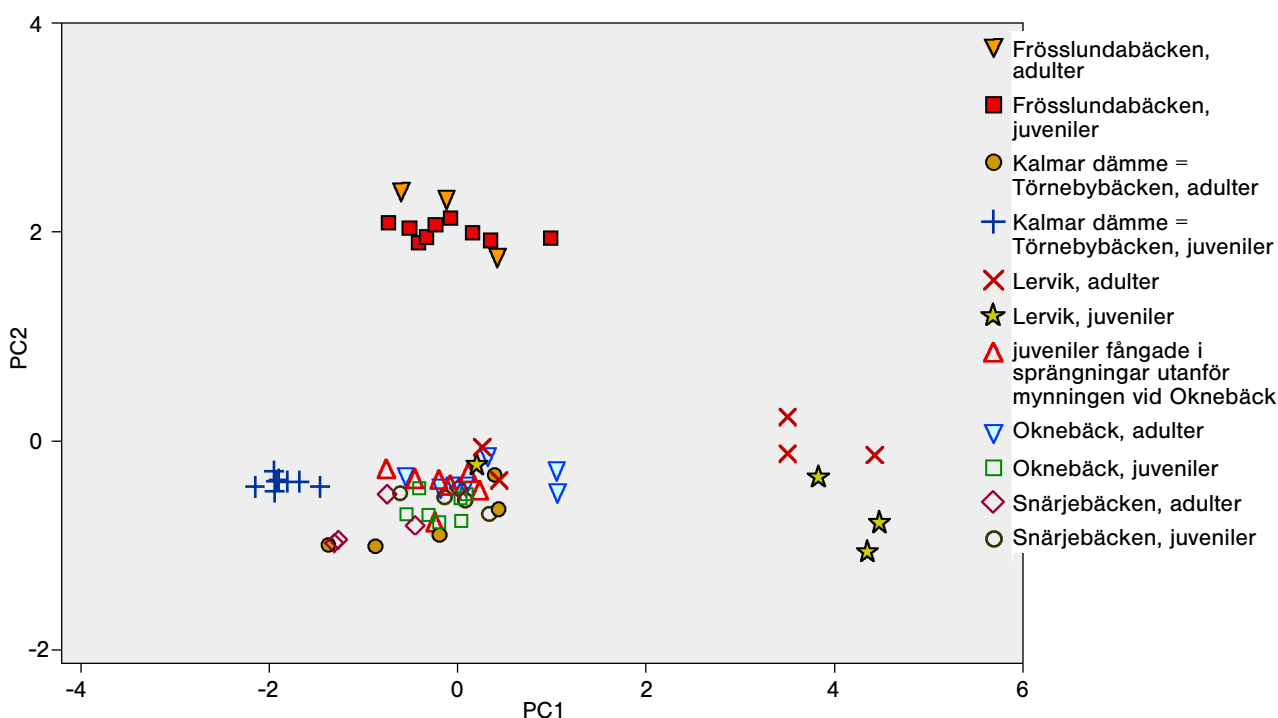
Figur 23. Förväntade och observerade antal gäddor som återvänder till den anlagda våtmarken i Törnebybäcken flera år. Det förväntade antalet är beräknat på att andelen gäddor som återvänder till våtmarken (obeaktat att de varit där ett tidigare år) skulle vara samma som andelen utav den totala stigningen som utnyttjar våtmarken, d v s 61,7%. Observerade antalet är antalet gäddor som faktiskt återvände till våtmarken efter att ha varit där vid ett tidigare tillfälle.

Kalmarsundsregionen. Alla fiskar fångades på lekplatserna i samband med leken (vuxen fisk) respektive efter någon månads tillväxt (juveniler). Den kemiska sammansättningen i området närmast kärnan, dvs den del av otoliten som bildas när fisken är nykläckt analyserades för båda grupperna. Här har ytterligare ämnen förutom Sr och Ca analyserats med den så kallade PIXE-metoden (se metodkapitlet för detaljerad beskrivning). Genom att använda denna metod får man en unik signal för varje vattendrag, baserat på den kemiska sammansättningen hos vattendraget. Om de vuxna fiskarna återvänt till det vattendrag där de fötts så förväntar man sig en liknande kemisk sammansättning i kärnan av otoliten som hos de juveniler som fångats i vattendraget. Då vattenkemin i bäckar kan variera något mellan år, beroende på t ex variation i avrinning och den kemiska sammansättningen av nederbörden, kan signalen skilja sig något mellan vuxen fisk och juveniler. En PCA-analys (Principal Component Analysis)

baserad på den otolitikemiska signalen i kärnan, visade att juveniler och aduler med några få undantag grupperar sig tillsammans (figur 24). Natal homing verkar alltså förekomma hos gädda. För bäckar där gäddorna har överlappande otolitikemi går det dock inte att med säkerhet bestämma om de vuxna inte kommer från en annan bäck eller inte. Naturligtvis kan det även vara så att de vuxna gäddor vi undersökt kommer från en bäck med vattenkemi som liknar den där de senare fångades.

Populationsstruktur

För att studera populationsstrukturer hos gädda i vattendrag i Kalmarsundsregionen har även preliminära genetiska studier baserat på mikrosatelliter genomförts. Resultaten antyder att vuxna lekfiskar och juveniler (1+) från samma år är nära släkt med varandra medan de genetiska skillnaderna är mer betydande mellan



Figur 24. PCA-diagram över kemisk sammansättning nära kärnan i otoliterna hos juvenila och adulta gäddor från olika vattendrag i Kalmarsundsregionen. Använda ämnen Sr, Zn, Br, Co, Mn. Förklaringsgrad 73%. Juveniler och aduler grupperar sig tillsammans med några få undantag. Några år är väl separerade medan andra överlappar.

gäddor från olika åar. I större vattendrag är även den genetiska diversiteten högre, och i ett fall har juveniler fångade högt upp i vattensystemet inte verkat vara mer släkt med adulta fiskar i de nedre regionerna än med gäddor från övriga åar. Eftersom vuxna fiskar och juveniler (1+) fångades samma år så är de inte föräldrar och avkomma från just det undersökta året, även om de naturligtvis skulle kunna vara det från ett tidigare år.

Sammantaget visar märknings-, otolit- och de genetiska studierna på att gäddor i åtminstone Kalmarsund nyttjar tillrinnande sötvatten för reproduktion. Bidraget från sötvatten till kustens gäddbestånd kan således vara betydande givet att arean av potentiella rekryteringsområden på kusten vida överstiger den i tillrinnande vattendrag.

Många gäddor återvänder dessutom till sina lekplatser, och det verkar även troligt att de i många fall återvänder till sin födelseplats.

Ekologiska konsekvenser

Lekvandring av fiskarter med sötvattensursprung från Östersjöns kustområden till bäckar och åar är ett omfattande fenomen. Förutom gädda, så finns vandringar dokumenterade för abborre, gös, id, mört, brax, björkna, löja, lake, ruda, sarv, sik sutare och vimma. Sammantaget tyder detta på en komplex livshistoria där vitt skilda habitat

utnyttjas under olika stadier av livscykel. Vidare indikerar migrationen på att energi och biomassa transporteras mellan sötvattenmiljöer och det kustnära ekosystemet.

Att gäddor återvänder till sin födelseplats eller tidigare använda lekplatser minskar spridningen av individer till andra områden. För lekhabitat som nyligen blivit tillgängliga kan det därför ta flera år innan de utnyttjas fullt ut. Gäddornas beteende innebär också att det finns många små populationer, och risken för lokal utrotning av enskilda populationer ökar därmed. Detta kan vara ett problem om speciella egenskaper anpassade till de lokala förutsättningarna går förlorade. Dessutom skulle återkolonisering kunna ta betydligt längre tid än om gäddorna bara valde att leka i närmaste lämpliga habitat. Då andra arter uppvisar en liknande vandring som gädda, antyder resultaten att en anadrom livscykel med homing-beteende och populationsbildning kan förklara migrationen hos andra arter som abborre och id (Olsson m fl 2010).

Att gäddor verkar vara knutna till en specifik lekplats kan påverka tätheten av gädda i olika områden i kustzonen. Om spridningsområdet för gäddor på kusten är litet, vilket tidigare studier indikerat (Karås och Lehtonen 1990), bör tätheterna nära lekplatserna vara högre än i mer avlägsna områden. För att gäddan ska fungera som en viktig predator i kustzonen krävs alltså att det finns lekplatser utspridd längs kusten.

Konsekvenser för fiskevård

Att många arter, däribland gädda, vandrar upp i sötvatten för att leka kan nyttjas ur fiskevårdssynpunkt. Över 40% av gäddorna längs Östersjökusten kan vara födda i sötvatten. Det finns alltså goda förutsättningar för att förstärka bestånden av gädda i Östersjön genom åtgärder i bäckar och åar, trots att sådana åtgärder endast optimerar en del av gäddans livscykel. En rätt utförd åtgärd orsakar således inte förändringar (t ex genetiskt genom utsättning av avlad fisk) av de populationer som redan finns utan i stället en "naturlig" förstärkning av redan befintliga populationer. Om man dessutom tar hänsyn till att förutsättningarna för att optimera rekrytering till viss del är artspecifika så kan även andra vandrande arter gynnas och strukturen av fisk-samhällen i kustområden delvis styras genom åtgärder i tillrinnande sötvatten.

Gäddan i Östersjön verkar återvända till sin födelsebäck (natal homing). Resultaten i detta projekt antyder även att beteendet kan ge upphov till lokala populationer eller subpopulationer, där kustmynnande vattendrag utgör exklusiva lekområden. Populationer av gädda kan således vara unika och individerna anpassade för ett specifikt lekområde och födosökshabitat. Dessutom kan individuella variabler som tillväxt, storlek vid könsmognad, storlek och fekunditet skilja sig åt mellan olika populationer – variabler som kan värderas inom fiskevård. Sammantaget innebär detta att den grundläggande basen för fiskevård hos gädda bör efterlikna den som idag finns för lax. Att gäddan uppvisar ett starkt homing-beteende och att populationer verkar vara lokalt förekommande innebär även att anläggning av lekplatser för att uppnå regionala förstärkningar av kustbestånden bör ske med relativt små avstånd från varandra. För att få ett mått på hur tätt lekplatser bör ligga krävs dock

ytterligare studier av hur långt gäddor i kustområden vandrar från sina lekplatser för att söka föda. I andra studier har det visats att vandringar på 5–10 km inte är ovanliga (Miller m fl 2001; Karås och Lehtonen 1993), och detta avstånd kan tjäna som ett första riktmärke. Homing-beteendet medför också att lokala åtgärder av rekryteringsmiljöer kan ge effekter lokalt för områden som anses värdefulla ur sportfiske eller annan fiskesynpunkt.

Det är tydligt att restaurerade rekryteringsområden inte nödvändigtvis behöver placeras direkt vid mynningsområdet utan kan fungera väl även längre upp i systemen. I två av de undersökta områdena (Okne/Kronobäck samt Snärjebäcken) visade pit-tag studierna, att längre vandringar (c:a 2 km) upp i åar kan vara ganska omfattande. Detta är viktigt då anläggandet av lekplatser/våtmarker måste värderas ur flera aspekter, t ex låglänthet, tillgänglighet och nuvarande markanvändning. Mätbara effekter av lekplatser längre upp i ett vattensystem kan dock fördröjas om det inte sen tidigare finns vandrande gädda i området. Initierande utsättningar av lokalt avelsmaterial (lekfisk, rom eller yngel) skulle kanske kunna avhjälpa sådana problem.

Mortaliteten för vuxen fisk mellan år har varit hög (>60%) enligt märkningsresultaten och drabbade mindre individer (hannar) i större utsträckning. Orsaken till denna mortalitet är inte känd men kan vara en effekt av det anadroma beteendet. Det kan också vara en effekt av att det finns en storleksseparering i födosöksområdet. Möjligen stannar mindre fisk i direkt anslutning till kusten och är därmed mer utsatt för fiske, medan större fisk istället vandrar längre ut i havsbandet för att söka föda. Ur fiskevårdssynpunkt är orsaken till mortaliteten viktig att klargöra, liksom födosöksområdets storlek för gädda på kusten.

Kapitel 4

Lek- och uppväxtområden

I detta kapitel redovisas och diskuteras huvudsakligen de faktorer som är betydande för lek, lekframgång, yngelproduktion och utvandring av yngel i de utvärderade vattendragen Törnebybäcken/ Kalmar dämme, Kronobäck/Oknebäck och Lervik. Faktorer som diskuteras är vad som styr lekvandring, var leken sker, betydelsen av vegetation och vattendjup i våtmarken, födoval hos yngel, samt omfattning av yngelutvandring från de restaurerade vattendragen. Kapitlet avslutas med ett kort sammanfattande stycke där de främsta resultaten som framkommit under utvärderingen av våtmarkernas funktion som lek- och uppväxtområden för gädda lyfts fram.

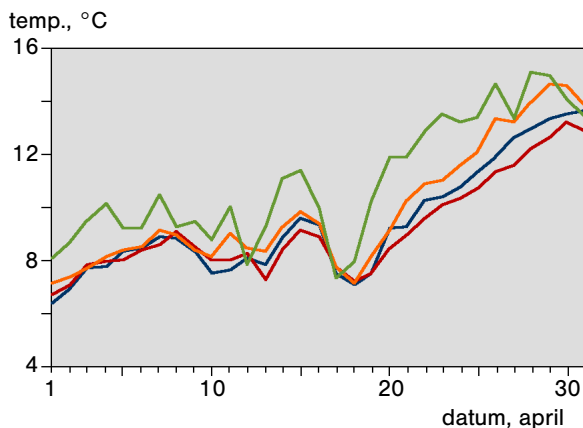
Lekvandring

I kapitel 3 har omfattningen av lekvandring i de olika vattendragen beskrivits. Här behandlas tidsaspekten av denna vandring.

Stigningen av gädda varierade en del i tid mellan de undersökta vattendragen i projektet. Kulmen inträffade t ex i slutet av mars i Oknebäck och Kronobäck, medan den inföll ett par veckor senare i Lervik och Törnebybäcken. Uppvandringen var i vissa fall kopplad till en tydligt stigande vattentemperatur. Under den tid, från mitten av mars till slutet av april, då

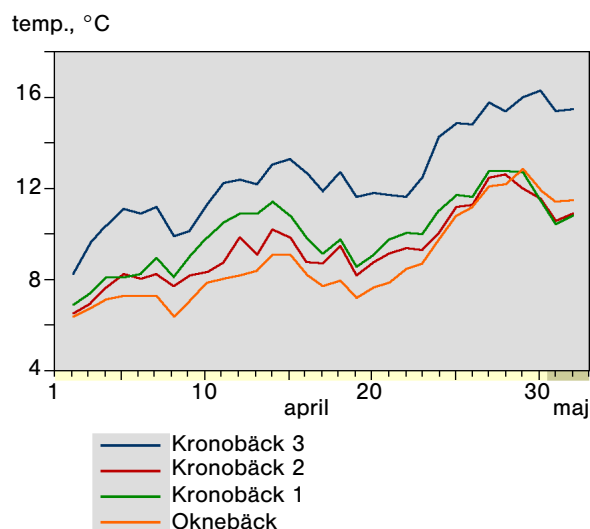
majoriteten av lekvandringen ägde rum var inte vattentemperaturen högre i bäckarna än i kusten utanför. På flera platser var dygnsmedeltemperaturen någon grad högre i de grunda vikarna utanför mynningarna (figur 25). Det verkar alltså inte vara en högre vattentemperatur som gör att gäddor vandrar upp i de kustmynnande bäckarna i Kalmarsund på samma sätt som det tidigare har beskrivits för kustgäddan utanför Ångerån i norra Bottenhavet (Müller 1986). Här vandrade för övrigt gäddorna upp under första halvan av maj, som ett resultat av att uppvärmningen av vattnet i Ångerån skedde senare.

I de undersökta vattendragen i Kalmarsund fanns det grunda översvämmade vegetationsområden som höll betydligt högre temperaturer än i både bäckfåran och vikarna på kusten. Detta var till exempel mycket tydligt då leken kulminerade i den restaurerade våtmarken vid Kronobäck i början av april 2008 och 2009. I de grundaste områdena där vattendjupet varierade mellan 0,2–0,5 m låg dygnsmedeltemperaturen på 8 till 11 grader beroende på djup och avstånd från bäckfåran. Samtidigt låg temperaturen i bäcken på knappt 7 grader (figur 26). Skillnaden var ännu större under eftermiddag och kväll, då det kunde skilja mer än 10 grader mellan de grundaste våtmarkspartierna och bäcken. Både dygnsmedeltemperaturen och den maximala



Figur 25. Dygnsmedeltemperatur i Törnebybäcken, våtmarken Kalmar dämme och två närliggande brackvatten- vikar i Västra sjön under perioden 1 april–1 maj 2008.



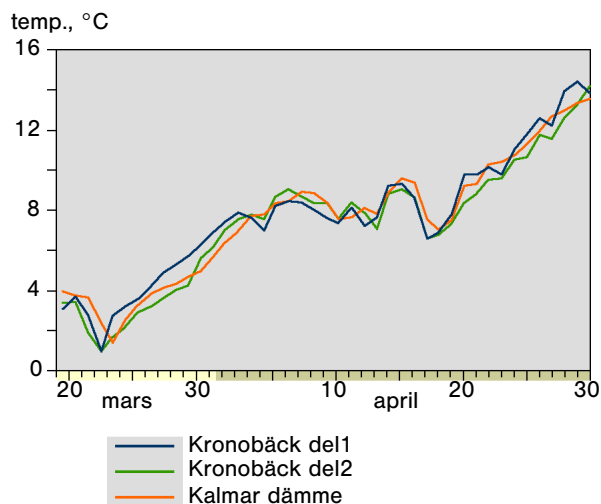


Figur 26. Dygnsmedeltemperatur i Okneböck samt i områdena i Kronobäck 2 april–2 maj 2009.

temperaturen var alltså högre i de grundaste områdena, och detta var speciellt markant i partierna med lägst vattenomsättning. Det var även väldigt tydligt hur lekaktiviteten var kopplad till dessa grunda och varma områden (jfr Raat 1988). En högre dygnsmedeltemperatur medför att det tar kortare tid för befruktade ägg att kläckas och kortare tid innan larverna blir frisimmande. Att ha en snabb utvecklingsfas innebär i sin tur stora konkurrensfördelar mot t ex artfränder som kläcks senare.

Tidpunkt för lek

Gäddleken ägde rum vid olika tidpunkter i de undersökta sötvattenmiljöerna. Det skilde nästan två månader mellan de första och sista observationerna, och leken startade först i våtmarken vid Kronobäck. Där observerades enstaka lekande gäddor under sista veckan i mars och leken kulminerade under några dagar i början av april. Lekaktivitet i betydligt mindre omfattning observerades sedan ända fram till slutet av april. I våtmarken vid Okneböck var leken ett par dagar senare än i Kronobäck, vilket kan ha berott på att vattnet var något kallare i Okneböck. Överlag inträffade leken tidigare



Figur 27. Dygnsmedeltemperatur i våtmarkerna Kalmar dämme och Kronobäck 13 mars–30 april 2008.

i Kronobäck och Okneböck jämfört med andra vattendragen som utvärderats. Detta berodde sannolikt på de grunda och för årstiden varma vegetationsområdena. I bäcksystemet fanns tidigare flera mindre våtmarker som översvämmades vissa år då värflöden medgav detta. Gäddorna hade då ett mycket kort tidsfönster när våtmarkerna var vattenfyllda då det gällde att leka så fort som möjligt för att avkomman skulle hinna utvecklas innan våtmarken torkade ut. Sammantaget innebär detta att det troligtvis finns en evolutionär anpassning till att leka i grunda översvämmade områden som blir tidigt uppvärmda på våren hos gädda.

I Törnebybäcken/Kalmar dämme ägde leken rum under de två sista veckorna i april. Att leken var betydligt senare här verkar dock inte bero på en lägre vattentemperatur då temperaturutvecklingen i t ex Kronobäck och Kalmar dämme följer varandra väl (figur 27). I Lerviksbacken inträffade leken ännu något senare. Lek observerades först under de sista dagarna i april och i början av maj, ungefär samtidigt som lek observerades i ett par brackvattenvikar i Kalmarsund. Vattnet i Lerviksbacken var också något kallare än i de andra sötvattenmiljöerna vilket kan ha bidragit till en senare lek.

Vegetation

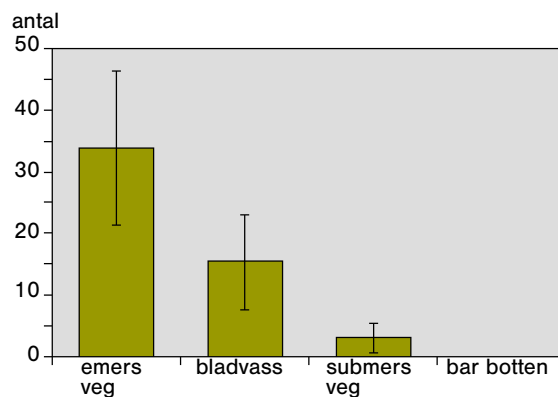
För att leken ska bli framgångsrik och produktionen av yngel bli hög krävs mer än bara ett grunt och varmt vatten. Vegetationen är kanske den viktigaste faktorn. Den utgör bland annat ett viktigt leksubstrat. Gäddan leker huvudsakligen i tät växtlighet i mycket grunda miljöer där det ofta endast är någon eller några decimeter djupt (Craig 1996, Nilsson 2006). Den verkar dock vara en opportunist vid val av substrat. Det finns således uppgifter om att lek ägt rum på alltifrån helt eller delvis översvämmad terrester vegetation som till exempel olika arter av gräs och halvgräs, till helt submers vegetation som till exempel borstnate och axslinga (Bry 1996). I Östersjöns innerskärgårdar är gäddlek vanligt förekommande i bladvassbälten (Lappalainen m fl 2008). Blåstång verkar däremot inte vara något substrat som föredras vid leken (Nilsson 2006, Lappalainen m fl 2008), vilket kan bero på att äggen har svårt att klippa fast på denna brunalg (Ohlsson 2003). Förutom att vegetationen utgör ett viktigt leksubstrat utgör den också ett effektivt skydd för gäddans yngel och senare livsstadier. Gulesäckyngets utseende samt att det är utrustad med en klubbkörtel talar för en evolutionär anpassning till miljöer med vegetation.

Medan gäddleken pågick i de undersökta vattendragen gjordes visuella observationer för att studera var någonstans leken ägde rum. Föga förvånande visade det sig att leken förekom i de grundaste och varmaste områdena med vegetation. I t ex Kronobäck var leken helt koncentrerad till områden med översvämmad terrester vegetation eller bladvass. I Oknebeck som saknar översvämmad terrester vegetation, var leken koncentrerad till ett bladvassparti som lämnats kvar längs med ena sidan av den gamla bäckfåran. En intressant observation var att leken i Oknebeck även förekom i vegetationsfria områden i den nygrävda våtmarken där endast gamla vassrötter utgjorde leksubstrat.

För att utvärdera yngelproduktionen mellan restaurerade objekt, men också mellan olika habitat i våtmarken, nyttjades under 2008 och 2009 den så kallade vitskivemetoden (se kapitel 7). Studien

visade att det fanns tydliga skillnader mellan områden med och utan vegetation. I de vegetationsfria områdena påträffades inte ett enda gulesäcksyngel medan de uppträdde i varierande antal i vegetationsområdena. Det räcker alltså inte bara med ett grunt och varmt vatten, som till exempel i den nygrävda vegetationsfria våtmarken i Oknebeck, för en god produktion av gäddyngel. Trots att lek observerades i detta område verkade våtmarken inte producera några gulesäcksyngel. Orsaken till att de deponerade äggen inte kläcktes var förmodligen att de blev övertäckta av sediment som röddes upp i samband med leken.

Även typen av vegetation verkar ha betydelse för förekomsten av yngel. Således påträffades de högsta tätheterna av gulesäcksyngel bland översvämmad övervattensvegetation (emers vegetation), bestående främst av olika gräs och halvgräs (figur 28). Habitatet verkar även användas för lek i större utsträckning än andra habitat, då antalet platser med noll observerade gulesäcksyngel här var mycket lågt. I områden med bladvass, var antalet gulesäcksyngel ungefär hälften av det som observerades bland emers vegetation. I bladvassen fanns även platser där inga yngel observerades. Tillsammans kan detta antyda att bladvassområdena inte används lika frekvent under leken. Törnebybäcken/ Kalmar dämme är det enda av de undersökta områdena som förutom översvämmad emers vegetation och bladvass även har områden med submers vegetation, bestående



Figur 28. Antal gulesäcksyngel i olika habitat. Medelvärde (±SE) anges för summan av 20 observationer med vitskivan i fyra till åtta delområden. I vegetationsfria områden observerades inga yngel.

av främst vattenpest, axslinga och kransalger. I denna vegetationstyp påträffades endast enstaka gulesäcksyngel, och då betydligt färre än i både bladvassbältena och i de grunda översvämmande partierna. Detta antyder att submers vegetation inte föredras som leksubstrat i samma utsträckning om andra substrat finns tillgängliga. I brackvattenvikarna utanför Törnebybäcken/Kalmar dämme är förekomsten av översvämmande emers vegetation låg, och här sker en stor del av leken över submers vegetation (Nilsson 2006).

Under de första dagarna efter att de första frisimmande larverna påträffades var skillnaden i förekomst mellan olika vegetationstyper fortfarande lika stor som för gulesäcksyngel. En knapp vecka senare, när de flesta av ynglen var mellan 14 och 19 mm och börjat sprida sig till andra delar av våtmarkerna, fanns det däremot inte längre någon skillnad mellan de olika habitaterna. I de vegetationsfria områdena observerades det dock fortfarande mycket få yngel. Resultatet indikerar alltså att översvämmande emers vegetation skulle vara det mest prefererade leksubstratet men att även annan vegetation i sötvattenmiljöerna är viktig, både för lek men kanske framförallt som uppväxtområden för större yngel.

Vattendjup

Vattendjupet i våtmarken, som är betydande för vattentemperaturen, verkar också spela en viktig roll för lekframgången hos gädda. Det tog mellan 11 och 13 dagar innan ägg som deponerats i de grundaste områdena kläcktes. För ägg som deponerats något djupare tog det ytterligare någon dag, och för de ägg som deponerats i utkanten av vegetationsområdena eller på vegetation i bäckfåran tog det i genomsnitt 16 dagar för att kläckas. Området får dock inte vara alltför grunt. I de grundaste delarna av våtmarkerna (<10 cm) påträffades endast ungefär en tredjedel av både gulesäcksyngel och frisimmande yngel i jämförelse med de djupare delarna (figur 28). Skillnaden blev än mer påtaglig efterhand som ynglen tillväxte och efter knappt en vecka när

ynglen var 16–22 mm hade nästan alla yngel lämnat de grundaste områdena. Dessa resultat stämmer väl överens med de värden som anges i Casselman och Lewis (1996), där gäddyngel antas kräva för varje 12 mm kroppslängd ett minsta vattendjup på ungefär 10 cm. Detta torde gälla tills ynglet nått en storlek av 150 mm.

Födötillgång och födoval hos yngel

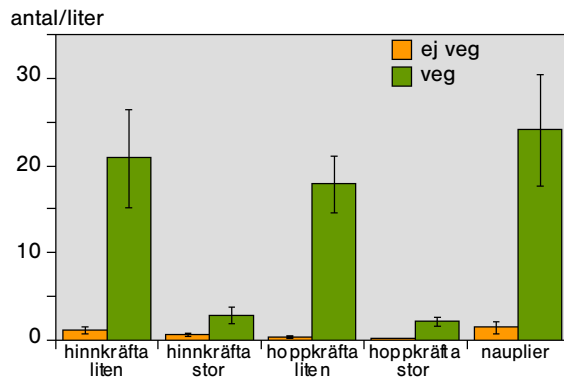
Efter gulesäcksstadiet befinner sig små fiskyngel i en mycket kritisk fas (Hjort 1914). Födöbrist i detta livsstadium kan snabbt leda till att de dör av svält (Cushing 1990). Gäddynglet börjar födosöka strax innan de har blivit helt frisimmande, vilket är ett par dagar innan gulesäcken är helt förbrukad (Raaf 1998). Under denna period är det speciellt viktigt att det finns tillräckligt med föda i rätt storlek. De minsta ynglen föredrar hopp- och hinnkräftor (Montén 1948, Wright och Giles 1987, Lehtiniemi m fl 2007), medan yngel längre än 25 mm behöver större byten för att upprätthålla sin tillväxt (Frost och Kipling 1967). Vid inadekvat födotillgång ökar kannibalism i omfattning (Skov m fl 2003). Grunda vegetationsområden har ofta gynnsamma förhållanden för en tidig utveckling av djurplankton och evertebrater, som t ex en högre temperatur, mer näring och mer substrat. I dessa miljöer är produktionen av lämpliga födoobjekt också betydligt högre än i miljöer som saknar vegetation (Montén 1948, Jeppesen m fl 1997).

För att undersöka födotillgången i olika delar av de restaurerade vattendragen togs under 2008 prover på större djurplankton i våtmarkerna vid Kronobäck, Okneback och Törnebybäcken/Kalmar dämme. Proverna togs vid ett tillfälle då ynglen fortfarande var i gulesäcksstadiet samt vid två tillfällen då ynglen övergått från att leva av gulesäcken till att söka egen föda (vid 14 respektive 19 mm). Prover togs både i områden med vegetation (50–100% täckningsgrad) och i områden utan vegetation (< 5% täckningsgrad). För att få en jämförelse med födotillgången i havet togs även prover i vegetationsområden i två närliggande

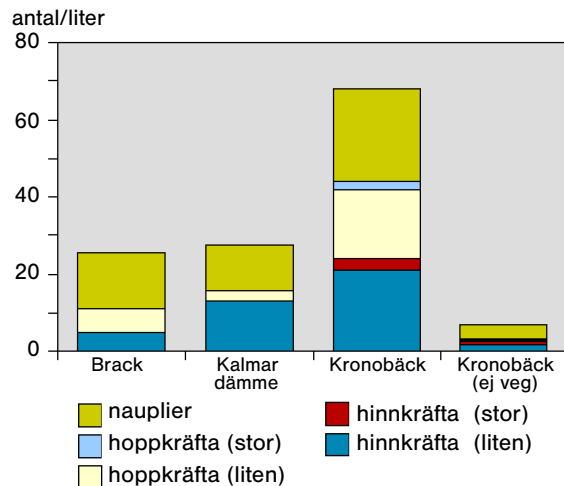
brackvattenvikar där gäddlek observerats. Det sorterade materialet grupperades i följande taxa; hinnkräftor– stora (1,5–3 mm), hinnkräftor– små (0,3–1,2 mm), hoppkräftor– stora (1,5–3 mm), hoppkräftor–små (0,3–1,2 mm), samt nauplier (0,2–0,3 mm).

Resultatet var entydigt. Vid samtliga provtagningsstillfällen i de undersökta våtmarkerna var det totala antalet djurplankton klart högre i områden med vegetation än i områden utan vegetation. I t ex Kronobäck var det totala antalet större djurplankton i genomsnitt 68 individer/liter i de delar med vegetation medan koncentrationen i områdena utan vegetation var färre än fyra individer/liter. Även antalet av respektive taxa var högre i vegetationsområdena (figur 29a och b). Små hinnkräftor, små hoppkräftor (copepoder och copepoditer) och nauplier dominerade antalsmässigt i samtliga våtmarker. Dessa grupper stod för vardera ungefär en tredjedel av totalantalet djurplankton, medan stora hinn- och hoppkräftor stod för knappt 5% vardera. Resultatet visar att vegetationen har stor betydelse för förekomsten av djurplankton i de undersökta våtmarkerna. Vegetationen har alltså inte bara betydelse som leksubstrat och som skydd för ynglen, utan är även avgörande för födotillgången hos gäddans tidigaste livsstadier. I brackvattenvikarna var det totala antalet djurplankton ungefär hälften av vad som fanns i våtmarkernas vegetationsområden. Där dominerades proverna av hoppkräftor medan hinnkräftor förekom mer sparsamt (figur 29b).

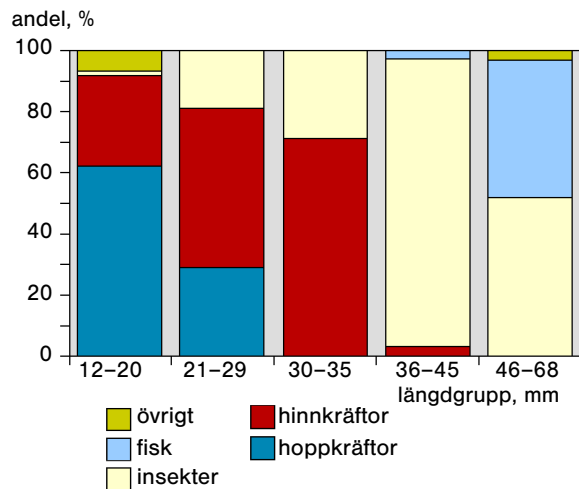
För att undersöka vad ynglen i våtmarkerna hade för bytespreferenser gjordes maganalyser på gäddor (12–68 mm) fångade i våtmarken vid Kronobäck under april–juni 2010. De minsta gäddynglen mellan 12 och 35 mm hade till största delen konsumerat hinn- och hoppkräftor (figur 30). Dieten för yngel i storleken 36–45 mm utgjordes huvudsakligen av olika typer av insekter, som tillsammans stod för mer än 95% av maginnehållet. De mest frekvent förekommande insektsgrupperna var fjädermygglarver och dagsländelarver, men även olika arter av skinnbaggar påträffades. För yngel större än 45 mm utgjorde fortfarande samma insektsgrupper som tidigare den största delen av födan. Inslaget av fisk, som id och mörtyngel, ökade



Figur 29a. Antal djurplankton av fem olika grupper i områden med respektive utan vegetation i Kronobäck 2008. Medelvärde (n=24 ± SE).



Figur 29b. Antal djurplankton av fem olika grupper i vegetationsområden i brackvattenvikar, Kalmar dämlämma och Kronobäck samt i områden utan vegetation i Kronobäck 2008.



Figur 30. Födoval hos gäddyngel fångade i Kronobäck våren 2010. I figuren redovisas den procentuella andelen av olika byten hos fem olika storleksklasser.

markant i denna storleksklass och utgjorde nästan hälften av maginnehållet. Det fanns också en stark koppling mellan tillgången av olika djurplankton och de som konsumerades. Dock var andelen stora hinn- och hoppkräftor överrepresenterade i dieten, vilket belyser att gäddan redan vid denna storlek är selektiv och föredrar stora byten. Det är också tydligt hur ynglen efterhand som de tillväxer övergår från en diet på nästan enbart djurplankton till allt större byten som t ex insektslarver och fisk (figur 30), detta trots att tillgången på djurplankton fortfarande var god. Det verkar också som om mindre artfränder och yngel av karpfiskar kan utgöra en viktig födoresurs för större gäddyngel. Att inslaget av fisk i dieten är betydande redan för mycket små gäddor belyser vikten av att även anpassa våtmarken och vandringvägar för lek av andra arter som karpfisk om man vill uppnå en stor produktion av gäddyngel. Är våtmarken däremot endast tillgänglig för gäddor, ökar risken för kannibalism markant.

Yngelutvandring

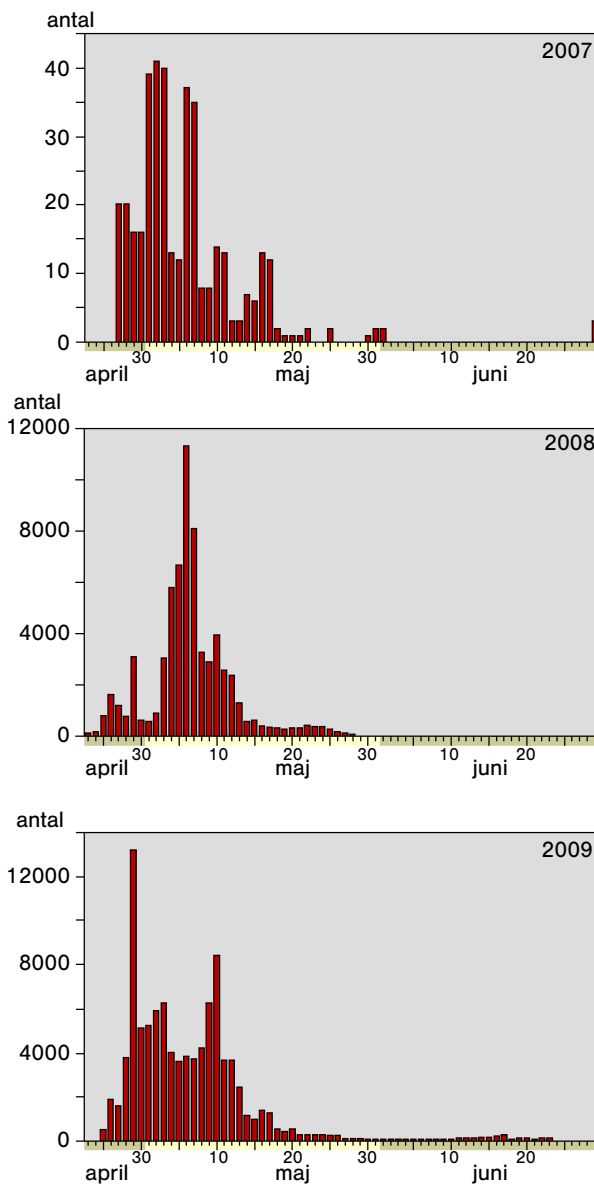
Utvandring från lekområden startar vanligtvis redan några dagar efter att ynglen blivit frisimmande. Det är troligen en mängd faktorer som styr denna emigration. Undvikande av predation och/eller konkurrens är två, men det kan också vara en respons på ett minskande vattenstånd. Tiden som utvandringen pågår kan variera mycket mellan områden (Raatt 1988), och kan till viss del även styras av ljusintensiteten. Perioder med regn och mulet väder kan också fördröja utvandringen (Nilsson, opublicerat).

Under 2006–2009 kvantifierades mängden utvandrande yngel från några av de restaurerade vattendragen. Huvudsyftet var att försöka få ett bra mått på yngelproduktionen före och efter de biotopförbättrande åtgärderna. Två olika typer av yngelfällor användes beroende på våtmarkens utseende. En utförligare beskrivning av metodiken och fällornas konstruktion finns i metodikkapitlet. I Törnebybäcken/Kalmar därme gjordes mätningar under 2006–2008, i Kronobäck, Oknebeck och Lervik under

2007–2009. Fällorna vittjades med en eller maximalt två dagars mellanrum från det att de första ynglen fångades fram till månadsskiftet juni/juli. Under perioden då utvandringen var som störst tömdes de flera gånger per dag. Vid varje vittjning räknades antalet yngel, och med jämna mellanrum registrerades även ynglens längd.

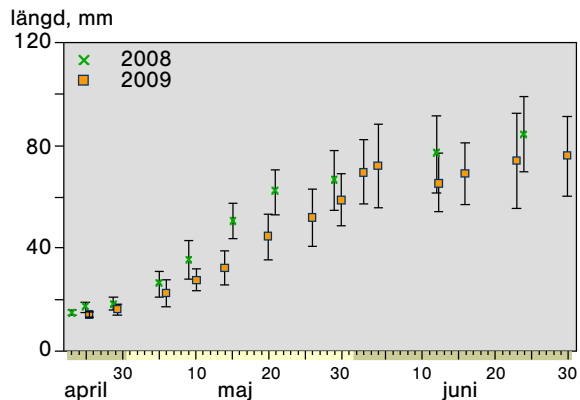
Kronobäck och Oknebeck

Utvandringen av yngel började tidigast i Kronobäck och Oknebeck, där även leken inträffade först. De första ynglen registrerades vid ungefär samma datum (23–27 april) under de tre år som mätningarna gjordes. Längden på dessa yngel varierade mellan 13 och 17 mm. Under 2007, året före restaureringen, vandrade det ut totalt ungefär 2 800 gäddyngel från Kronobäck och Oknebeck. Under 2008, första året efter restaureringen, steg detta antal till ungefär 70 000 och under 2009, till strax över 100 000. Under dessa år stod Kronobäck för 95% och Oknebeck för 5% av den totala yngelproduktionen. Utvandringen av gäddyngel var under alla år som störst under de tre första veckorna, från sista veckan i april fram till mitten av maj (figur 31). Under 2008 och 2009 ökade inte bara den totala mängden yngel utan även proportionen större yngel. Under 2007 var 15% av ynglen större än 25 mm när de lämnade vattendraget medan denna siffra steg till 60 och 34% under 2008 respektive 2009. Ynglens totallängd i slutet av juni varierade en del. I juni 2008 varierade till exempel totallängden från 55 till 119 mm på de yngel som vandrade ut från Kronobäck (figur 32). Utvandringen från vattendragen var koncentrerad till den ljusaste delen av dygnet. På kvällen gick endast få yngel ut och under natten nästan inga alls. Liknande dygnsrytm hade de gäddyngel som lämnade Ångerån i Bottenhavet (Johnsson och Müller 1978). En sådan dygnsrytm kan indikera att utvandringen är ett aktivt val hos ynglet och inte bara en passiv transport. Efter det att våtmarken vid Kronobäck sänkts i juni så att de översvämmade vegetationsområdena torrlagts och endast själva bäckfåran var vattenfylld gjordes en undersökning med not. Vid denna tidpunkt i mitten av juni fanns det



Figur 31. Antal utvandrande gäddyngel från Kronobäck/Okneböck under perioden 23 april–30 juni 2007–2009.

någonstans mellan 2500 och 5000 yngel kvar. Vissa av dessa yngel lämnade våtmarken under hösten. Under april–juni 2009, dvs under den period fällorna var ute, fångades det förutom tidigare beskrivna årsyngel även nästan tvåhundra gäddor i storleken 14–24 cm. Detta indikerar att en del yngel stannade kvar i våtmarken över vintern och vandrade ut först nästföljande vår.



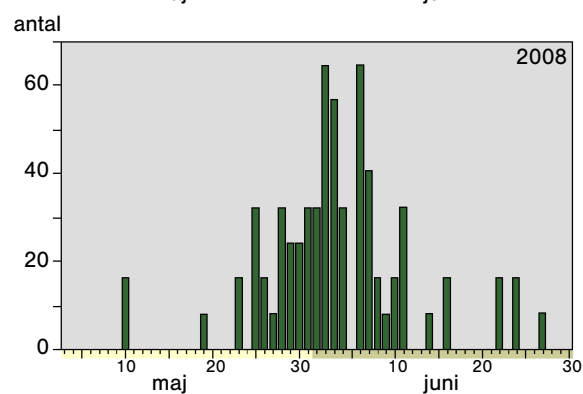
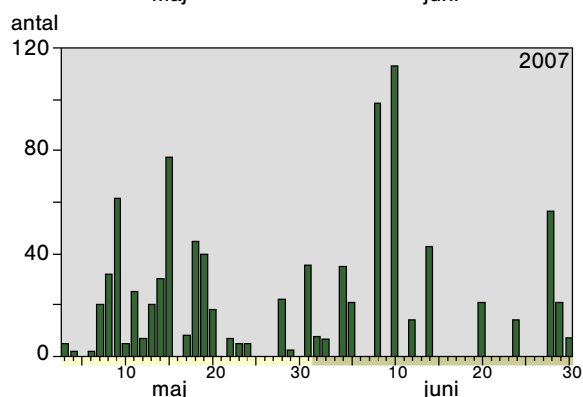
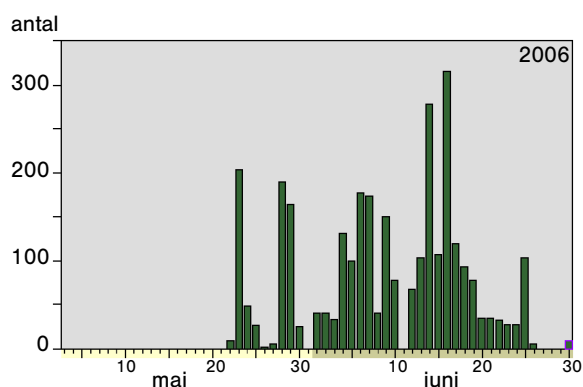
Figur 32. Medellängd (\pm SD) hos utvandrande gäddyngel från våtmarken vid Kronobäck under åren 2008–2009.

Törnebybäcken/Kalmar dämme

Tidpunkten då de första ynglen fångades i fällan vid Kalmar dämme varierade en del mellan åren. Under 2006 registrerades de första individerna den 22 maj, medan de första fångades den 3 maj och 10 maj under 2007 respektive 2008. Året före restaureringen, 2006, vandrade det ut nästan 3000 yngel från våtmarken. Åren efter restaureringen, 2007 och 2008, sjönk antalet yngel till 1088 respektive 648. Utvandringen var ganska jämn under perioden maj till juni utan någon riktig topp (figur 33). Restaureringsåtgärderna i Törnebybäcken/Kalmar dämme ledde alltså inte till någon förbättring med avseende på produktion av gäddyngel. Orsakerna till detta kan kortfattat beskrivas som en minskning av ytan lämpligt lek- och uppväxthabitat. Den största andelen yngel, mellan 64 och 88%, var 35 mm eller längre när de lämnade våtmarken (figur 34). Precis som i Okneböck/Kronobäck var ynglens tillväxt hög, och under t ex 2008 ökade medellängden från 17 mm i början på maj till 84 mm i slutet på juni, vilket ger en tillväxt på nästan 7 cm på lite mindre än två månader (figur 35).

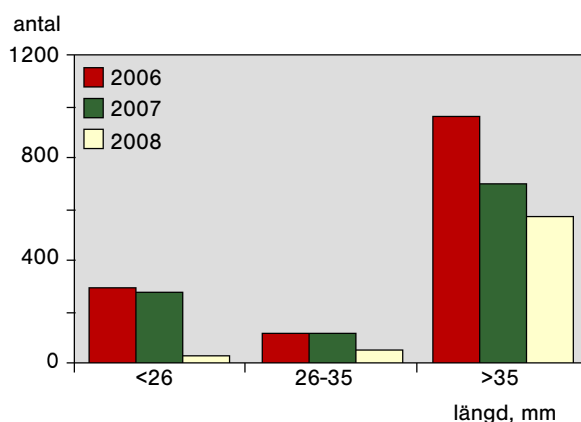
Lervik

I Lerviksbacken fångades de första ynglen, som var 17 mm långa, den 20 maj både under 2007 och 2008. Utvandringen var koncentrerad till de tio sista dagarna i maj (figur 36). Under 2009, första året efter restaureringen, observerades yngel nästan

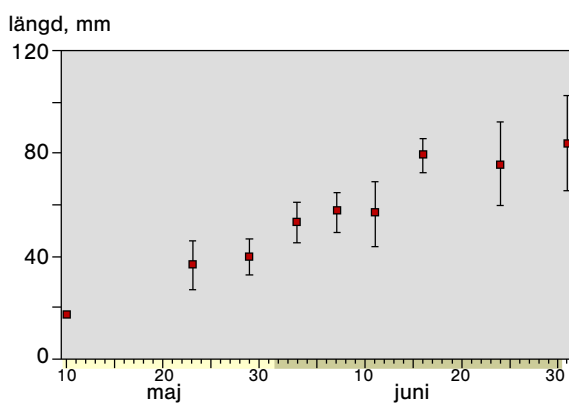


Figur 33. Antal utvandrande gäddyngel från våtmarken vid Kalmar däme under perioden 3 maj–30 juni 2006–2008.

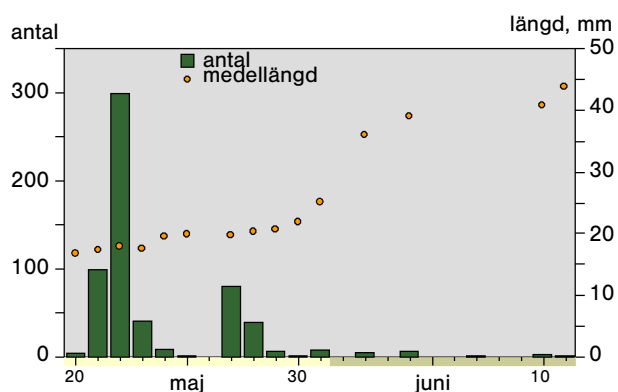
tio dagar tidigare. Det totala antalet utvandrande yngel varierade stort mellan åren, från ungefär 4 800 under 2007 till några hundra under 2008 och 2009. Således resulterade åtgärderna med att restaurera vattendraget inte till någon ökad yngelproduktion. Detta kan som för Törnebybäcken/Kalmar däme antagligen förklaras med att ytan av lämpligt lekhabitat inte ökade i och med restaureringsåtgärden. Variationen kan



Figur 34. Antalet utvandrande gäddyngel från våtmarken vid Kalmar däme under åren 2006–2008 summerat i tre olika längdgrupper.



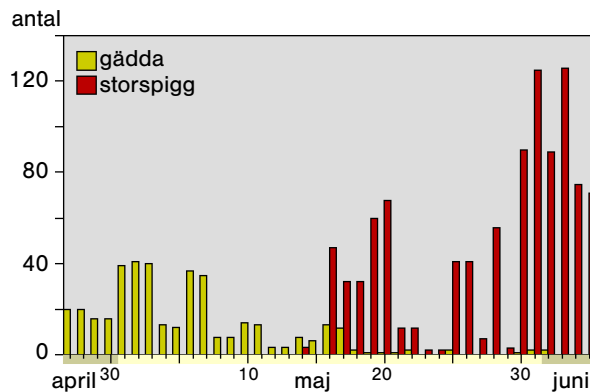
Figur 35. Medellängd mm (\pm SD) hos utvandrande gäddyngel från våtmarken vid Kalmar däme under 2008.



Figur 36. Antal samt medellängd hos utvandrande gäddyngel från Lerviksbacken under perioden 20 maj–11 juni 2007.

Storspiggen lyckades inte ta sig in i de våtmarker där det fanns ett skibord som skulle passeras, t ex i Kronobäck och Törnebybäcken/Kalmar dämme. Samtidigt som spiggen anlände sjönk antalet utvandrande gäddyngel i Lervik (figur 37). Vid denna tidpunkt hade ynglen en medellängd på 20 mm och utgjorde ett potentiellt byte för storspigg (Nilsson opublicerat).

Även i Oknebäck minskade antalet yngel mindre än 35–40 mm vid spiggens ankomst under 2007. Under 2008 och 2009 hade gäddynglen i Kronobäck uppnått en storlek av 40–50 mm vid denna tidpunkt (figur 32), och någon minskning motsvarande den 2007 noterades inte. Storspigg har sedan tidigare visat sig vara en effektiv predator på gäddägg som deponerats under leken i brackvattenvikar i Kalmarsund (Nilsson 2006). Resultat från detta projekt tyder också på att spiggen kan utgöra ett hot mot utvandrande gäddyngel i vissa kustbäckar med sen lek.



Figur 37. Antal gäddyngel och storspigg i yngelfällan i Oknebäck under perioden 26 april–4 juni 2007.

också delvis förklaras med att den typ av fälla som användes i Lervik inte är optimal för att fånga lite större yngel.

Något som sannolikt påverkade mängden utvandrande mindre gäddyngel var ankomsten av storspigg. Under andra halvan av maj dök det upp stora mängder spigg i Lervik och de andra vattendragen.

Sammanfattning

En högre temperatur i det vatten som strömmar ut från de kustmynnande vattendragen verkar inte vara avgörande för gäddans lekvandring i Kalmarsund vandrar upp för lek. Det är dock betydligt varmare i vattendragens/våtmarkernas grunda delar, där leken sker först, i jämförelse med bäckfåran och brackvattenvikarna som vattendraget mynnar i. I vattendrag med översvämningsområden kan det t ex vara viktigt att starta leken tidigt för att larverna ska hinna utvecklas innan vattnet sjunkit undan. De grunda områdena i våtmarkerna är inte bara varmare utan här finns ofta vegetation som är helt avgörande för gäddans lekframgång. Vegetationen utgör ett bra leksubstrat och gynnar tillsammans med den höga vattentemperaturen produktionen av lämpliga bytesdjur.

Undersökningen med yngelfällor visade på en stor variation mellan de olika

objekten, men också på en stor variation före respektive efter restaureringsåtgärder genomfördes. Det var bara översvämningsvåtmarkerna i Kronobäck som gav en tydlig respons i form av en ökning av utvandrande yngel. Anledningen till detta är sannolikt att det endast var här som ytan lämpligt lekhabitat ökade efter restaurering. Av olika typer av åtgärder som genomförts har således endast översvämningsmetoden resulterat i en ökad produktion av yngel. Värt att notera är att denna metod borde vara den ekonomiskt mest fördelaktiga alternativet, samt att den bör kombineras med andra landskapsvårdande åtgärder som bete av nötkreatur. Samtidigt fungerar den som näringsfälla.

Att majoriteten (>90%) av de gäddyngel som migrerar från sötvatten är under sex cm och att dessa bidrar mest till gäddbestånden i havet (data ej redovisat) kan användas för att optimera yngelöverlevnad och tillgodose alternativa intressen i området. I dagsläget har vi inte någon uppskattning av

mortaliteten under ynglens sötvattenvistelse (t ex kannibalism bör vara vanligt vid höga tätheter av gäddyngel) och den optimala tidpunkten för yngelutvandring ur våtmarken, men avsiktligt uppdämda områden skulle kunna tömmas på vatten vid en vald tidpunkt. Genom ett sådant tillvägagångssätt kan även förutsättningarna för bete av boskap gynnas och optimeras i det översvämmade området.

Det bör poängteras att detta projekt inte pågått under tillräckligt lång tid för att kunna utvärdera grävda våtmarker med en fullt etablerad vegetation. I många vattendrag finns det inga praktiska

möjligheter att skapa våtmarker av översvämningskaraktär utan man är helt hänvisad till grävningsarbeten. Dessa våtmarker kan på sikt också vara värdefulla som rekryteringsmiljöer för kustgädda, då yngelproduktionen i dessa miljöer sannolikt ökar efterhand som vegetation etableras. En omedelbar positiv effekt i grävda våtmarker, speciellt i vattendrag med små flöden, är dock en ökning av vattentemperaturen som vi sett i till exempel i Lervik. För att påskynda etableringen av vegetation kan man därför i vissa fall behöva så in eller flytta in växter i våtmarken.

Kapitel 5

Utfall i kustområdet av utförda restaureringsåtgärder

Ett av huvudsyftena för "Pilotprojekt kustfiskevård" har varit att förstärka kustbestånden av gädda. Det finns åtminstone tre nivåer för att utvärdera de insatser som gjorts i projektet, I) produktion av utvandrande yngel, II) produktion av årsyngel, samt III) utvecklingen av det vuxna beståndet. Den senare nivån är vanligtvis att föredra då styrkan av sambandet mellan produktion av yngel och det vuxna beståndets utveckling hos fisk generellt är svagt och varierar stort mellan arter, områden och år. Att se mätbara effekter av restaureringsåtgärderna på det vuxna beståndet hos gädda under projekt-tiden har i detta projekt bedömts som orimligt. En sådan utvärdering kräver en långsiktig uppföljning då effekterna av åtgärderna inte förväntas ge fullt utslag förrän flera år efter genomförandet. Gäddan blir könsmogen först efter ca 2–5 år då den även storleksmässigt växer in i de redskap

som generellt nyttjas för denna typ av utvärdering. En utvärdering av det vuxna beståndet försvåras ytterligare av att storleken av beståndet påverkas av mortalitet i alla livsstadier. Effekterna av en fiskevårdsåtgärd kan således överskuggas av andra mer betydande faktorer såsom förändringar fisketryck.

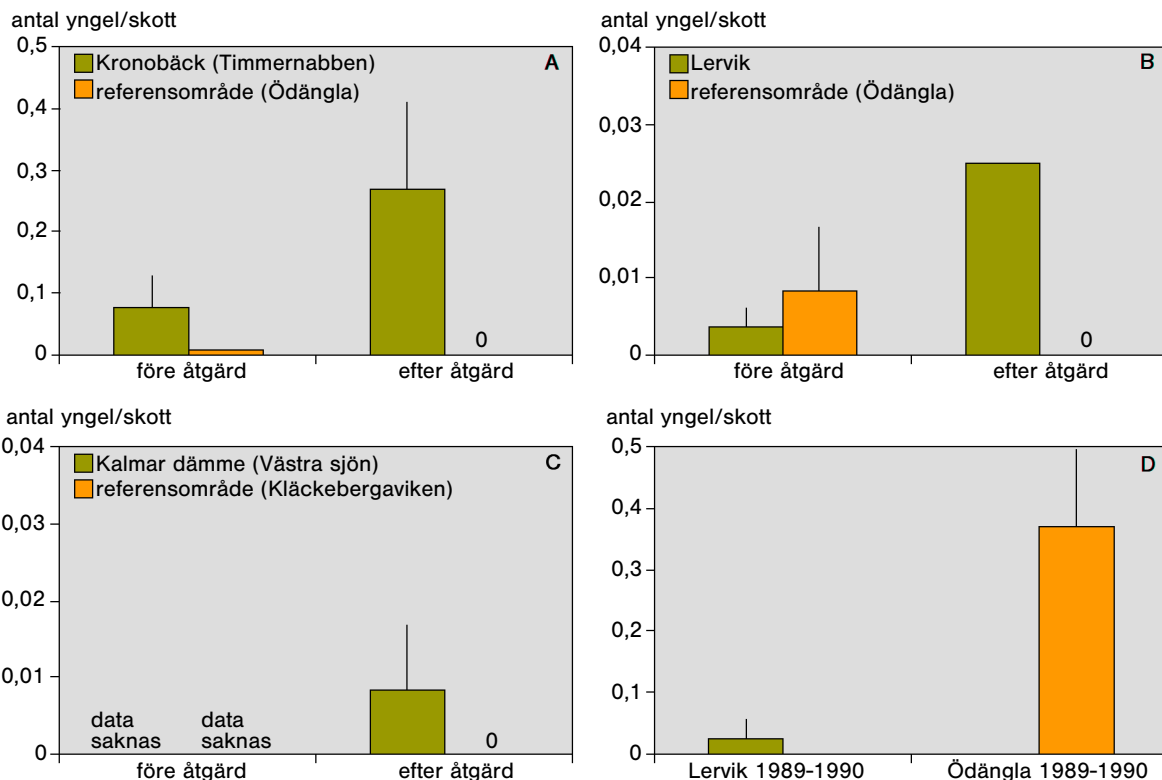
I denna utvärdering har vi istället fokuserat på produktion av utvandrande yngel och täthet av årsyngel. Vi har således gjort antagandet att en det existerar ett samband mellan yngelproduktion och rekrytering till det vuxna beståndet. För kvantifiering av årsyngel har provfisken med undervattensdetonationer (se metodkapitlet för detaljer) genomförts i kustviken utanför de restaurerade vattendragen vid slutet av sommaren, då ynglen nått en sådan storlek att mortaliteten bör ha sjunkit. För vissa objekt har även tidigare insamlade data använts som referenser.

Kronobäck och Okneböck

Produktionen av utvandrande yngel från Okneböck ökade från några tusen innan till hundra tusen yngel efter restaureringsåtgärden (se kapitel 4 för detaljer). Det är rimligt att anta att en ökning i yngelproduktion av en sådan magnitud borde stärka bestånden av gädda, åtminstone lokalt i kustområdet kring vattendraget.

Tätheterna av årsyngel av gädda i Timmernabbreven som ligger utanför Kronobäck och Okneböck var redan innan åtgärderna bland de högsta som noterats i Kalmar sund. Sannolikt berodde detta på god rekrytering i dessa vattendrag åtminstone under år med kraftig vårflod. Responset mätt som medelförekomst av årsyngel av

gädda efter restaureringsåtgärden var en tredubblad ökning (figur 38a). Förändringen är dock inte statistiskt säkerställd då variationerna mellan år var stora, men det har skett en successiv ökning av antalet årsyngel efter restaureringen. År 2007 fångades i medel 0,03 yngel/skott, medan motsvarande siffror för 2008 och 2009 var 0,25 och 0,53. Att de utvandrade ynglen nått en storlek av c:a 8–15 cm vid slutet av första sommaren bekräftas av otolitkemiska analyser (baserat på ämnena Sr, Zn, Br, Co och Mn) av juveniler från Timmernabbreven. De sju yngel från Timmernabbreven som analyserades hade en liknande otolitkemisk struktur som tio yngel som fötts i Kronobäck och Okneböck.



Figur 38. Fångst av årsyngel av gädda omräknat till antal per skott med 1 g sprängladdning utanför de restaurerade områdena samt i närliggande referensområden utan sötvattenspåverkan. Felstaplarna anger Standard Error. 0 anger att inga yngel fångats. Åtgärderna har genomförts olika år och alla områden är inte inventerade årligen. A) Timmernabben före: 1998–2007, efter: 2008–2010, Ödängla före: 1998–2007, efter 2008–2009. B) Lervik före: 1998–2009, efter: 2010, Ödängla före: 1998–2009, (referensdata efter åtgärd saknas). C) Västra sjön (data före åtgärd saknas) efter: 2007–2009, Kläckebergaviken (referensdata före åtgärd saknas), efter: 2007–2009. D) Lervik och Ödängla 1989–1990 som historiska referensdata.

Lervik och Törnebybäcken/ Kalmar dämme

I dessa två vattendrag skedde som tidigare nämnts ingen ökning av utvandrande yngel efter restaureringsåtgärden (se kapitel 4 för detaljer). I Lervik skedde en ökning i tätheten av årsyngel från i medel 0,004 yngel/skott innan till 0,025 yngel/skott

efter restaureringsåtgärden (figur 38b). Tätheterna var dock så låga och endast ett år är provtaget efter åtgärden varför inga slutsatser kan dras resultaten. Från Västra sjön som är den havsvik som ligger utanför Törnebybäcken/Kalmar dämme, fanns inga data på tätheten av årsyngel innan restaureringsåtgärden gjordes varför ingen jämförelse kan göras. Efter åtgärden var tätheterna låga (0,008 yngel/skott, figur 38c).

Sammanfattning

Att responsen i form av täthet av årsyngel inte är lika tydlig som den vi uppmätt för yngelutvandring kan sannolikt förklaras av den mortalitet som sker efter utvandring. Detta samband belyser svårigheterna med att dra slutsatser om effekterna på det vuxna beståndet baserat på yngeldata. En alternativ förklaring kan vara att ynglen sprids över större områden i skärgården. Det är ovanligt att gäddyngel förekommer i höga tätheter i kustzonen; ofta påträffas de ett och ett eller ett fåtal vid varje provpunkt. En kvantifiering av tätheterna av årsyngel kan därför vara missvisande av den verkliga förekomsten då ett begränsat antal punkter per område provtas med den befintliga metodiken. Vidare fångas gädda i ganska

liten utsträckning med den metodik som använts i projektet (se kapitel 7), varför man måste ta resultaten med viss försiktighet. Noterbart är dock att tätheterna av årsyngel i Timmernabbenviken efter restaureringsåtgärden var lika höga som referensdata från 1989–1990 (figur 38a och d). Det är ytterst få lokaler som någonsin uppvisat högre tätheter av gädda än dessa i Kalmar sund.

Även om de uppmätta förändringarna i produktion av årsyngel inte är tydliga och statistiskt säkerställda, indikerar ökningen av årsyngel i Timmernabbenviken att restaureringsåtgärden kan ha effekter även på kustbestånden av gädda. För att klargöra effekterna på det vuxna beståndet krävs dock ytterligare uppföljningar längre fram i tiden.

Kapitel 6

Rekommendationer för restaurering av kustmynnande vattendrag

I detta kapitel beskriver vi inledningsvis hur man strategiskt kan arbeta med övergripande planering för att få till stånd åtgärdsarbeten i kustnära vattendrag. Kapitlet avslutas med mer direkta rekommendationer för restaurering av våtmarker av det som framkommit under utvärderingsprocessen i projektet och de erfarenheter som finns sedan tidigare.

Integrera fiskevård med övriga målsättningar kring våtmarksarbeten

På regional nivå är de ekonomiska resurser som satsas på fiskevård marginella i jämförelse med vad som satsas på anläggandet av våtmarker i syfte att minska näringsläckage och generera ökad biologisk mångfald. Våra studier visar att restaurering av våtmarker kan resultera i en förbättring av yngelproduktion för gädda. Vidare kan åtgärder sannolikt ha betydelse för flera andra fiskarter. Förutom att en ökad produktion av dessa arter bör ha betydelse för ett förbättrat fiske och sportfiske vid kusten, har rovfiskar som gädda och abborre också betydelse för det kustnära ekosystemet i Östersjön. Nyligen utförda studier (Wormoch Lotze 2006; Korpinen m fl 2008; Moksnes m fl 2008; Eriksson m fl 2009) visar att effekterna av rovfiskar (top-down) på övergödningssymptom (stora biomassor av trådalger) är betydande och kan bromsa effekterna av näringstillförsel i Östersjöns kustzoner. Våtmarker i kustnära områden kan således samtidigt fungera som närsaltsfällor och som rekryteringsområde för kustfiskbestånden. Eftersom potentialen för närsaltsretention är som störst närmast havet kan näringsämnen i dessa våtmarker även utgöra en bas för den primärproduktion som utgör basen för produktion av föda för fiskyngel. Att kombinera mål-

sättningen om närsaltreduktion (fastläggning) och fiskrekrytering i våtmarker innebär således att näringsämnena bidrar till ökande biomassor av fiskyngel, något som på sikt även kan ge en bättre balans i kustens ekosystem.

Sannolikt ökar alltså möjligheterna för att nå avsedd effekt, d v s minskade övergödningseffekter, om möjligheterna för reproduktion av gädda (eller andra rovfiskar) beaktas i den övergripande nationella våtmarksstrategin. De rekommendationer som finns tillgängliga över hur man arbetar strategiskt kring anläggande/restaurering av våtmarker (Alström och Krook 2008; Degerman 2008; Naturvårdsverket 2009), bör således kombineras med de förslag som presenteras i denna rapport.

Restaurera redan existerande våtmarker och andra potentiella rekryteringsområden

Att modifiera befintliga våtmarker (t ex justera utloppets konstruktion) eller att återskapa tidigare förstörda våtmarker är de mest kostnadseffektiva alternativen framför att konstruera nya. Förbättrad yngelproduktion hos gädda sker effektivare och snabbare om restaurering genomförs med tanke på att befintlig vegetation ska finnas kvar och att detta område översvämmas. I de fall där restaureringen omfattar att befintlig vegetation tas bort och stora jord/mark/sediment ytor frilägges kommer effekten att förskjutas flera år framåt i tiden. Målsättningen för åtgärden bör vara att skapa optimala lekområden och överlevnadsvillkor för yngel i form av mikrohabitat och inte stora öppna vattenytor. För att kartlägga potentialen hos redan befintliga objekt bör man ta fram kartor över existerande våtmarker och göra fältbesök för att utvärdera hur de idag fungerar som rekryteringsområden för fisk. Planer

och ritningar över hur våtmarken slutligen ska se ut eller modifieras ska tas fram. Målsättningarna med insatsen definieras med tanke på funktionen under en längre tid (biodiversitet, närsaltreduktion, fisk-rekrytering). Även om kommuntäckande fiskevårdsplaner i många fall har laxfisk i fokus kan även dessa fungera som viktigt underlag. I vattendrag där det saknas möjlighet att anlägga våtmarker av översvämningskaraktär bör byggnation av nya våtmarker övervägas.

Inventering och åtgärdande av vandringshinder

I många fall förhindrar olika former av vandringshinder kustvattenarter från att nå viktiga rekryteringsmiljöer i kustmynnande vattendrag. Det är vanligt förekommande att t ex fel anlagda väg-trummor eller dämmen utgör vandringshinder i små vattendrag som inte nyttjas av laxfisk. Dessa är vanligtvis lätta att åtgärda (Degerman 2008). Eftersom potentiella vattendrag för rekrytering av gädda ofta är små (diken, bäckar) utgörs vandringshindren även ofta av täta vegetationsbälten (vass) i mynningsområdet eller i en bit upp i vattendraget. Här bör en vandringsväg öppnas men detta bör göras med eftertanke. Det är inte förenligt med god fiskevård att en storskalig dikningsåtgärd genomförs för att fisken ska nå ett lekområde. Vegetation i och i omedelbar närhet till vattendraget utgör skydd under lekvandringen och utgör i sig potentiella lekområden för gädda och andra arter. Att åtgärda vandringshinder för ett bredare urval av arter bör prioriteras högt, då det generellt gynnar den biologiska mångfalden.

Återskapande av naturliga system

Att återskapa de ursprungliga naturliga systemen bör alltid utgöra en av målsättningarna vid anläggandet av en våtmark. Detta kan i många fall vara svårt på grund av utbyggd infrastruktur, varför det enda praktiskt genomförbara i vissa fall är att återskapa miljön i delar av ett område, eller i ett närliggande område. Genom

att återskapa naturliga system kan man även i viss mån återskapa naturliga strukturer och processer för att gynna den biologiska mångfalden.

Som en riktlinje för ett områdes ursprungliga karaktär kan man använda sig av historiska kartor och kartor över dikningsföretag. De främsta orsakerna till att landskapet har torrlagts är att man har avlägsnat naturliga trösklar och sänkt grundvattenytan. Den mest kostnads-effektiva lösningen för att återskapa stora våtmarksområden är sannolikt att se till att området översvämmas vid höga vattenstånd genom att återskapa trösklar. Erfarenheter från detta projekt visar också att just översvämmade betesmarker har den högsta potentialen för yngelproduktion (se kapitel 4). Exempel på arbetssätt för att identifiera och restaurera historiska våtmarker presenteras i Alström och Krook (2008) samt i Naturvårdsverket (2009). Detta är ett omfattande arbete som lämpligen utförs i regi av en länsstyrelse eller kommun.

Vid återskapande/anläggande av våtmarker med fokus på fiskreproduktion måste man naturligtvis även ta hänsyn till olika och ofta motstridiga intressen. Det kan t ex vara olämpligt att anlägga en våtmark inriktad på gädda i ett vattendrag som hyser en värdefull öringsstam. Vidare är det inte lämpligt att kombinera fisk-rekrytering med små isolerade våtmarker som anläggs för att bevara skyddsvärda och predationskänsliga arter av groddjur, fåglar och insekter. Anläggs däremot våtmarken i anslutning till ett vattendrag bör vandringshinder för fisk avlägsnas. Närvaron av fisk är inte hot mot utan snarare en förstärkning av den biologiska mångfalden.

Slutligen är det viktigt att understryka att den anadroma livscykel som gäddan kan ha i Östersjön med tillrinnande vattendrag ställer speciella krav ur fiskevårdssynpunkt. Vandringen från havet under leken till lekhabitat i bäckar och våtmarker medför en koncentration av adult lekfisk inom mycket begränsade områden. Om denna fisk samtidigt uppvisar homing beteende och utgör en isolerad population så kan lokala störningar orsaka långsiktiga skador. Våtmarker för rekrytering av fisk

bör således i vissa fall skyddas mot fiske. Samma bör gälla för vandringsvägar och mynningsområden under vandringsstider. Vidare bör det beaktas att tillförsel av fisk (i detta fall gädda) från andra områden kan

innebära en genetisk förändring av populationen. Ett liknande angreppssätt som finns för laxfiskar där varje vattendrag håller ett unikt lokalt anpassat bestånd bör sannolikt även gälla för gädda.

Rekommendationer vid restaurering

I detta avsnitt summeras erfarenheterna från projektet i konkreta rekommendationer rörande lokalisering, utformning, skötsel och uppföljning av våtmarker för att gynna kustens gäddbestånd. Rekommendationerna är särskilt riktade mot gädda. Även om det inte är vetenskapligt utvärderat, så borde rekommendationerna med vissa art-specifika modifieringar även gynna flertalet värlekande sötvattensarter i kustområden. Rekommendationerna kan och bör användas parallellt med generella riktlinjer kring restaurering/anläggande av våtmarker (se t ex Degerman 2008, Alström och Krook 2008, Naturvårdsverket 2009) och kan i många fall utgöra ett värdefullt komplement till dessa. Det bör poängteras att dessa rekommendationer baseras på ett fåtal uppföljningar och att förutsättningarna därför kan variera med vattendrag och lokal förutsättning. Ambitionen är att dessa erfarenheter och rekommendationer ska införas i den allt-omspännande handboken för restaurering av vattendrag som ges ut av Fiskeriverket och Naturvårdsverket (Degerman 2008). Denna handbok har som ambition att vara ett levande dokument som uppdateras allteftersom ny kunskap tillförs.

Lokalisering

Åtgärder i kustområden eller vattendrag?

- I första hand bör restaureringsåtgärder i sötvatten prioriteras. En stor andel av gäddorna längs kusten har sitt ursprung i sötvatten. Fördelen med att arbeta i sötvatten är att förutsättningarna för en lyckad åtgärd är stora; det finns gott om

vattendrag som har ett restaureringsbehov och avkastningen per ytenhet och investering blir sannolikt avsevärt större än i kustområden.

Vilket vattendrag?

- Vattendraget behöver inte vara stort. Gäddan vandrar ofta upp i små bäckar och diken. Flödet bör dock vara stort nog för att möjliggöra uppvandring och vattendraget bör hålla vatten minst 1,5–2 månader efter leken.
- Vattendraget bör hålla ett lekvandrande bestånd av gädda om effekter av åtgärden önskas inom en överskådlig tid. Nykolonisation av gädda i ett restaurerat vattendrag tar sannolikt tid.
- Vattendrag med en högre näringsstatus ger en högre produktion av föda för yngel, och nyttan av våtmarken blir mera mångsidig genom en högre näringsretention. Ur fiskevårdssynpunkt kan dock även mindre näringsrika vattendrag ge goda effekter.

Var i vattendraget?

- Vattendraget ska ha en fri vandringsväg till våtmarken.
- Våtmarken bör anläggas kustnära. Baserat på resultat från vandringsundersökningarna i detta projekt bör lokalisering vara inom ca två km från kusten. Denna rekommendation kan modifieras då vandringslängd sannolikt skiljer sig åt mellan vattendrag.
- I större vattendrag kan även lokalisering i biflöden vara lämpligt.

Utformning och skötsel

Översvämningsvåtmarker:

Vilket habitat skall utgöra våtmarken?

- Våtmarkens botten skall till största delen vara täckt av vegetation. Detta är av högsta prioritet. I rangordning bör man eftersträva: översvämmat gräs eller halv-



Figur 39. Exempel på naturligt och robust utformat utlopp (vänster), och ett felkonstruerat (höger). Den vänstra bilden är tagen från Skärjåns vattensystem där en äldre damm rivits ut för att skapa fri vandringsväg. En forsacke har anlagts för att behålla en vattenspiegel uppströms. Nackens utformning är designad för att vattenytan uppströms inte ska stiga alltför mycket vid höga flöden, därav dess bredd. Vid låga flöden koncentreras flödet till ett smalare parti som koncentrerar flödet. Utformningen på nacken (tvärsnittsytan) styr hur vattenståndet uppströms kommer att förändras beroende på flöde. Foto: Jan Lundstedt, vänstra bilden. Jonas Nilsson, högra bilden.

gräs, gles bladvass, undervattensvegetation (nate, slingor, kransalger etc). Vegetationen bör vara mosaikartad. Bar botten med löst sediment bör undvikas.

Vilket djup skall våtmarken ha?

- Merparten av våtmarken bör vara grund, c:a 0,2–0,5 m. Dessa grunda partier bör ligga vid sidan av huvudfåran eftersom det påskyndar uppvärmningen. Det bör även finnas djupare partier i huvudfåran som fungerar som skyddade stånd-/viloplats för den vuxna fisken. Djupare partier eller andra områden där ynglen kan bli instängda vid lågvatten bör undvikas. Observera att det viktigaste kriteriet är förekomst av vegetationen, djupet är sekundärt och kan anpassas efter lokala förhållanden.

Hur ska utloppet konstrueras?

- För att en översvämningstvåtmårk ska fungera med naturliga vattenståndsfluktuationer måste det finnas en tröskel. Detta kan uppnås genom att antingen återskapa en naturlig tröskel (figur 39), eller genom att anlägga en artificiell tröskel (figur 15). Utloppet måste dock fortfarande medge fri vandringsväg för fisk. Det rekommenderas att utloppet ges en robust och naturlig utformning som inte kräver skötsel. Man bör eftersträva att våtmarken är helt vattenfylld fram till c:a en månad efter leken, därefter kan nivåerna sakta få sjunka under ytterligare c:a en månad. Från och med

högsommaren ska översvämningsoverområdena med gräs och halvgräs vara torrlagda. För att underlätta fiskvandring bör utloppet, men även vattendraget nedströms, vara utformat så att flödet vid låga flöden koncentreras till en huvudfåra.

- För att säkerställa en hög produktion av gäddyngel i vattendrag med mycket spigg kan man vid utloppet med fördel konstruera en tröskel med en maximal fallhöjd på c:a 5–10 cm. Detta gör att spigg förhindras från att ta sig in i våtmarken samtidigt som andra arter får fri passage.



Figur 40. Del av våtmarkssystemet i Oknebäck under den kraftiga vårflo den 2006 då bäcken bräddade upp på åplanet vid sidan om diket. På bilden syns tydligt skillnaden mellan området som är betat (den öppna ytan till höger) och område som inte betats (till vänster, helt igenvuxet av tät vass). Foto: Lars Ljunggren.

Hur ska våtmarken skötas?

- För att bibehålla det eftersträvade habitatet, dvs översvämmat gräs och halvgräs måste våtmarken torka ut efter vårfloden och hävdas, antingen genom bete eller med slätter (figur 40).
- Beroende på utloppets konstruktion kan tillsyn/skötsel vara nödvändigt.
- En skötselplan bör upprättas där ansvar tydliggörs.

Grävda våtmarker:

Det som ofta skiljer en grävd våtmark från en översvämningsvåtmark är att den saknar tröskel, och att vattennivån om våtmarken den ligger kustnära kan vara beroende av fluktuationer i havsvattenstånd. Detta leder till att ovanstående rekommendationer inte helt kan tillämpas fullt ut. Nedanstående punkter är då viktiga att beakta:

- Om vattennivån i våtmarken är beroende av havsvattenstånd bör våtmarken vara djupare, förslagsvis med ett dominerande djup av ca 0,5–1,5 m så att även etablering av submers vegetation är möjlig.
- Även i grävda våtmarker bör vegetation utgöra ett dominerande inslag. Vid anläggandet är det önskvärt att gynna en snabb etablering av vegetation, t ex genom att spara eventuella befintliga partier med gles bladvass eller andra gräs och halvgräs. Det kan också vara nödvändigt att introducera eller åter-etablera vegetation samt att skapa flacka slätter.

- Våtmarken kan placeras antingen så att ett delflöde leds in i den eller genom en breddning av det befintliga vattendraget.

Utvärdering

Här listas de metoder som rekommenderas vid förstudie och utvärdering av effekterna av en restaureringsåtgärd. Denna sammanställning gör inte anspråk på att täcka in alla befintliga metoder utan syftar som en guide för att hitta en så enkel, tillförlitlig, skonsam och kostnadseffektiv metod som möjligt. Vattendragets egenskaper är avgörande för val av metod. En utförlig beskrivning av föreslagna metoder finns i metodkapitlet. Det måste betonas att kvantifiering av utvandrande yngel med yngelfälla åtminstone inledningsvis måste utföras av utbildad personal.

Förstudie

1. Visuell observation av uppvandrande/lekande fisk.
2. Inventering av larver/yngel med vitskivemetoden.
3. Registrering av utvandrande yngel med yngelfälla.

Utvärdering av åtgärder

1. Produktion av larver/yngel – inventering med vitskivemetoden.
2. Yngelproduktion – registrering av utvandrande yngel med yngelfälla.
3. Uppföljning på det vuxna beståndet – nätprovfiske i havet och/eller journalföring av yrkesfiskare.

Kapitel 7

Metodbeskrivningar

I detta kapitel beskrivs olika metoder för att utvärdera fiskevårdsåtgärder. De metoder som i huvudsak nyttjats inom projektet beskrivs mer ingående. Beskrivningen av övriga metoder som kan vara relevanta att använda är mer kortfattad. Vi har även delat in metoderna i sådana som rekommenderas användas av allmänkunniga personer (allmänt), och de som kräver mer erfarenhet och endast bör utföras i forskningssyfte (forskning). Kapitlet har dock inte som ambition att täcka in alla alternativa metoder. I kapitel 6 ges rekommendationer för när en specifik metod skall användas. Här fokuserar vi på följande uppföljningsnivåer; finns ett lekbestånd i vattendraget, kvantifiering av lek och nykläckta larver, kvantifiering av yngelproduktion, utvärdering av vandringsmönster och populationsstruktur, samt uppföljning av åtgärden på beståndsnivå.

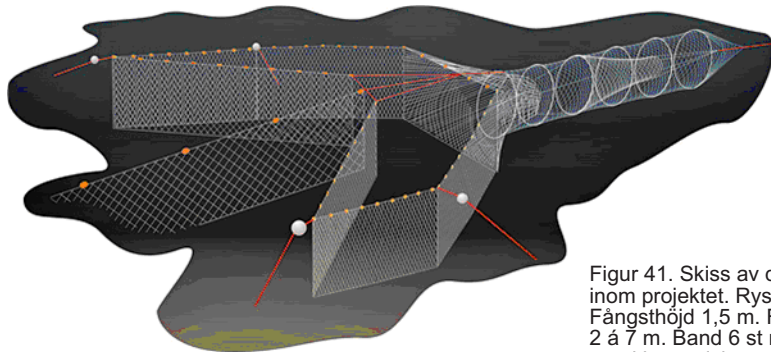
Finns ett lekbestånd i vattendraget? – *allmänt*

Är målsättningen att avgöra om det finns ett lekbestånd i vattendraget och objektets lämplighet för restaureringsåtgärder, räcker det oftast med en visuell inspektion. Beroende på vattnets grumlighet och personens erfarenhet kan det dock vara svårt att avgöra vilken art som observeras. Enklast och mest kostnadseffektivt är att observera gäddor under leken då de befinner sig på grundare vatten och inte är skygga. Metoden kan vara lämplig att kombinera med t ex ryssjor eller andra fällor som innebär att fisken kan återutsättas, för att verifiera vilken art det är som observeras. Dessa metoder kan även användas för att utvärdera vandringsmönster. I detta projekt har fångst av lekvandrande fisk främst gjorts med ryssjor.

Ryssjor och liknande redskap – *forskning*

Det redskap som i huvudsak använts beskrivs i figur 41 och 42. Redskapet får som regel modifieras för att passa vattendraget och fångstplatsen. Detta kan göras genom att ta bort ledarmen samt genom att sy fast en kätting i sidoarmarnas underteln. Det kan även vara aktuellt att förlänga struten för att underlätta vittjningsarbetet (detta påverkar inte redskapets fångstförmåga men underlättar hantering). Något som är mycket viktigt om man vill kvantifiera all uppvandrande fisk är att spänna upp ledarmarna väl ovan ytan och säkra helt mot botten och mot land eftersom gäddor har en enastående förmåga att ta sig förbi redskap. Vi rekommenderar inte att denna typ av studier (stänga vandringsvägar) genomförs annat än i undantagsfall och i så fall ur forskningssynpunkt, bland annat av skäl som redovisas för nedan. Denna form av studie kräver även tillstånd från Länsstyrelsen.

Andra arter än målarten vandrar vanligtvis upp för lek under den tid då provfisket pågår, vilket kan utgöra ett problem. Det finns en risk att redskapen blir fyllda av t ex mört och id, vilket leder till att fångade gäddor skadas av den täta kontakten med andra fiskar. Lekomogna mörtar har mycket skrovligt skinn som kan skada andra arter om de står tätt i redskapet. Ryssjorna måste därför vara rymliga. Mindre ryssjor rekommenderas inte till den aktuella typen av provfisken. Detta eftersom skadefrekvensen på fisken kan öka på grund av att gäddorna i större utsträckning fastnar i garnet, i synnerhet om det är skador på redskapet. Tunt garn tenderar också att ge större problem med skador. Ryssjor lämpar sig inte i större vattendrag eftersom det kan stiga mycket stora mängder av fisk av annan art än målarten. I många kustmynnande bäckar har man traditionellt fiskat med enkla strutar som fästs i öppningar i fasta



Figur 41. Skiss av den ryssja som i huvudsak använts inom projektet. Ryssjan har följande mått: Maska 30 mm. Fångsthöjd 1,5 m. Fiskhus 8 m. Ledarm 17 m. Sidoarmar 2 å 7 m. Band 6 st med 1 m diameter. Ingångar 2 st. Som regel har redskapet modifierats genom att en kätting har fästs i underteln och överteln har spänts upp ovan ytan. Mittarmen har också som regel tagits bort.



Figur 42. Ryssja vid Lervik. Observera hur fångst-armarna spänts upp ovan vattenytan (foto: Jonas Nilsson).

fördämningar, så kallade verkfisken. Erfarenheterna från dessa är desamma; redskapen måste vara rymliga för att undvika skador på fisken vid omfattande vandring.

Redskapen måste vittjas dagligen, ibland flera gånger om dagen, för att minska risken för skador på fångad fisk. Detta är särskilt viktigt under senare delen av vandringsperioden då temperaturen är hög och risken att fånga stora mängder id och mört är stor. Vid fångst med garnredskap är det viktigt att man anpassar maskstorleken till den/de aktuella arterna. Har man fel maskstorlek är det dessutom risk för att fisk garnar (snärjs i närmaskorna), vilket ger merarbete och kan skada fisken. Om gädda är målart, och det finns risk för omfattande vandringar av småvuxna arter

som mört, bör man använda grovmaskiga redskap som medger fri passage för de mindre fiskarna.

Om målsättningen är att uppskatta hela beståndets storlek måste antingen fiskeperioden täcka hela uppvandringen och hela vattendraget, eller så måste tekniken kombineras/anpassas så att en fångst-återfångst metodik kan nyttjas. Inom projektet har båda metoderna använts. Hela uppvandringssäsongen är dock i praktiken omöjligt att täcka, eftersom en del fisk sannolikt vandrar upp redan innan isen går och redskapen då inte kan placeras ut. Ett alternativ är att vända på redskapen och fånga utvandrande fisk efter leken, och på så sätt se hur stor andel som är märkt (förutsätter att all fisk som fångas märks). Emellertid är då fisken i dålig kondition och som regel är vattentemperaturen hög, vilket gör att fisken är betydligt känsligare vid hantering. Inom projektet har ryssjefisken vid ett flertal tillfällen avbrutits då temperaturen nått 15–20 °C.

Fasta fällor – forskning

Princip och utformning av dessa är egentligen snarlika ryssjor och andra liknande garnredskap, skillnaden är att de tillverkas av t ex rostfritt galler. Som regel monteras de fast på plats, t ex i övre änden på laxtrappor, men det finns också mer flexibla lösningar. Fördelarna med fasta fällor gentemot ryssjor är att de är skonsammare mot fisken. Nackdelen är att de är dyrare och kräver en större insats vid installation.

Automatisk fiskräknare – forskning

Instrumentet ersätter fångsthuset i t ex en fast fälla och räknar automatisk den fisk som passerar. Den vanligast förekommande lösningen baseras på rörelsesensorer. När något passerar sensorerna skapas en silhuett av objektet. Detta gör att fisk kan särskiljas från andra objekt. Fisken tvingas passera genom en smal passage där registrering sker. Tekniken kan skilja vuxen lax/löring från t ex en gädda på silhuetten. Mindre arter som liknar varandra kan dock inte skiljas åt. För artidentifiering kan man komplettera med en kamera som automatisk tar en sekvens foton då fisken passerar. Nackdelar med metoden är att räknaren är beroende av strömförsörjning (kan lösas med solceller och batteri) och är dyra i inköp. Driften kan i huvudsak skötas på distans genom att registreringen av fisk kan sändas via telefonnätet till en dator. Metoden är dock i stort sett prövad för andra arter än laxfisk.

Kvantifiering av lek och nykläckta larver – allmänt

Det absolut enklaste sättet att kvantifiera lek och förekomst av gulesäcksyngel och frisimmande yngel upp till en längd av ungefär 25 mm är med vitskivemetoden (Lappalainen m fl 2008). Denna metod har också nyttjats inom projektet.

Den vita skivan (diameter 25 cm) är fastsatt på ett skaft. Vinkel mellan skiva och skaft bör vara 100–120 grader. Skaftet kan med fördel vara teleskopiskt (1–1,8 m). Skaftet ska vara graderat så att det går att avläsa vattendjupet. Skivan trycks sakta ner i vattnet till ett djup av cirka 10–40 cm (figur 43). Den hålls stilla varvid eventuella yngel avtecknas tydligt mot den vita bakgrunden. Gäddans gulesäcks-larver är lätta att känna igen på rörelsemönstret. Det skiljer sig tydligt från t ex sländelarvernas som annars har liknande siluett och gäddorna blir dessutom ofta liggande på skivan. Beteendet hos de minsta frisimmande ynglen påminner mer om andra arter av fiskyngel. Karakteristiskt för gäddans yngel är annars att de gärna står stilla med undantag för små korta utfall



Figur 43. A) Vitskivan som sänks ner i vattnet för att kunna observera gäddlarver. B) Gäddlarv med gulesäck (foto: Jonas Nilsson).

när de tar sina byten. Efter att skivan hållits stilla ett tag fortsätter man att röra den sakta framåt med korta stöpp.

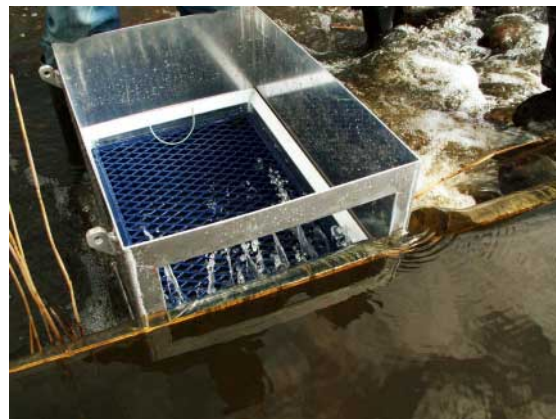
Ett bra komplement är en 2–3 l vit plastskopa. Skopan sänks snabbt ner i vattnet och tas omedelbart upp igen. Även här syns ynglen tydligt mot den vita bakgrunden. Metoden fungerar bra när t ex fjolårsvassen ligger platt mot vattenytan. Vid provtagningen görs kontinuerliga registreringar av antalet yngel (uppdelat på gulesäcks-larver och frisimmande yngel).

Vattendjup, temperatur och botten-substrat noteras samt typ och täckningsgrad och slag av vegetation. I vissa våtmarker, speciellt i nygrävda, kan det finnas partier med så mjuk botten att man inte kan vada. Om så är fallet rekommenderas snorkling istället. Då använder man samma skiva men med en kortare stång (ungefär 70 cm). För övrigt är tillvägagångssättet detsamma.

Sammanfattningsvis bör nämnas att metoden inte är kvantitativ och fungerar endast för yngel upp till 25 mm. Man kan alltså inte avgöra hur mycket yngel det finns per yta. Metoden syftar mest till att avgöra om och i så fall var i våtmarken/vattendraget det finns yngel. Metoden kan dock ge en ungefärlig uppskattning av tätheten i t ex vid jämförelse mellan olika delar av en våtmark. Det mått man då använder är antal nedstick med och utan larver. Viktigt att beakta är att gulesäckslarver är känsliga för nedslamning varför undersökningen bör begränsas till mindre delar av våtmarken. Man bör även beakta att lekperioden kan vara utdragen under flera veckor varför samma lokal måste besökas mer än en gång. En lämplig provtagningsfrekvens är en gång per vecka.

Kvantifiering av yngelproduktion – forskning

Yngelproduktion kan kvantifieras med särskilda fällor i vattendragets utlopp. I detta projekt har två olika modeller testats. Den ena, som dessutom finns i två varianter (figur 44 och 45), användes i de vattendrag/våtmarker som har en "naturlig" fallhöjd (Kronobäck och Törnebybäcken/Kalmar dämme). Den andra modellen har använts där det saknats ett fall eller liknande (Okneback, Lervik, Hjälmo kanal och Kronobäck 2007). Återigen rekommenderar vi inte att denna typ av studier (stänga vandringsvägar) genomförs annat än i undantagsfall och i så fall ur forsknings-synpunkt. Det är svårt och tidsödande att arbeta med yngelfällor utan att riskera



Figur 44. Yngelfälla i utloppet till våtmarken vid Kronobäck (vänster) och i Kalmar dämme (höger) (foto: Jonas Nilsson).



Figur 45. Fällan placerad nedströms stämbordet i Kronobäck samt en detaljbild över fångstbox och rör (foto: Jonas Nilsson).

mortalitet på ynglen. Om yngelfällor utnyttjas ska huvuddelen av vandringsvägen lämnas fri, och den totala yngelutvandringen beräknas från den mindre avstängningen (yngelfällans öppning). Vi presenterar även nedan kortfattat alternativa metoder som elfiske och not.

Yngelfälla vid stämbord, utlopp med fall/nivåskillnad

Vid Kalmar dämme och Kronobäck har två olika fällor använts med liknande fångstprincip. Fällan vid Kronobäck hade en öppning på 26,5 cm. Nätkassen som sitter fastmonterad runt fällans främre del var 80 cm lång och maskvidden en millimeter. Röret som mynnar ungefär 15 cm in i fångstboxen hade en diameter på 75 mm. Större delen av fångstboxens långsidor samt den bortre kortsidan sågades ur och ersattes med ett finmaskigt nät. Två olika storlekar av fångstboxar användes under säsongen, en åtta liters klädd med ett en millimeters nät och en 15 liters klädd med ett två millimeters nät. Boxen med det grövre nätet sattes in när gäddorna hade en medelstorlek på ungefär 40 mm. För att fångstboxen inte skall lättas från botten och för att skapa lugnare vatten för den fångade fisken, bör man placera en eller flera stenar i boxen. Vid höga flöden kan man få turbulens ("torktumlingseffekt") i fällan som leder till att den fångade fisken tumlar runt och riskerar att skadas eller dö. Denna effekt kan motverkas genom att placera sten i fällan samt genom att låta röret sticka in en bit i fångstboxen. Vid riktigt höga flödestoppar hjälper dock inte detta utan fällan måste monteras ner från stämbordet och placeras i strömmen nedanför (figur 45), eller så måste flödet in i fällan regleras.

Fångstboxen vittjas genom att ta man tar tag i nätkassens främre del så att eventuell fisk som är kvar i kassen kommer in i lådan. Locket på lådan tas av och innehållet hålls över till en eller flera hinkar. Vid höga flöden mäts antalet utvandrande yngel i en del av flödet. Vid låga vattenflöden bör man styra en större del av totalflödet genom fällan. Detta kan göras genom att höja stämbordets nivå på

ena sidan om fällan. Den andel av det totala flödet som passerar fällan måste noteras vid varje vittjning för att kunna beräkna den totala utvandringen. Vidare måste man montera ett nät framför fällan som hindrar större fisk att ta sig in.

Fällan som användes vid Törnebybäcken/Kalmar dämme skilde sig från den i Kronobäck då öppningen var något större (37 cm) och fisken inte passerade genom en nätkasse utan hamnade direkt i fångstboxen. Under det blå plastgallret som syns i figur 44 sitter en insats (brödback) som är klädd med ett en millimeters nät. Fällan hade även ett låsbart lock som inte syns på bilden. Vattnet strömmar igenom nätet och ut genom slitsar som är sågade i fällans underkant. Vittjning sker genom att ta bort locket, lyfta på plastgallret och sedan tömma insatsen. För att minimera turbulens monterades ett par smala träreglar i fällan (figur 46).

Dessa fällor ger ett kvantitativt mått på hur mycket yngel som vandrar ut ur våtmarken. Inom projektet har fällan varit i kontinuerlig drift, men det är möjligt att glesa ut provtagningen och ändå få relativt säkra mått på yngelutvandring

Yngelfälla i lugnt flytande vatten

Den här typen av fälla har använts där det saknats ett fall eller liknande. Vattnet har varierat från ganska starkt strömmande till helt stillastående. Fällan placerades så att en del av flödet passerade genom fällan,



Figur 46. Reglar som minskar torktumlingseffekten i yngelfällan (foto: Jonas Nilsson).

och hängdes över två regler som låg tvärs över vattendraget (figur 47). Fällans övre del hölls alltid minst fem till tio centimeter ovanför vattenytan. Detta är viktigt eftersom vattennivån kan stiga. Kommer fällans ovankant under vattenytan riskerar man att missa utvandrande fisk som periodvis går precis i ytan. Denna fälltyp har en kvadratisk öppning på 50 cm. Längden på nätkassen är 120 cm och maskvidden en millimeter. Nätkassen sitter fast i samma sorts rör som i ovan beskrivna fällor. Fångstkärlet består av en fem liters dunk med stort skruvlock (figur 48). Längsidorna samt undersidan på dunken har sågats ur och försetts med ett finmaskigt nät. Locket har genomborrats för röret som i sin tur har limmats fast med smältlim. Dunken går därigenom att skruva av från fällan vid vittjning. Byte till en dunk med två millimeters nät skedde när gäddorna blivit större.

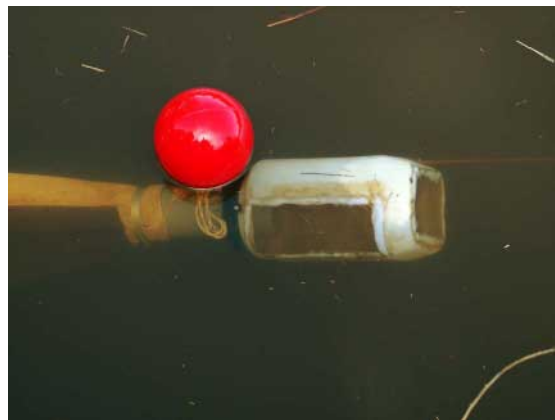
Efter att fällan vittjats rengörs nätkassen innan den sätts ut igen. Vid återutsättning är det viktigt att nätkassen sträcks samt att fångstkärlet hamnar under vattnet och inte ligger och flyter på ytan. Detta görs med hjälp av en tyngd som via en lina sitter förankrad i röret. Från tyngden går det även en lina upp till land och genom att dra i denna sträcks hela fällan. Denna typ av fälla sätts periodvis igen. Om flödet minskar igenom fällan minskar även dess fångsteffektivitet påtagligt. I vattendrag med mycket partiklar måste nätkassen rengöras minst en gång per dygn. Fällorna flyttades något i sidled efter varje vittjning.



Figur 47. Yngelfälla i lugnflytande vatten (foto: Jonas Nilsson).

Om det är grunt i vattendraget (<40 cm) kan den "hängande" fällan ställas direkt på botten i vattendraget. Man ersätter då dunken med en låda. Metodiken ger ett kvantitativt mått på hur mycket yngel som vandrar ut, vid lågt eller obefintligt flöde ökar dock osäkerheten då inget flöde gör att ynglen förs in i fällan.

Vid vittjning av båda typer av fällor räknas antalet yngel. Det kan också finnas intresse av att undersöka ynglens storlek vid utvandring, varför hela eller ett stickprov (åtminstone 30 individer) av fångsten på längdmäts. Längdmätningar på larver upp till ungefär 25 mm längd görs lämpligast genom att de placeras i en låg genomskinlig vattenfylld burk som placerats på ett millimeterpapper. Större fisk kan placeras direkt på ett inplastat millimeterpapper. Man skall inte ta direkt i fisken utan hela tiden hantera dem i vatten. Vid varje vittjning bör även



Figur 48. Yngelfälla i Kronobäck 2007 samt en detaljbild på fångstkärlet (foto: Jonas Nilsson).

omgivningsparametrar som temperatur, flöde, salthalt registreras, samt hur stor del av flödet som passerar genom fällan.

Kvantifiering av yngelproduktion i vattendragen genom elfiske.

I detta projekt har elfiske genomförts i Lerviksbäcken, Okneback, Kronobäck och Törnebybäcken/Kalmar dämme. På grund av en hög ledningsförmåga i dessa kustmynnande vattendrag har metoden inte fungerat med vanliga elfiskeaggregat. Om man dock anpassar metoden efter de specifika förhållandena, med t ex kraftigare elaggregat, hade metoden varit möjlig även i detta projekt. Standardiserad metodik finns beskrivet i Naturvårdsverket (2010).

Kvantifiering av yngel med not

Not har använts inom projektet, främst för att undersöka hur mycket yngel som finns kvar i våtmarkerna sommartid. Flödet i vattendragen har då minskat till så låga nivåer att utvandringen upphört. Not kan användas såväl i våtmarker/sötvatten som i kustområden. Den som har använts inom projektet består av två fångstarmar och ett mellanliggande kil som är en utvidgning i form av en säck mellan armarna. Armarna är c:a 2 m höga och har en maskstorlek av 8 mm medan kilen har en maskstorlek av 2 mm. Redskapet kan läggas ut med båt eller vadas ut. Det dras sedan in för hand, lämpligen mot en strand med jämn botten. Fördelen med metoden är att den är enkel och inte kräver särskild utbildning. Nackdelen är att den är begränsad till vissa djup. I sammanhanget har detta inte varit ett problem då vattendjupet i våtmarkerna understiger 2 m. Metoden lämpar sig inte i habitat med sten, rötter, för mycket vegetation eller annan struktur som gör att redskapet fastnar eller att glipor mellan botten och undertelen uppstår. Man bör undvika att skada vegetationen och slamma upp botten-substrat. Noten som använts inom projektet är lämpad för att fånga fisk i storleksintervallet 3–15 cm.

Utvärdering av vandringsmönster och populationsstruktur – forskning

För att utvärdera vandringsmönster och populationsstrukturer har i projektet flera metoder använts; ryssjor, sportfiske, elektronisk märkning, otolitikemi och genetiska analyser. Metodbeskrivning för ryssjor och elektronisk märkning finns under avsnittet "Finns ett lekbestånd i vattendraget?".

Elektronisk märkning – pit-tags

Pit-tags (Passive Integrated Transponders) är individuella märken som opereras in i bukhålan på fiskar. Märket registreras (individ och tidpunkt) när fisken passerar genom ett ställe där det finns en antennstation. Oftast har pit-tags använts för att studera vandring upp i små åar, då dessa helt kan täckas av en antenn och alla fiskar som passerar kan således registreras. Tidpunkt för vandring och uppehållstid i ån är andra variabler som kan undersökas. Fördelen med pit-tags är att själva märkena är relativt billiga. Därmed kan många individer märkas. Nackdelen är att man endast får reda på när fisken befinner sig på en viss plats (simmande i en viss riktning), man kan inte följa dess förehavanden under övrig tid av året.

Inom projektet har vi använt två olika storlekar på pit-tags; 23 mm för mindre fiskar och 32 mm för större fiskar (>0,5 kg). Båda har levererats från Texas Instruments. Märket kräver inga batterier och tillverkaren hävdar att livslängden för enskilda märken är över 50 år. Antennstationen drivs av ett 12 V system (pulsad ström). Strömkällan kan vara ett vanligt vägguttag med en likriktare, men det är fördelaktigt att även ha en ackumulator (t ex ett bilbatteri) med i systemet så att eventuella strömavbrott inte påverkar systemet. På avskilda platser har vi använt solceller för att kontinuerligt ladda ackumulatören. De storlekar på antenner vi använt (upp till 1m (vattendjup) * 9 m (åbredd) förbrukar ett fulladdat bilbatteri på c:a 3 dygn. Varje antennstation har två antenner placerade ett par

meter isär så att man kan bestämma i vilken riktning märkta fiskar simmar. Större avstånd mellan antennerna gör att det blir lättare att analysera i vilken riktning en viss fisk simmat eftersom tidsskillnaden mellan passager blir större. Dessutom kan man skatta simhastigheten mellan antennerna säkrare om de inte är alltför nära varandra. Om man använder små antenner är c:a 3 m tillräckligt, medan ytterligare några meter är att föredra vid större antenner. Tekniken kan kombineras med t ex mobiltelefoni så att data skickas direkt hem till datorn. Detta har dock inte testats i detta projekt. Eftersom man inte vill riskera att missa fiskar som passerar snabbt väljer man täta strömpulser i antennen. Nackdelen med detta är att fiskar som simmar långsamt eller är mer eller mindre stilla under antennen genererar tusentals registreringar av en enda passage. Placeras antennstationen vid trösklar eller strömsatta partier utan ståndplatser kan man undvika att fiskar står stilla. Sortering och databehandling är således omfattande och det krävs ofta specialskrivna program för analysen.

Otolitkemi

Otoliter är benliknande strukturer som finns i benfiskars huvuden och är delar av hörsel- och balansorganen. Den kemiska sammansättningen av otoliter kan användas för att spåra fiskvandring och ursprung då ämnen från det omgivande vattnet via blodet inkorporeras i otoliterna allteftersom fisken tillväxer (Elsdon m fl 2008). Efter inlagring i otoliterna stannar ämnen kvar i det skikt där de bundits in och överlagras senare av nytt material då otoliterna inte är metaboliskt aktiva. Detta gör att halterna av olika ämnen i olika skikt speglar den vattenmiljö fisken vistades då skiktet bildades. Den kemiska sammansättningen nära kärnan avslöjar alltså vilken miljö fisken vistades i då den var nykläckt. Vanligast är att skilja mellan fisk som rekryterats i olika salthalt. Detta speglas i Sr:Ca-kvoten i otoliterna; hög kvot indikerar vistelse i saltvatten.

Med otolitkemi kan man genom att studera flera ämnen samtidigt även få en finare upplösning. Ett stort antal ämnen återfinns i otoliter på spårämnesnivå eller högre. Koncentrationerna av vissa av dem regleras troligtvis aktivt av fiskarna (t ex Mg, Cu, P, Na och Ca) medan inlagringen av andra i stor utsträckning regleras av koncentrationerna i det omgivande vattnet (t ex Sr, Zn, Pb, Mn och Ba; Campana 1999). Skiljer sig koncentrationerna av dessa ämnen mellan vattendrag, vilket är vanligt, så kan man således läsa av vilket vattendrag fisken vistats i vid en viss tidpunkt. Vissa vattendrag har dock så pass liknande vattenkemi att det inte går att separera dem från varandra.

Mikrosatelliter

I detta projekt har vi använt oss av de genetiska markörerna mikrosatelliter för att studera gäddans genetiska populationsstruktur i Kalmarsund. Mikrosatelliter kan således användas för att undersöka om det finns genetiska skillnader mellan olika grupper av individer. Finns det skillnader så är det ett argument för att grupperna är reproduktivt åtskilda, d v s de tillhör olika populationer. Markörerna kan även användas för att spåra ursprung hos populationer som man vet är inplanterade, eller för att titta på hur lång tid det kan tänkas ha gått sedan två populationer isolerades från varandra. Mikrosatelliter är korta bitar av förmodad ickekodande DNA, där samma sekvens upprepas ett stort antal gånger (t ex ACACACAC *50). Variationen i längd (antal baspar) är det man använder i mikrosatellitstudier, och olika individer inom en population kan ha olika längd på sina satelliter. Eftersom det generellt sett finns stora variationer i längd av denna genetiska markör inom en population, är mikrosatelliter lämpliga att använda även på ganska liten geografiska skala där man förväntar sig ganska små genetiska skillnader. Inom detta projekt har vi endast gjort preliminära studier med mikrosatelliter från gäddor från några få vattendrag.

Uppföljning av åtgärden på beståndsnivå – *allmänt*

Det finns huvudsakligen två nivåer att utvärdera effekten av en åtgärd på ett bestånd (se kapitel 5). Här redovisas undersökningar av årsyngel mer detaljerat. Eftersom provfisken av det vuxna beståndet inte har utförts inom projektet presenteras denna metod mer översiktligt. Värt att notera är att för att yngelundersökningar skall återspegla effekterna av en restaureringsåtgärd på det vuxna beståndet, förutsätts att yngeltätheten speglar hur många fiskar som sedan blir stora.

Kvantifiering av yngel i närliggande kustområden/mynningsområden med undervattensdetonationer – *forskning*

Förekomst av årsyngel av gädda och andra arter kan studeras med små undervattensdetonationer. Inom projektet gjordes inventeringen i vikar i kustområdet med sprängkapslar av non-el typ (d v s sådana där en elektrisk signal inte direkt utlöser detonationen) och sprängladdningar med 10 g dynamit. Undersökningarna gjordes främst inom grundområden på 0,5–4 meters djup. Detonationen bedövar eller dödar fisk med utvecklad simblåsa i storleksregistret 1,5–15 cm inom en yta av c:a 60 m² (Snickars m fl 2007). Metoden möjliggör kvantitativ provtagning även i områden med vegetation, utan att vegetationen i sig skadas, och används rutinmässigt i kustområden. Samtliga fiskyngel som påverkats, både flytande och sjunkna, samlas in för artbestämning och längdmätning. Vid stora fångster kan det räcka att längdmäta ett stickprov (minst 30 individer per provtagningsplats). Inom projektet har dock endast mängden flytande yngel kvantifierats. Fisk som sjunkit till botten samlas in av en snorklande dykare som söker av botten kring varje detonationspunkt. Vid varje provtagningspunkt noteras djup, temperatur, salinitet och siktdjup. Vidare kan grumlighet registreras genom mätning av siktdjup eller insamling av

vattenprov för mätning av turbiditet. Genom snorkling kartläggs även botten-substrat samt artsammansättning och täckningsgrad av vegetation inom c:a 5 m radie.

Den standardiserade metodiken lämpar sig väl för provtagning av fiskyngel större än 5 cm i alla typer av miljöer. Den enda egentliga begränsningen är att djupet ej bör vara mer än 4–6 meter. Rutinmässigt genomförs dessa undersökningar från mitten juli till början av september. Årsyngel av abborre och gädda har då nått en storlek som gör att de klarat sig genom en av de mest kritiska faserna i livet. Kvantifiering av årsyngel är därför ett mått på rekryteringen till det vuxna beståndet.

Sprängmetodiken kräver mycket av utföraren då man måste ha utbildning i klenhålsprängning, tillstånd krävs för hantering och förvaring av sprängämnen, och vid kartering av vegetation krävs erfaren personal. Metodiken kan även anses ge relativa mått på täthet. Vanligtvis jämförs undersökningar/områden med varandra genom mått på fångst/ansträngning. Ett grovt mått på yngel per ytenhet kan dock fås. Gädda fångas som regel i små mängder med denna metodik, varför det kan vara nödvändigt med en förhållandevis stor insats för att få mer tillförlitliga data.

Uppföljning på det vuxna beståndet – *allmänt*

Som tidigare nämnts är gädda en art som inte fångas representativt i traditionella provfisken med nät. Då det dessutom tar flera år innan man kan se mätbara effekter på det vuxna beståndet av en restaureringsåtgärd fokuserad på gädda (se kapitel 5) och vi i dagsläget inte vet omfattningen av spridning av gädda i kustområdet (se kapitel 3), kan utfallet av ett provfiske vara svårtolkat.

För standardiserade provfisken används främst Nordiska kustöversiktsnät. De är 1,8 m djupa och 45 m långa. Näten är tillverkade i heldragen nylon och består av nio stycken fem meter långa sektioner med olika maskstorlekar fördelade mellan 10 och 60 mm stolplängd. Nätsektionerna är placerade i ordningsföljden; 30, 15, 38, 10, 48, 12, 24, 60, 19 mm stolpe. I standard-

utförandet fiskar man 45 stationer per område representativt fördelade mellan aktuella djupintervall (se Naturvårdsverket 2008 och 2009 för en mer detaljerad beskrivning av utförandet). Varje station fiskas som regel vid ett tillfälle under högsommaren. I denna typ av fiske fångas abborre i stor utsträckning, och gädda i betydligt mindre omfattning. Om provfischen genomförs i annat syfte (t ex för övervakning av kustbestånden av abborre och andra arter) kan dock resultaten i

kombination med otolitikemiska analyser ge information om både förekomsten av gädda och dess ursprung och därigenom utgöra ett verktyg för att utvärdera fiskevårdsåtgärder i närområdet.

Ett attraktivt alternativ till ett traditionellt provfiske är att samla in data från journalförande yrkes- och sportfiskare, där målarten för fisket är gädda. Avgörande för att man skall kunna tolka dessa data är dock att utföraren är nogga med att kvantifiera fiskeansträngningen.

Tack

Vi vill tacka alla berörda markägare, kommunerna i Kalmar och Mönsterås, samt alla personer som hjälpt till med att samla in data i fält, utföra laboratoriearbete eller på något annat vis bidragit till projektets slutförande. Bland dessa ett särskilt tack till Karin Limburg, Anders Kjellberg och Anna Thore. Vi vill även tacka alla finansierare som gjort det möjligt att genomföra

projektet. Peter Karås, Erik Degerman och Lena Bergström har givit värdefulla kommentarer på rapportens utformning, innehåll och språk.

Alla undersökningar som utförts inom ramen för projektet har haft erforderliga etiska tillstånd, antingen via Linnéuniversitetet eller via Fiskeriverket.

Referenser

Kapitel 1

- Alström, T. och J. Krook. 2008. Att återskapa historiska våtmarker i Kävlingeåns avrinningsområde – möjligheter, hinder och praktiska erfarenheter. Ekologgruppen, Landskrona 34 s.
- Andersson, J. 1990. Faktorer som reglerar produktionen av gädda i Östersjöns skärgårdar. Statens Naturvårdsverk. 27s. Opublicerad rapport.
- Andersson, J. 1991. Effekter av det fria hundredskapsfisket på bestånd av gädda i Östersjöns skärgårdar. Statens Naturvårdsverk. 18 s. Opublicerad rapport.
- Brodersen, J., Nilsson P.A., Hansson L. A., Skov C. och C. Brönmark. 2008. Condition-dependent individual decision-making determines cyprinid partial migration. *Ecology* 89: 1195–1200.
- Carpenter, S. R., Cole J. J., Hodgson J. R., Kitchell J. F., Pace M. L., Bade D., Cottingham K. L., Essington T. E., Houser J. N. och D. E. Schindler. 2001. Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs* 71: 163–186.
- Casini, M., Lövgren J., Hjelm J., Cardinale M., Molinero J.-C. och G. Kornilovs. 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275: 1793–1801.
- Casselman J. M. och C. A. Lewis. 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic sciences* 53 (suppl. 1): 161–174.
- Craig, J.F. 1996. Population dynamics, predation and role in the community. In: *Pike Biology and Exploitation*. (Eds J.F. Craig), pp. 201–217. Chapman & Hall Fish and Fisheries Series. Chapman & Hall, London.
- Daskalov, G. M., Grishin A. N., Rodionov S., och V. Mihneva. 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 10518–10523.
- Edgren, J. 2005. Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on the top predator, northern pike (*Esox lucius*). Stockholms Universitet. Examensarbete 2005: 28.
- Eriksson, B.K., Ljunggren L., Sandström A., Johansson G., Mattila J., Rubach A., Råberg S. och M. Snickars. 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications* 19: 1975–1988.
- Esseen, P.A., Glimskär A. och G. Ståhl. 2004. Linjära landskapselement i Sverige: skattningar från 2003 års NILS-data. Inst. För Skoglig resurshushållning och geomatik, SLU, Umeå, 47 s.
- Estes, J. A., Tinker M. T., Williams T. M., och D. F. Doak. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282: 473–476.
- Fiskeriverket. 2004. Fiskeriverkets föreskrifter om ändring i föreskrifterna om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. FIFS 2004: 36.
- Fiskeriverket. 2008. Fritidsfiskebaserad verksamhet i Sverige. Fiskeriverket rapport. Finfo 2008: 2.
- Fiskeriverket. 2009a. Resurs- och miljööversikt 2009. Fiskeriverket, 205 s.
- Fiskeriverket. 2009b. Fem studier av fritidsfiske 2002–2007. Fiskeriverket rapport Finfo 2009: 1.
- Fiskeriverket. 2010. Fiskeriverkets föreskrifter om ändring i föreskrifterna (FIFS 2004: 36) om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. FIFS 2010: 6.
- Frank, K. T., Petrie B., Choi J. S. och W. C. Leggett. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308: 1621–1623.

- Hagerberg, A., Krook J. och D. Reuterskiöld. 2004. Åmansboken: vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Landskrona: Saxån–Braåns vattenvårdskomm. (<http://www.saxan-braan.se/amans/default.htm>).
- Hoffman, M., Johnsson H., Gustafsson A. och A. Grimvall. 1999. Stor kväveutlakning i 1800-talets jordbruk . Fakta jordbruk nr. 20.
- Jackson, J. B. C., Kirby M. X., Berger W. H., Bjorndal K. A., Botsford L. W., Bourque B. J., Bradbury R. H., Cooke R., Erlandson J, Estes J. A., Hughes T. P., Kidwell S., Lange C. B., Lenihan H. S., Pandolfi J. M., Peterson C. H., Steneck R. S., Tegner M. J. och R. R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629–638.
- Karås, P. 1999. Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös. Fiskeriverket rapport 1999: 6, 31–65.
- Kindström, M. 2007. What is happening to our shores? – Our actions do count, both mine and yours. BALANCE Interim Report No. 26. 28 s.
- Kipling, C. och 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. *Freshwater Biology Assessment* 39: 115–157.
- Laikre, L., Miller L.M., Palmé A., Palm S., Kapuscinski A. R., Thoresson G. och N. Ryman. 2005. Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Molecular Ecology* 14: 1955–1964.
- Lehtonen, H., Leskinen E. och R. Selén. 2009. Potential reasons for the changes in abundance of pike, *Esox lucius*, in the Western Gulf of Finland, 1939–2007. *Fisheries Management and Ecology* 16: 484–491.
- Lindroth, A. 1946. Zur Biologie der Befruchtung und Entwicklung beim Hecht. Mitteilungen der Anstalt für Binnenfisherei bei Drottningholm, Stockholm, 173 s.
- Ljunggren, L., Sandström A., Johansson G., Sundblad G. och P. Karås. 2005. Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. Fiskeriverket rapport Finfo 2005: 5.
- Ljunggren, L., Sandström A., Bergström U., Mattila J., Lappalainen A., Johansson G., Sundblad G., Casini M., Kaljuste O. och B. K. Eriksson. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea is related to an offshore system shift. *ICES Journal of Marine Sciences* 67: 1587–1595.
- Länsstyrelsen i Skåne. 2007. Våtmarksstrategi för Skåne – Fler, större, grönnare och mångsidigare. Länsstyrelsen i Skåne län Rapport 2007: 5.
- Möllmann, C., Muller-Karulis B., Kornilovs G., och M. A. St John. 2008. Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: regime shifts, trophic cascade, and feedback loops in a simple ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 302–310.
- Montén, E. 1948. Research on the biology of northern pike larvae and some related problems. Skrifter utgivna av Södra Sveriges Fiskeriförening 1: 3–38.
- Müller, K. 1986. Seasonal anadromous migration of the pike (*Esox lucius* L.) in coastal areas of the northern Bothnian Sea. *Archiv für Hydrobiologie* 107: 315–330.
- Neuman, E., Sandström, O. och K. Saulamo. 2009. Fiske i skyddsvärd marin natur – Länsstyrelsen i Uppsala län, Meddelandeserien 2009: 5.
- Nilsson, J. 2006. Predation of northern pike (*Esox lucius* L.) eggs: A possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 553: 161–169.
- Raat, A. J. P. 1988. Synopsis of Biological Data on the Northern Pike, *Esox lucius* Linnaeus, 1758. FAO, Rome, 178 s.
- Sandström, A. 1998. Variationer i årsklassstyrka hos bestånd av gädda (*Esox lucius* L., 1758) i Östersjön. Examensarbete, Umeå Universitet. 43s.
- Sandström, A., Eriksson B. K., Isæus M., Schreiber H. och P. Karås. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio*, 34: 125–130.
- Saulamo, K. och E. Neuman. 2002. Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations. Fiskeriverket rapport Finfo 2002: 9.

SMHI. 1995. Sänkta och torrlagda sjöar. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, Hydrologi Nr 62.

Spens, J. och B. P. Ball. 2008. Salmonid or nonsalmonid lakes: predicting the fate of northern boreal fish communities with hierarchical filters relating to a keystone piscivore. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1945–1955.

Urho, L. 1994. Removal of fish by predators – theoretical aspects. *Finnish Fisheries Research Institute* 9: 93–101.

Westin, L. och K. E. Limburg. 2002. Newly discovered reproductive isolation reveals sympatric populations of *Esox lucius* in the Baltic. *Journal of Fish Biology* 61: 1647–1652.

Worm, B. och H. K. Lotze. 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography* 51: 569–579.

Kapitel 2

Borger, T. 2001. Inventering av lek- och uppväxtområden för Kalmar läns kustbestånd av gädda och abborre 2001 – med inriktning på kustmynnande vattendrag. *Meddelande* 2002: 1.

Kapitel 3

Campana, S.E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series* 188: 263–297.

Craig, J.F. 1996. Population dynamics, predation and role in the community. In: *Pike Biology and Exploitation*. (Eds J.F. Craig), pp. 201–217. Chapman & Hall Fish and Fisheries Series. Chapman & Hall, London.

Elsdon, T. S., Wells B. K., Campana S. E., Gillanders B. M., Jones C. M., Limburg K. E., Secor D. H., Thorrold S. R. och B. D. Walther. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: hypotheses, assumptions, limitations and interferences. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 46: 297–330.

Engstedt, O., Stenroth P., Larsson P., Ljunggren L. och M. Elfman. 2010. Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr:Ca in otoliths. *Environmental Biology of Fishes* 89: 547–555.

Frost, W. E. 1963. The homing of charr, *Salvelinus willughbii* (Günther) in Windermere. *Animal Behaviour* 11: 74–82.

Karås, P. och H. Lehtonen. 1993. Patterns of movement and migration of pike (*Esox lucius* L.) in the Baltic Sea. *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 72–79.

Limburg, K.E., Landergren P., Westin L., Elfman M. och P. Kristiansson. 2001. Flexible modes of anadromy in Baltic sea trout: making the most of marginal spawning streams. *Journal of Fish Biology* 59: 682–695.

Miller, L.M., Kallemeyn L. och W. Senanan. 2001. Spawning-site and natal-site fidelity by northern pike in a large lake: mark-recapture and genetic evidence. *Transactions of the American fisheries society* 130: 307–316.

Müller, K. 1986. Seasonal anadromous migration of the pike (*Esox lucius* L.) in coastal areas of the northern Bothnian Sea. *Archiv für Hydrobiologie* 107: 315–330.

Olsson, J., Mo K., Florin A-B., Aho T. och N. Ryman. 2010. Genetic population structure of perch along the Swedish coast of the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*. Accepterat manuskript.

Skov, C., Brodersen J., Bronmark C., Hansson L. A., Hertonsson P. och P. A. Nilsson. 2005. Evaluation of PIT-tagging in cyprinids. *Journal of Fish Biology* 67: 1195–1201.

Vehanen, T., Hyvarinen P., Johansson K. och T. Laaksonen. 2006. Patterns of movement of adult northern pike (*Esox lucius* L.) in a regulated river. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 154–160.

Zimmerman, C. E. 2005. Relationship of otolith strontium-to-calcium ratios and salinity: experimental validation for juvenile salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 88–97.

Kapitel 4

Bry, C. 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike. In: Craig, J. F. (ed.), Pike biology and exploitation. Chapman & Hall, London. s 45–67.

Casselmann J. M. och C. A. Lewis. 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). Canadian Journal of Fisheries & Aquatic sciences 53 (suppl. 1): 161–174.

Craig, J.F. 1996. Population dynamics, predation and role in the community. In: Pike Biology and Exploitation. (Eds J.F. Craig), pp. 201–217. Chapman & Hall Fish and Fisheries Series. Chapman & Hall, London.

Cushing, D. H. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: An update of the match/mismatch hypothesis. Advances in Marine Biology 26: 249–294.

Frost, W.E. och C. Kipling. 1967. A study of the reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike *Esox lucius* L., in Windermere. Journal of Animal Ecology 36: 651–693.

Hjort, J. 1914. Fluctuation in the great fisheries of northern Europe reviewed in the light of biological research. Rapports et Proces-Verbaux des Reunions, Conseil International pour L'Exploration scientifique de la Mer Medeterranee 160: 1–228.

Jeppesen, E., Jensen J. P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L. J. och L. Jensen. 2007. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/343: 151–164.

Johnsson, T. och K. Müller. 1978. Migration of juvenile Pike, *Esox lucius* L., from a coastal stream to the northern part of the Bothnian Sea. Aquilo, Serie Zoologica 18: 57–61.

Kipling, C. och 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. Freshwater Biology Assessment 39: 115–157.

Lappalainen, A., Härmä M., Kuningas S. och L. Urho. 2008. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach. Boreal Environment Research 13: 370–380.

Lehtiniemi, M., Hakala T., Saesmaa S. och M. Viitasalo. 2007. Prey selection of the larvae of three species of littoral fishes on zooplankton assemblages. Aquatic Ecology 41: 85–94.

Montén, E. 1948. Research on the biology of northern pike larvae and some related problems. Skrifter utgivna av Södra Sveriges Fiskeriförening 1: 3–38.

Müller, K. 1986. Seasonal anadromous migration of the pike (*Esox lucius* L.) in coastal areas of the northern Bothnian Sea. Archiv für Hydrobiologie 107: 315–330.

Nilsson, J. 2006. Predation of northern pike (*Esox lucius* L.) eggs: A possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia 553: 161–169.

Ohlsson, S. 2003. Gädda kontra finträdiga alger – förmågan hos gäddornas ägg och yngel att fästa på finträdiga alger. Examensarbete 2003: Bi9. Institutionen för Biologi och Miljövetenskap. Högskolan i Kalmar.

Raat, A. J. P. 1988. Synopsis of Biological Data on the Northern Pike, *Esox lucius* Linnaeus, 1758. FAO, Rome 178 s.

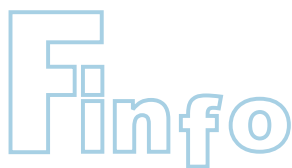
Skov, C., Jacobsen L. och S. Berg. 2003. Post-stocking survival of 0+ year pike in ponds as a function of water transparency, habitat complexity, prey availability and size heterogeneity. Journal of Fish Biology 62: 311–322.

Wright, R. M. och N. Giles. 1987. The survival, growth and diet of pike fry, *Esox lucius* L., stocked at different densities in experimental ponds. Journal of Fish Biology 30:617–629.

Kapitel 6

Alström, T. och J. Krook. 2008. Att åter skapa historiska våtmarker i Kävlingeåns avrinningsområde – möjligheter, hinder och praktiska erfarenheter. Ekologgruppen, Landskorna 34 s.

- Degerman, E. 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket, ISBN: 978-91-620-1270-0.
- Eriksson, B. K., Ljunggren L., Sandström A., Johansson G., Mattila J., Rubach A., Råberg S. och M. Snickars. 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications* 19: 1975–1988.
- Korpinen, S. och V. Jormalainen. 2008. Grazing and nutrients reduce recruitment success of *Fucus vesiculosus* L. (*Fucales: Phaeophyceae*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 437–444.
- Naturvårdsverket. 2009. Rätt våtmark på rätt plats. En handledning för planering och organisation av arbetet med att anlägga och restaurera våtmarker i odlingslandskapet. Rapport 5926.
- Moksnes, P.-O., Gullstrom M., Tryman K. och S. Baden. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117: 763–777.
- Worm, B. och H. K. Lotze. 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography* 51: 569–579.
- Kapitel 7
- Campana, S.E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series* 188: 263–297.
- Elsdon, T. S., Wells B. K., Campana S. E., Gillanders B. M., Jones C. M., Limburg K. E., Secor D. H., Thorrold S. R. och B. D. Walther. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: hypotheses, assumptions, limitations and interferences. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 46: 297–330.
- Lappalainen, A., Härmä M., Kuningas S. och L. Urho. 2008. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach. *Boreal Environment Research* 13: 370–380.
- Naturvårdsverket. 2008. Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning. "Provfiske i Östersjöns kustområden – djupstratifierat med Nordiska kustöversiktsnät" (Provfiske i Östersjöns kustområden Version 1: 2: 2008-09-11). http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/provfisk_osjon_v1_2.pdf.
- Naturvårdsverket. 2009. Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. Version 1: 0 : 2009-01-08. http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/provfisk_natlank.pdf
- Naturvårdsverket. 2010. Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning. "Elfiske i rinnande vatten" (Version 1: 5 2010-05-05). http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/...typ/.../elfiske.pdf
- Snickars, M., Sandström A., Lappalainen A. och J. Mattila. 2007. Evaluation of low impact pressure waves as a quantitative sampling method for small fish in shallow water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 343: 138–147.



är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas som utskrift mot expeditonsavgift.

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

Fiskeriverkets försöksstation

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm
Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

Fiskeriverkets forskningsfartyg

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Mimer
Ole Måns gata 14
412 67 Västra Frölunda

Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil
Utövägen 5
371 37 Karlskrona

Fiskeriverkets utredningskontor

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

Fiskeriverkets kustlaboratorium

Skolgatan 6
742 42 Öregrund

Skällåkra 71
432 65 Väröbacka

Simpevarp 100
572 95 Figeholm



FISKERIVERKET