



Vätternvårdsförbundet

**Predation på rödingrom från
signalkräftor och fisk i Vättern**



Rapport nr 108 från Vätternvårdsförbundet

Rapport nr 108 från Vätternvårdsförbundet

(Rapport 1-29 utgavs av Kommittén för Vätterns vattenvård. Kommittén ombildades 1989 till Vätternvårdsförbundet som fortsätter rapportserien fr o m Rapport 30.)

Rapport	108
Framsida	Signalkräfta (Foto: Fiskeriverket)
Utgivare	Måns Lindell (red), november 2012.
Kontaktperson	Ann-Sofie Weimarsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län. Telefon 036-395000, e-post: ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.vattern.org
Författare	Per Nyberg och Erik Degerman, Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium (nuvarande Institutionen för akvatiska resurser, SLU) Malin Setzer, Johnny Norrgård* och Tomas Jonsson, Högskolan i Skövde, *Vätternvårdsförbundet
Fotografier	Vätternvårdsförbundets arkiv (om inget annat anges)
ISSN	1102-3791
Upplaga	150 ex.
Tryckt på	Länsstyrelsen, Jönköping 2012
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.

© Vätternvårdsförbundet 2012


Förord

Det finns farhåga om att signalkräftbeståndet i Vättern kan påverka ekosystemet bl a genom att äta rödingrom och därmed minska det skyddsvärda och ansträngda rödingbeståndet. Som ett led i att bringa klarhet i frågan redovisar Vätternvårdsförbundet två studier om rödingromöverlevnad till följd av både fisk-och signalkräftkonsumtion. Den första studien genomförde dåvarande Fiskeriverket (numera Institutionen för akvatiska resurser, SLU) inomhus i tråg med kräftor och rödingrom i olika kombinationer/tätheter. Även provfisken ute på rödinglekplatser i Vättern genomfördes. Den andra studien är genomförd i fält i Vättern med rödingrom i burar med olika tillgängligheter för fisk och/eller signalkräfter inom ramen för ett doktorandarbete på Högskolan i Skövde.

Tillsammans visar de båda studierna att signalkräfter äter rödingrom om det finns tillgängligt, kräftans födoval beror i stor utsträckning på vad som serveras. Vidare kan man konstatera att vid tidpunkten för rödinglek är det ”stort kalas” i Vättern. Många arter är där och nyttjar de romkorn som inte ramlar ned och får skydd mellan stenarna; det är en alltför viktig födoresurs för att bli outnyttjad! Detta är inte förvånande utan snarare rimligt i naturens kretslopp. Frågan är om signalkräften – förutom övriga romätare – utgör en negativ faktor för återhämtningen av Vätterns rödingbestånd? Mängden rödingrom som ”tillåts” att kläckas och bli till yngel bedöms vara ett kritiskt steg i återhämtningen av det ansträngda rödingbeståndet. Slutsatserna från de båda rapporterna som här publiceras skiljer sig lite åt där den ena bedömer risken för påverkan från signalkräftans rompredation som liten i förhållande till övrig romkonsumtion medan den andra rapporten bedömer risken som högre. I liknande sjöar har introduktion av främmande arter i vissa fall varit förödande för ekosystemet och de lokala fiskstammarna. Det är således riskfyllt att laborera med naturen!

Vi kan idag konstatera att kräftorna utgör en del av ekosystemet i Vättern. Förbundet har därför både miljö-och förvaltningsmål om att kräftbeståndet ska nyttjas på bästa sätt, såväl ”ekologiskt som ekonomiskt”. Hur det låter sig göras är emellertid ännu inte helt fastställt, och utgör en prioriterad fråga i förbundet.

Den första delrapporten har möjliggjorts genom finansiering av fiskevårdsmedel till Länsstyrelsen i Västra Götaland medan den andra delen finansierats genom forskningsbidrag via Högskolan i Skövde.



Måns Lindell
Sakkunnig vattenfrågor
Vätternvårdsförbundet



Anton Hallden
Länsfiskekonsulent
Länsstyrelsen i Jönköping

Innehållsförteckning

Del 1: Predation på rödingrom från signalkräftor och fisk med speciell inriktning på Vättern

Sammanfattning	5
Inledning	6
Material och metoder	7
Kräftpredationsförsöken	7
Analyser av maginnehåll i fisk	9
Resultat	10
Kräftpredationsförsöken	10
Förlust av synliga romkorn	10
Återstående ej utvecklade romkorn samt levande och döda yngel i försöket 2004-2005	12
Återstående ej utvecklade romkorn samt levande och döda yngel i försöket 2005-2006	13
Analyserade fiskars näringsval	14
Diskussion	20
Erkännanden	25
Referenser	25

Del 2: Predation av fisk och signalkräfta på rödingrom - resultat från en fältstudie i Vättern

Sammanfattning	28
Inledning	28
Metod	30
Experimentell design	30
Statistisk analys	32
Resultat	32
Diskussion	36
Slutsats	39
Erkännanden	40
Referenser	40

Predation på rödingrom från signalkräftor och fisk med speciell inriktning på Vättern

Per Nyberg och Erik Degerman
Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium

Sammanfattning

För att studera i vilken omfattning signalkräftor äter rödingrom genomfördes under vintern 2004-2005 respektive 2005-2006 experiment i tråg i Fiskeriförsöksstationen i Älvkarleby. Eftersom frågeställningen med rompredation väckts av förekomsten av signalkräftor på rödingens lekplatser i Vättern genomfördes hösten 2005 också nätprovfisken på lekgrund och referensområden i sjön för att se om förekommande fiskarter också åt rödingrom. Samtidigt fiskades med cylindermjärdar för att fånga kräftor.

Trågexperimenten genomfördes med sten-grus som bottensubstrat. Det första året tillfördes ofiltrerat Dalälvsvatten, det andra året användes grundvatten. Rödingrommen spriddes i varje tråg och viftades ned i substratet med handen för att efterlikna hur rödinghonan begraver rommen. Försöksuppställningen var att det fanns fyra replikat av tråg; utan kräftor, med en kräfte, med två kräftor och med tre kräftor det första året. Kräftorna var ca 9-10 cm. Påföljande år fanns fyra tråg utan kräfte, sex tråg med en kräfte och sex tråg med tre kräfter. Kräftorna var mindre ca 5-7 cm. Detta för att se om mindre kräfter kunde krypa ned i substratet och äta rom. Försöken avbröts när utkläckta rödingyngel nästan förbrukat sin gulesäck.

Kräftorna åt snabbt bort synliga romkorn som låg kvar ovanpå substratet. År 2005-2006 beräknades att kräftornas predation av synliga rom stod för 27,5% av den totala romdödligheten. Det skilde signifikant i mängden överlevande yngel mellan tråg utan (69%) och med en resp. tre kräfter (42,5% resp. 33,5%). Det första året erhöles ingen signifikant skillnad i mängden överlevande yngel och besättningstäthet av kräfter, men skillnaden var signifikant påföljande år då ett större antal replikat användes.

Maganalyser på fångad fisk visade att flera arter uppehöll sig vid rödinglekplatserna och åt rödingrom. Mört, harr, abborre, lake och öring hade alla mycket rödingrom i magen.

Våra undersökningar samt litteraturdata indikerar att fiskar generellt är effektivare rompredatorer av synlig rom än kräfter. Kräfter kan däremot komma åt begrävd rom, men rimligen inte i sådan utsträckning att kräfter påtagligt förvärrar situationen för röding i Vättern genom rompredation. Speciellt som tätheten av kräfter tycks vara låg på grunt vatten (rödingens lekområden) under vintern, samtidigt som deras aktivitet är begränsad.

Inledning

Att fisk äter kräftor har länge varit ett välkänt faktum. Nilsson skrev redan 1855 i sin bok Skandinavisk Fauna att om ål sätts ut i ett vatten med ett rikt kräftbestånd så reducerar eller utrotar den kräftorna inom några år. Visserligen har några andra forskare varit av annan uppfattning under årens lopp, men Svärdson (1972) visade på ett övertygande sätt att ålen var förödande för flodkräftbestånd och visade att en avkastning på 0,22 kg ål per hektar i svenska vatten sällan tillät att ål och kräftor samexisterade. Han skrev också att abborre, lake och andra fiskarter prederade på kräftor, men att ålen var den största kräftpredatorn. Högt predationstryck från abborre menade Svärdson (*op. cit.*) kunde vara en bidragande orsak till att kräftor sällan förekom i mindre sjöar. Kräftans stora betydelse som fiskföda framgår också av att dåvarande fiskerikonsulenten i Kronobergs län (I. Josefsson) alltid motiverade sina ansökningar om bidrag till kalkningsåtgärder i slutet av 1970-talet med att vattnet blivit så surt att kräftorna inte längre reproducerade sig. Detta hade fått förödande konsekvenser för fiskbestånden, och då främst abborre, genom att ett viktigt bytesdjur minskat.

Att kräftor skulle ha någon större negativ inverkan på fiskbestånd finns betydligt mindre publicerat om. Kräftor torde sakna förmåga att fånga friska och friskimmande fiskar, men en möjlighet kan vara att de kan konsumera rom från olika fiskarter. En av anledningarna till att denna möjlighet inte uppmärksammats eller studerats torde vara att de flesta fiskarter som förekommer inom flodkräftans utbredningsområde är vårlekande och att dessa arters rom kläcker efter kort inkuberingsperiod, varför kräftorna, om de nu äter fiskrom, inte hinner göra så stor skada.

Vättern utgör dock ett stort undantag från ovan sagda och här förekommer de höstlekande arterna röding, sik, siklöja och öring tillsammans med ett, i åtminstone vissa områden, synnerligen tätt bestånd av inplanterad nordamerikansk signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*). Att frågan om den tidigare förekommande flodkräftans predation på laxfiskars rom i Vättern aldrig väckts har säkert minst två orsaker. Dels var beståndet mycket svagt och som mest fångades några hundra kilo årligen innan kräftpesten slog ut beståndet på 1930-talet och dels gjordes dessa fångster i de vegetationsrika delarna i norra delen av sjön. Dessa utgör definitivt inga lekområden för laxfiskarter.

Den mot kräftpesten motståndskraftigare signalkräftan inplanterades i den nordligt belägna Vätternviken Alsen 1969 och har även satts ut och flyttats om till många platser i egentliga Vättern sedan dess. Den yrkesmässiga fångsten ökade relativt sett rejält mellan åren 2000-2001 och 2004-2005. 2008 gjordes den största årsfångsten hittills med 146 ton (Fiskeriverket 2009). Vid kräftprovfisket i sjön 2003 förekom kräftor på 21 % av den provfiskade ytan och utifrån provfiskeresultaten beräknade man att biomassan kunde vara så hög som 3 000 ton, varav 1 400 ton över 10 cm (Ljung 2005). Motsvarande beräkning för biomassa vid senaste kräftprovfisket 2007 gav en skattad siffra på 3800 ton varav 70% var över 10 cm (Johansson 2010). Beräkningsunderlaget får dock sägas vara mycket osäkert och resultatet är helt beroende av hur stor andel av beståndet som antas fångas i ett provfiske. Konstateras kan dock att beståndet vid båda tillfällena var mycket individrikt.

Signalkräftan ockuperar till viss del andra habitat än flodkräftan. Den föredrar huvudsakligen steniga bottenar vilket inte sällan sammanfaller med rödingens lekområden. Den förekommer

också på djup ned till 50-60 m (Degerman & Nyberg 2003, Johansson 2010). Då den dessutom förefaller att vara mer kallstenoterm och fortfarande aktiv under och efter rödingens lek är det inte så konstigt att frågan om det tillväxande kräftbeståndets negativa inverkan, genom främst predation på rommen, väckts i allt högre grad. Omfattande studier har genomförts i de stora sjöarna i Nordamerika, där återutsättningsförsöken med kanadaröding till stor del varit misslyckade och där man visat att predation på rommen från fisk och två kräftarter är omfattande. Det är huvudsakligen från dessa mycket stora sjöar som man kan hitta litteraturuppgifter rörande kräftors predation på laxfiskrom. Från rinnande vatten finns svenska studier. Vid en genomgång av kräftförekomst och -täthet i mindre vattendrag förelåg inte någon signifikant korrelation av kräftor och förekommande fisktäthet (Degerman m fl 2007), trots att vissa lokaler hade kräftbestånd på över en kräfta per kvadratmeter. Våren 1999 genomfördes dessutom laborieförsök i Sötvattenslaboratoriets akvariehus för att studera signalkräftors predation på rödingrom och -yngel (Nyberg & Degerman 2003). Konsumtionen av rom var så låg som 0,2 romkorn per kräfta och dygn. Författarna (*op. cit.*) menade att det endast är i ett fåtal naturvatten med låg romdeposition och hög populationstäthet av kräftor som kräftor kan begränsa rekryteringen av laxfisk.

Fortsatta farhågor om kräftornas negativa påverkan på den hotade vätterrödingen har dock föranlett ytterligare studier. Föreliggande studie består av två delar. Dels laborieförsök i 1 m² stora tråg med och utan kräftor för att se om och i så fall i vilken omfattning signalkräftor prederade på rödingrom, dels maganalyser av de fiskar som insamlades vid de provfisken som Länsstyrelsen i Jönköpings län genomfört efter avslutad lek på ett antal rödinglekgrund samt några grund utan känd lek. Målsättningen med provfisket var att se vilka fiskarter som uppehöll sig över rödinglekgrunden och i vilka mängder de förekom och målsättningen med maganalyserna var att se vilka av de fångade fiskarterna som konsumerat rödingrom. Att vissa fiskarter generellt äter både sin egen och andra fiskarters rom är ju väl känt sedan tidigare (ex Gyllenborg 1770, Roseman m fl 2006).

Material och metoder

Kräftpredationsförsöken

Dessa utfördes under vintrarna 2004-2005 och 2005-2006 vid Fiskeriverkets försöksstation i Älvkarleby i 1 m² stora tråg. Botten var täckt med ett ca 2 dm tjockt lager av sten-grus i storlek från stenkulor upp till knytnävsstorlek. Vid försöket 2004-2005 försågs trägen med genomströmmande vatten från Dalälven och vid det senare försöket användes djupborrat, luftat grundvatten. Det första försöket genomfördes under perioden 2004-12-29—2005-05-10 och det andra året pågick försöket 2005-12-22—2006-02-13.

Vid försökets start ströddes 200 ögonpunktade rödingromkorn försiktigt ut jämnt över botten i varje tråg. Genom att vifta försiktigt med en hand i vattnet skapades strömsättning för att rommen skulle ramla ned mellan stenarna. Som framgår senare lyckades inte detta fullt ut. Rödingen i Vättern leker över så grovt bottenmaterial att den inte kan gräva ned rommen, utan honan sopar ned rommen mellan stenarna genom rörelser med stjärtfenan. Alla tråg, oavsett antal kräftor, försågs med 3 koniska keramikrör som gömslen åt kräftorna. Därefter besattes trägen med kräftor (Tabell 1). Kräftorna vägdes och längdmättes individuellt från ryggsköldens yttersta spets till stjärtspetsen. I det första försöket 2004-2005 användes vildfångade kräftor från Vättern. Dessa

utgjordes av en blandning av sannolikt 2- och 3-somriga djur, att döma av storleken (Tabell 1). Det andra försöket, 2005-2006, utfördes med 1-somriga kräftor från en extensiv odlingsdamm i Skåne. Daglig tillsyn bestod i att kontrollera att vattnet rann och att ingen kräfta dött. Om så skett ersattes denna med en ny kräfta, efter längdmätning och vägning. Vid försökets start och därefter fram till kläckning, då ynglen borrar ned sig i substratet, räknades antalet synliga romkorn över trågets halva yta. Vid det första försöket genomfördes räkningen vid tre tillfällen, 1 dygn efter försökets start, efter 11 dygn samt efter 32 dygn och i det andra försöket 1 gång i veckan fram till dess att rommen kläckt och ynglen krupit ned i bottensubstratet. Samtidigt noterades om kräftorna låg inne i sina gömslen, eller var ute och kröp på botten. Som alternativ föda till rödingrom erbjöds kräftorna 5-10 djupfrysta gröna ärtor. Ej uppätta ärtor avlägsnades 1 gång i veckan och ersattes med nya. Nya ärtor fylldes också på så snart de gamla var uppätta.

Försöket avbröts när merparten av rödingynglens gulesäck var förbrukad, men innan ynglen hunnit dö av svält. De bedömdes då också vara så simkunniga att de svårigen kunde fångas av kräftorna.

Tabell 1. Försöksuppställning vid de två försöken. Antal tråg (1 m²) med olika antal kräftor angivet.

År/antal kräftor	0 kräftor	1 kräfta	2 kräftor	3 kräftor
2004-2005				
Antal replikat	4	4	4	4
Kräftlängd (mm)		93-100	90-102	84-98
Medelbiomassa (g)	0	29,3	57,0	80,0
2005-2006				
Antal replikat	4	6		6
Kräftlängd (mm)		62-70		49-64
Medelbiomassa (g)	0	8,9		15,2

Då försöket avbröts plockades stenmaterialet försiktigt ur trågen vid oförändrat vattenstånd. Därefter sänktes vattenståndet och trågen fylldes delvis med nytt klart vatten, varpå vattenståndet sänktes ytterligare och rödingynglen hävdades ur och räknades. Därvid skiljdes på outvecklade romkorn och levande respektive döda yngel. Vissa av de döda ynglen såg helt nydöda ut och kan ha kommit till skada då försöken bröts, medan andra gav ett intryck att de kan ha varit döda en lite längre tid.

Vid jämförelse av mängden återstående rödingyngel (levande och döda samt utvecklade romkorn) med Anova, transformerades data för att anpassa till en normalfördelning och minimera skillnader i varianser. Andelsdata transformerades med Arcsin, antalsdata vid behov med Log-10. Tester genomfördes med GLM-Anova med SPSS version 14.0.

I det första försöket uppstod till en början problem med viss dödlighet hos kräftorna. Dessa hade sumpats en längre tid i Vättern innan försökets start och kan därför ha varit svältfödda och försvagade. Genom att kräftor fanns i överskott kunde nya kräftor sättas in i trågen så snart någon dött. Relativt kort tid efter försökets start hämtades dock nyfångade kräftor från samma sjö, varvid problemen med dödlighet upphörde. Under det andra årets försök uppstod aldrig dessa problem.

Vid försöket 2004-2005 användes, som nämnts, ofiltrerat Dalälvsvatten, som är mycket brunt och rikt på organiskt material (humusämnen). Detta orsakade ett problem och en misstanke. Problemet bestod i att vattnet var så brunt att det var svårt att observera och räkna de romkorn som blivit liggande synliga uppe på stenar och därför lättåtkomliga för kräftorna. I de tråg som saknade kräftor sedimenterade humusen, i ett till slut några millimeter tjockt lager ovanpå stenarna, medan stenarna i alla tråg som innehöll en kräfta eller mer var helt rena. Sannolikt hade kräftornas krypande på botten medfört att humusen transporterats ned mellan stenarna. Det är inte sannolikt att kräftorna skulle ha ätit upp några större mängder humus. Eftersom vattnet tillfördes ytligt, som vid traditionell fiskodling, och grus-/stenbädden var omkring 2 dm tjock uppstod en misstanke att det organiska materialet skulle kunna orsaka låga syrgashalter nere bland stenarna vid sin nedbrytning och därmed ökad dödlighet på rödingrommen. Av dessa två skäl ersattes Dalälvsvattnet med luftat grundvatten, som saknar humusinhåll, vid försöken 2005-2006.

På grund av den stora variationen i dödlighet, oavsett antal kräftor, vid det första försöket 2004-2005 optimerades förutsättningarna för resultatutvärderingen och de statistiska beräkningarna av försöken 2005-2006, genom att de 16 tillgängliga trägen disponerades på annat sätt och bara två kräfttätheter (1 respektive 3 kräftor) användes (Tabell 1). Vid de två årens försök användes också kräftor av olika storlek och ålder. Det första året användes kräftor som var ca 9-10 cm och sannolikt 2- och 3-somriga och i det andra försöket ensamriga ungar i storlek ca 5-7 cm.

Analyser av maginnehåll i fisk

Under rödingleden i Vättern 2005 genomfördes provfiskeri i Länsstyrelsens i Jönköping regi (Johnny Norrgård opublicerat) med grovmaskiga nät för att se på vilka kända rödinglekplatser som lek fortfarande förekom. På tre av de lokaler där rödinglek observerats och lekmogen röding fångats, genomfördes också provfiskeri med översiktsnät. Samtidigt fiskades på ytterligare fyra lokaler där ingen lek antogs ha skett och som då avsågs utgöra referenser till lekplatserna. Provfiskena utfördes omedelbart efter avslutad rödinglek. På varje lokal fiskades med 4 översiktsnät typ Norden under 1 natt och samtidigt utfördes ett kräftprovfiske med 10 cylindermjårdar. Följande platser provfiskades: 2 lokaler i Kärraviken i sjöns nordostligaste del, en lekplats och en referens, Bästholmen i sjöns norra del som också kom att utgöra ytterligare en referens till lekplatsen i Kärraviken, Stava (lekplats) efter den östra stranden nordost om Visingsö, Girabäcken, omkring 8 km söder därom som referens samt Rosenlundsgrundet och Rosenlundsbankarna i södra delen av sjön, lekområde respektive referenslokal.

Hela fångsterna, utom levande röding, längdmättes och vägdes och magarna togs till vara för analys. Analysen utfördes i stereomikroskop och de olika bytesorganismerna artbestämdes så långt det var möjligt eller ansågs meningsfullt. Målsättningen med analyserna var ju i första hand att få en uppfattning i vad mån de fångade individerna förtärt rödingrom. Bytesdjurens antal räknades och respektive djurs volymsandel av det totala innehållet i magen uppskattades. Därefter beräknades medelandelens av respektive bytesdjur per fiskart (medelvolymsprocent) och provfiske-lokal.

Resultat

Kräftpredationsförsöken

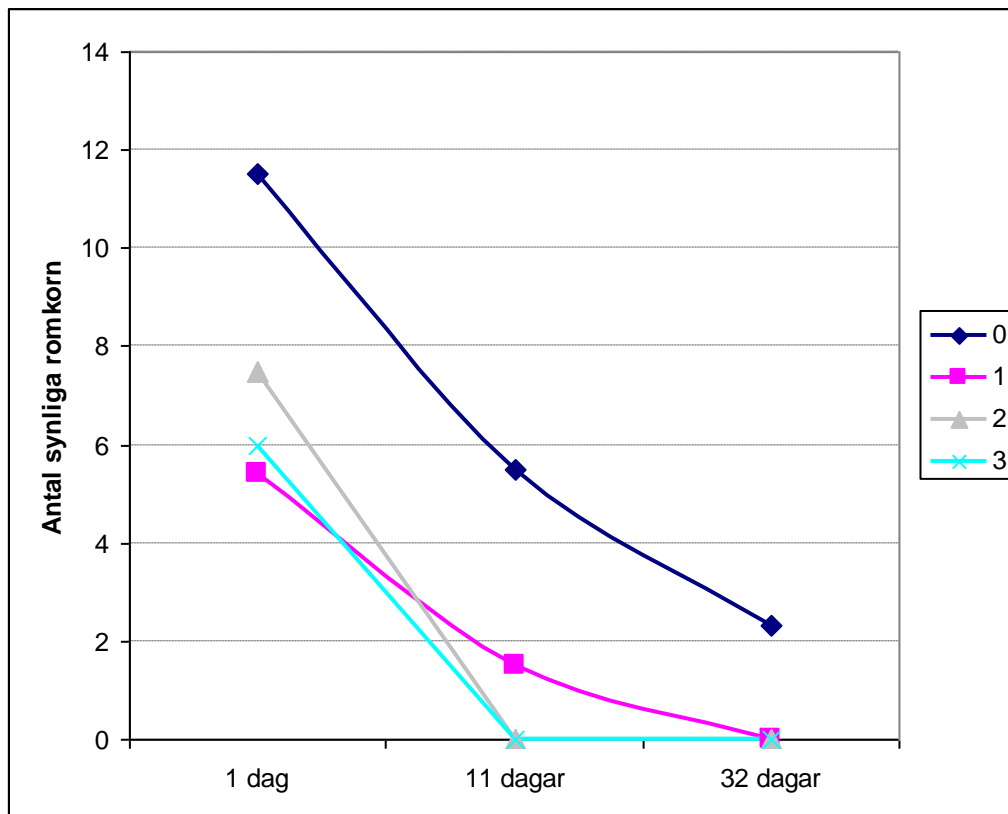
Under det första årets försök, då Dalälvsvatten användes, var vattentemperaturen till en början 0,1-0,2 °C, men ökade snabbt med start i månadsskiftet mars-april och var 9,8 °C, då försöket avbröts den 10 maj. Grundvattnet, som användes vid det andra årets försök, höll en stabil temperatur på 7,2-7,3 °C under hela försöksperioden. Det betydligt varmare vattnet under försöksperioden 2005-2006 medförde naturligtvis att rödingrom och -yngel utvecklades mycket snabbare och försöket avbröts detta år den 13 februari, omkring 3 månader tidigare än föregående år.

Förlust av synliga romkorn

Resultatet av det första årets försök var något osäkra, då det blev allt svårare med tiden att se romkornen i det bruna vattnet. Mängden synliga romkorn skiljde inte beroende på mängden kräftor (0-3 st) vid första räkningen, som skedde dagen efter försökets start (Anova, $df=3$, $F=1,6$, $n=16$, $p=0,24$). Vid andra och tredje räkningstillfället var det emellertid signifikant lägre mängd synliga romkorn i trägen med kräftor (tvåvägs Anova med mängd kräftor (0-3) och period (1-3) som fixa faktorer, $df=5$, $F=19,7$, $n=48$, $P<0,001$) (Figur 1). Sätter man in befintliga data i en multipel linjär regression kan man prediktera att alla romkorn skulle ha varit borta efter en dag om det funnits sex kräftor i träget.

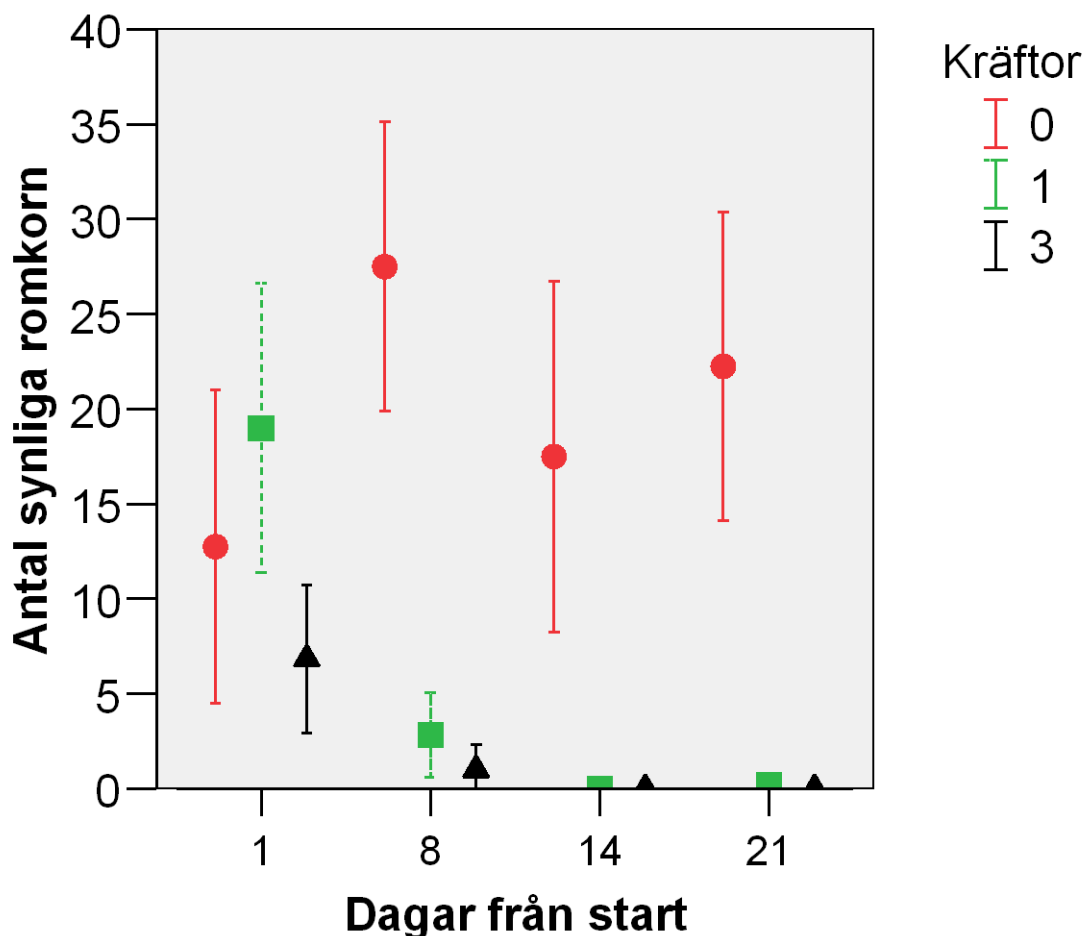


Rödinglek i Huskvarna hamn. Foto Klas Balkhed.



Figur 1. Medelantal synliga romkorn på substratet i trågen (1 m²) med olika besättningstäthet (0-3) av kräftor vid försöken år 2004-2005.

I det andra försöket, dvs. år 2005-2006, räknades mängden synliga romkorn över halva trågets yta med cirka en veckas mellanrum fram till den 19 januari (28 dagar efter försöksstart). Då började rommen kläckas, varvid synliga nykläckta yngel, sökte sig ned i bottenstratet och försvann. Romkornen ovanpå substratet eliminerades snabbt i trågen med kräftor (Figur 2). Minskningstakten (%) skiljde inte mellan tråg med en respektive tre kräftor. Den var 87 % på åtta dagar i tråg med en kräfta och 85 % i tråg med tre kräftor. Efter 14 dagar fanns ingen synlig rom i tråg med kräftor. I trågen utan kräftor noterades som mest 27,5 romkorn i genomsnitt (efter åtta dagar) på den kontrollerade ytan, d v s 0,5 m². Om samma antal hamnat ovanpå substratet i trågen med kräftor kan man beräkna att 27,5 % av den totala dödligheten berodde på att kräftorna åt upp de romkorn som hamnat synliga uppe på stenarna. Variationen av mängden synlig rom i trågen utan kräftor indikerar att romkornen var svåra att se.



Figur 2. Medelantal synliga romkorn ovanpå substratet i de tre olika behandlingarna (utan kräftor, en kräfta resp. tre kräftor per tråg) år 2005-2006.

Återstående ej utvecklade romkorn samt levande och döda yngel i försöket 2004-2005

Mängden återstående romkorn, levande och döda yngel skiljde signifikant med respektive utan kräftor (Anova, log10-transformerade data, $df=1$, $F=8,013$, $n=16$, $p=0,013$). I tråg utan kräftor återstod i medeltal 117 romkorn/yngel och i tråg med kräftor 52 romkorn/yngel (Tabell 2). Det förelåg dock stora variationer inom respektive grupp.

Tabell 2. Antal romkorn/yngel vid försökets avslutning år 2004-2005.

	Medel (+/SE)	n
Tråg utan kräftor	117,0 (62,4)	4
Tråg med kräftor	52,4 (29,3)	12

Däremot förelåg inga signifikanta skillnader i mängd återstående rom/yngel vid försökets avslutning beroende på antalet kräftor i trågen (Anova, $df=3$, $F=2,58$, $n=16$, $p=0,10$).

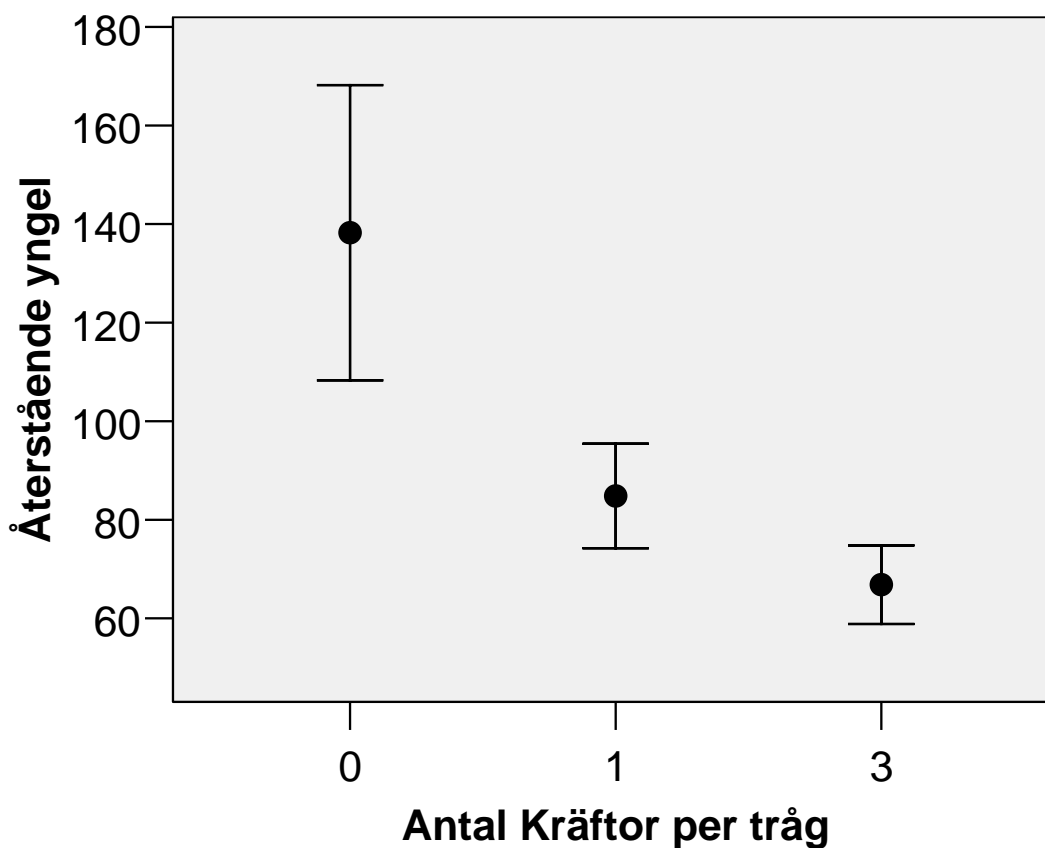
Återstående ej utvecklade romkorn samt levande och döda yngel i försöket 2005-2006

Då försöket avbröts räknades på samma sätt de återstående levande ynglen, de döda romkorn/yngel samt de svällda romkorn som påträffades (Tabell 3). I trågen utan kräftor återstod i medeltal 138 rödingar, d v s 69 % av inlagd rommängd, i tråg med en kräfta återstod 85 (42,5 %) och i tråg med tre kräftor 67 rödingar (33,5 %) (Figur 3). Skillnaden mellan de tre grupperna var signifikant (Anova, $F_{(2,13)}=41,2$, $p<0,001$; Post-Hoc Student-Newman-Keuls $p<0,05$).

Antalet återstående levande yngel var 100 i tråg utan kräftor, 52 i tråg med 1 kräfta och 46 i tråg med 3 kräftor (Tabell 3). Trågen utan kräftor hade signifikant fler överlevande yngel än de med kräftor, som inte skiljde signifikant sinsemellan (Anova, $F_{(2,13)}=23,7$, $p<0,001$, $r^2=0,79$; Post-Hoc Student-Newman-Keuls $p<0,05$).

Tabell 3. Levande, döda yngel/rom samt svällda romkorn då försöket avbröts.

Antal Kräftor	Levande yngel		Döda yngel/rom		Svälld rom		Totalt kvar		Antal prov (n)
	medel	S.E.	Medel	S.E.	Medel	S.E.	Medel	S.E.	
0	99,8	2,2	35	8,4	3,5	1,4	132,8	9,4	4
1	52,3	4,9	30,8	3,2	1,7	0,6	84,8	4,2	6
3	46,3	1,4	18,3	2,3	2,2	0,5	66,8	3,1	6

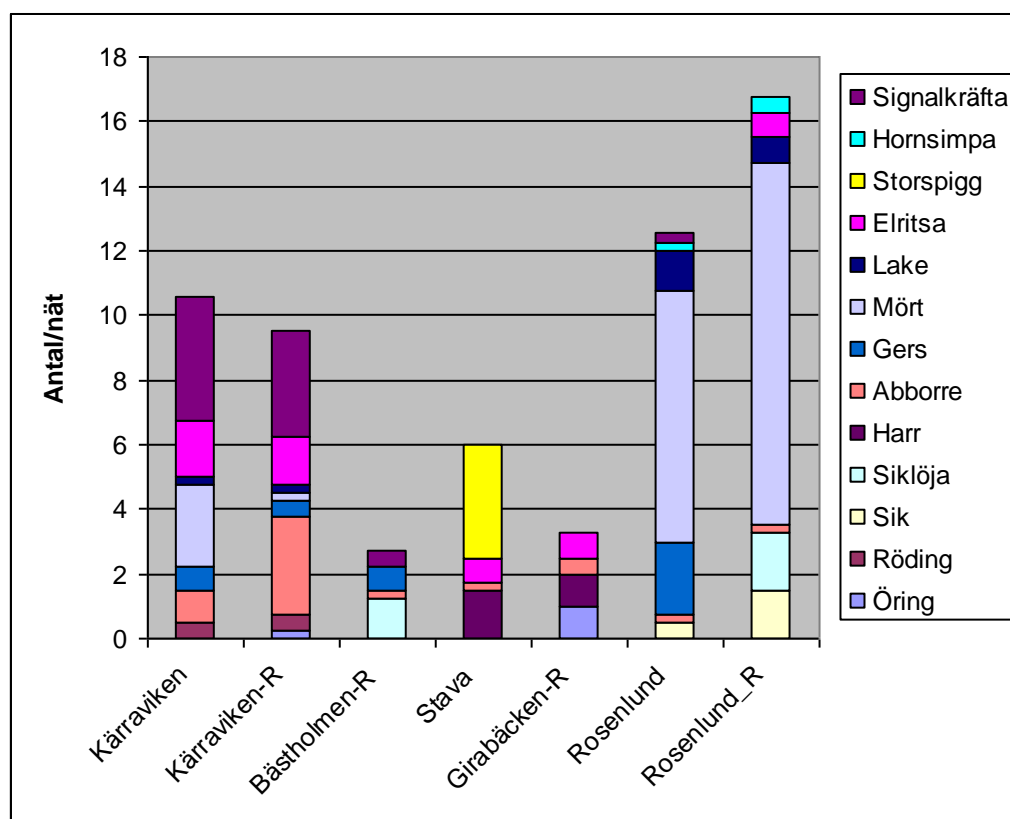


Figur 3. Antal återstående rödingyngel (levande och döda) vid försökets avbrytande avsatt mot mängden kräftor i trågen vid försöket år 2005-2006. Medelvärde och 95%-konfidensintervall angivet.

Antalet återstående rödingar som utgjordes av döda yngel/romkorn minskade med ökad mängd kräftor (Tabell 3), men det förelåg inte signifikanta skillnader mellan de tre olika behandlingarna (Anova, $F_{(2,13)}=3,6$, $p<0,06$; Post-Hoc Student-Newman-Keuls $p=0,09$).

Analyserade fiskars näringsval

Sammanlagt fångades 11 fiskarter plus signalkräfta. Antal fångade fiskarter var störst (7 arter) på lokal Kärraviken referens, följt av lokal Kärraviken och de båda lokalerna i söder (Rosenlundsgrundet och Rosenlundsbankarna) med 6 arter (Tabell 4). Fångstens artsammansättning i Vättern var klart avvikande från vad man vanligtvis fångar på grunt vatten sommartid, genom att såväl storspigg, hornsimpa och harr fångades (Figur 4).



Figur 4. Fångst per nätansträngning av förekommande fiskarter i respektive område. R avser referensområde, övriga utgör lekområden för röding.

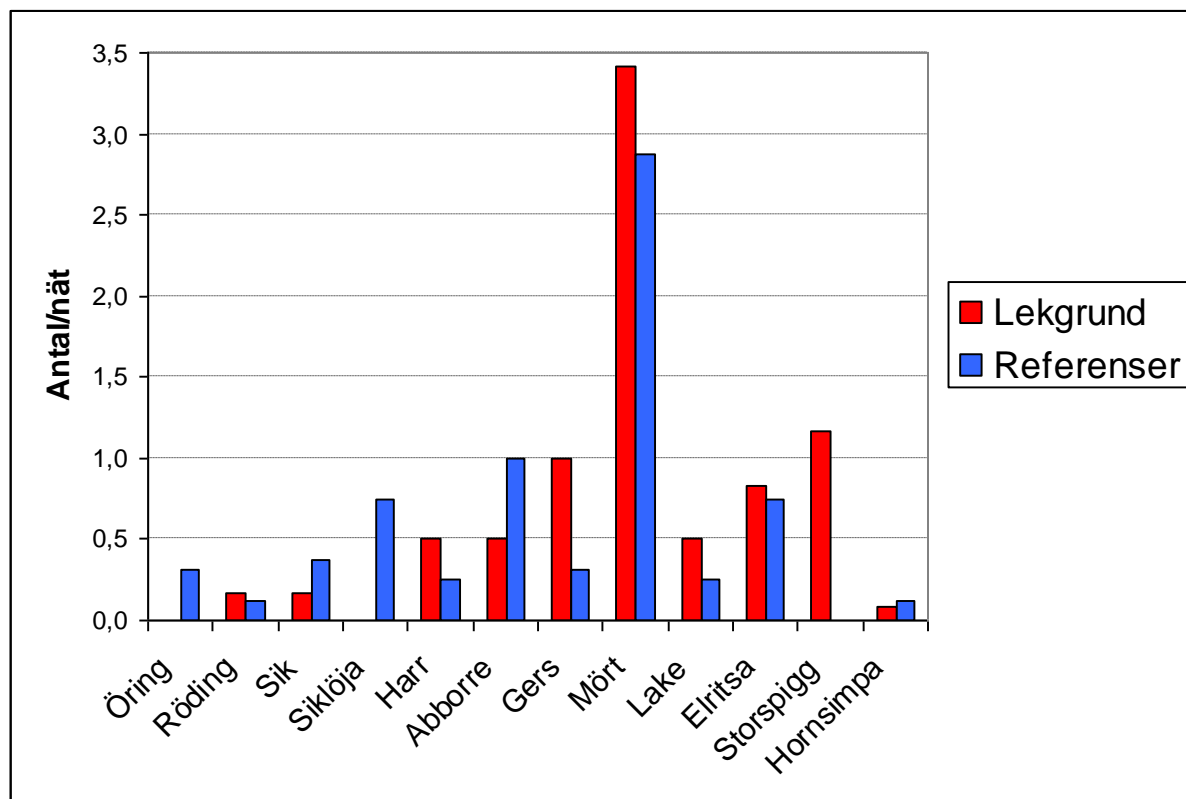
Fångsten, uttryckt som antal individer per nät och natt, var låg eller mycket låg på alla stationer, utom möjligen på de två lokalerna på Rosenlundsgrundet, där mört utgjorde den individrikaste arten i fångsten (Figur 4). I övrigt fångades endast enstaka individer eller ännu mindre av varje art per nät. Signalkräftor fångades i näten på 4 av de 7 provfiskade stationerna (Tabell 4). Öring och siklöja påträffades enbart i referensområdena och storspigg enbart i lekområden, eljest var det små skillnader. Vid en jämförelse mellan kräftfångsten på lokaler där rödinglek konstaterats och lokaler som ansågs utgöra referenser, fanns ingen påtaglig skillnad i fångst (Figur 5). Medelfångsten av signalkräfta var 1,37 per mjärdsnatt i lekområdena och 0,95 i referensområdena, denna skillnad var inte statistiskt signifikant (Anova).

Tabell 4. Fångst per ansträngning (antal/vikt (gr) per nät) vid nätprovfisket på de 7 lokalerna.

Lokal

Art	Kärraviken	Kärra viken, ref	Bästholmen, ref
Öring		0,25/32	
Röding	0,5/637,5	0,5/207	
Siklöja			1,25/29,8
Abborre	1,0/44,25	3,0/111	0,25/0,8
Gers	0,75/11,8	0,5/8,3	0,75/8,0
Mört	2,5/207,6	0,25/70,8	
Lake	0,25/27,5	0,25/15,5	
Elritsa	1,75/5,25	1,5/3,8	
Signalkräfta	3,8	3,3	0,5
Totalt fisk	6,75/934	6,25/448,3	3,25/38,5

Lokal	Stava	Gira-	Rosenlunds-	Rosenlunds-
Art		bäcken, ref	grundet	bank, ref
Öring		1,0/1597		
Sik			0,5/301,5	1,5/346,6
Siklöja				1,75/39,8
Harr	1,5/302,7	1,0/304		
Abborre	0,25/2,3	0,5/15,3	0,25/2	0,25/36,5
Gers			2,25/33,5	
Mört			7,75/912,5	11,25/1041,8
Lake			1,25/158,8	0,75/69,5
Elritsa	0,75/4,5	0,75/4,5		0,75/2,8
Storspigg	3,5/7,0			
Hornsimp			0,25/2,0	0,5/1,25
Signalkräfta			0,3	
Totalt fisk	6,0/310,3	3,25/1920,8	12,25/1410,3	16,75/1540,9



Figur 5. Fångsten per nätansträngning av olika arter på lek- (n=3) respektive referensområden (n=4).

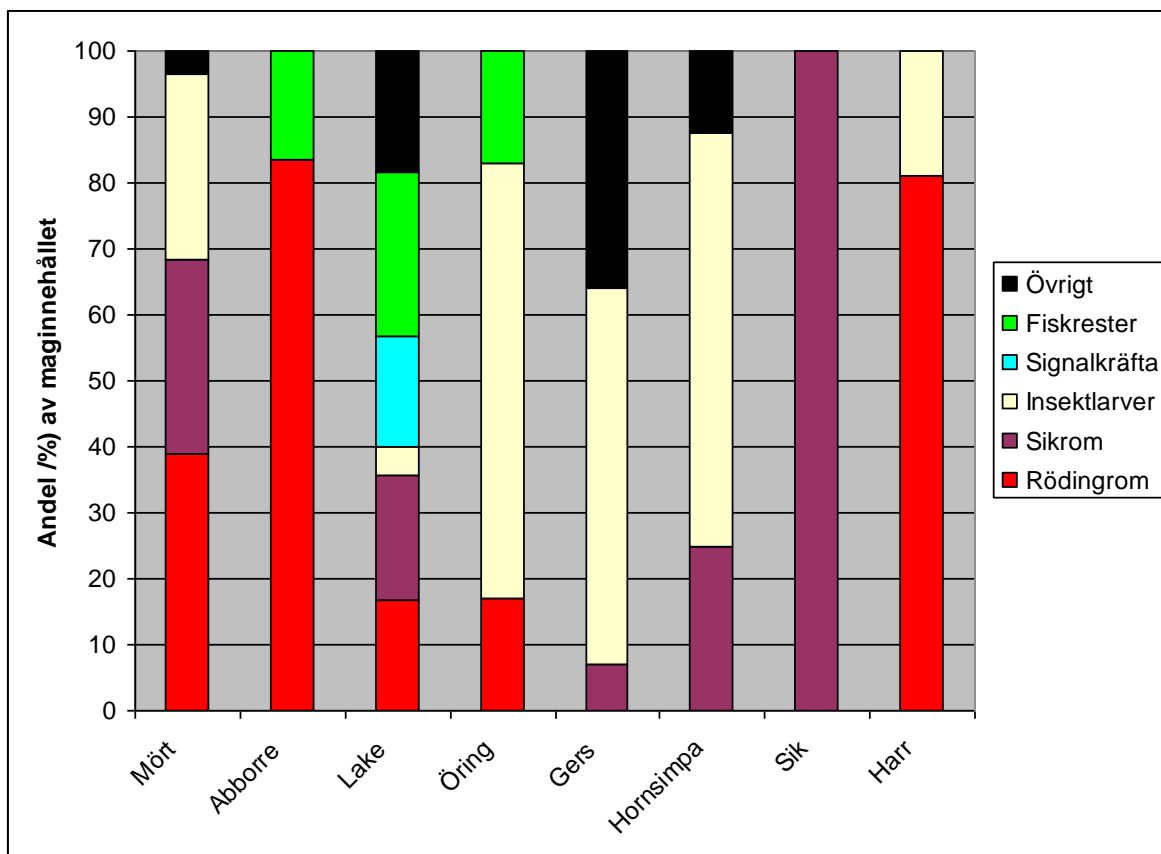
Vid lokal Bästholmen (referens) fångades siklöja, gers och ensamriga abborrningar. Alla individer samt samtliga fångade elritsor och storspigg var innehöll rester av planktiska och bottenlevande kräftdjur på alla lokalerna.

Mört är en karpfisk, som är försedd med svalgbenständer i svalget, vilken vanligtvis smular sönder bytena. Detta brukar i avsevärd grad försvåra identifikationen av maginnehållet. Till stor del gick det dock lätt att identifiera intakta romkorn från arter som röding och sik. Mört som fångades i norra delen av sjön (Kärraviken och Kärraviken ref) hade till 50 respektive 67 % förtärt rödingrom (Tabell 5). Om man därtill adderar den karotenoidfärgade massa, som med synnerligen stor sannolikhet var söndermosade rödingromkorn, utgjordes maginnehållet till 75 % av rödingrom i de 8 mörtar som analyserades från lekplatsen i Kärraviken. I övrigt bestod maginnehållet av insektslarver och svåridentifierbara rester. I de mörtar som fångades på Rosenlundsgundet (lekplats och referens) utgjordes maginnehållet till 6 respektive 7 % av identifierbara sikromkorn. Dessutom utgjordes 61 respektive 57 % av en gulaktig massa, som med säkerhet också var sikrom (Figur 6). Även här bestod resterande maginnehåll av insektslarver (Tabell 5).

Större abborrar fångades bara på de två lokalerna i Kärraviken (Tabell 6). Maginnehållet utgjordes till 100 respektive 67 % av rödingrom och vid referensområdet påträffades även fiskrester (33 %) (Tabell 5) (Figur 7).

Tabell 5. Näringsval, uttryckt som medelvolymsprocent av det totala maginnehållet, hos undersökta fiskarter. R avser referensområde.

Mört	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	MEDEL
Rödingrom	50	67		6	7	32,5
Sikrom	0	0		0	0	0,0
Karotenoidfärgad massa	25	0		0	0	6,3
Gulaktig massa	0	0		61	57	29,5
Insektslarver	24	20		33	36	28,3
Övrigt	1	13		0	0	3,5
Abborre	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	
Rödingrom	100	67				83,5
Fiskrester	0	33				16,5
Lake	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	
Rödingrom	50	0		17	0	16,8
Sikrom	0	0		0	75	18,8
Signalkräfta	50	0		17	0	16,8
Insektslarver	0	0		17	0	4,3
Övriga kräftdjur	0	0		44	25	17,3
Fiskrester	0	100		0	0	25,0
Övrigt	0	0		5	0	1,3
Öring	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	
Rödingrom		0	34			17,0
Insektslarver		100	33			66,5
Fiskrester		0	33			16,5
Gers	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	
Sikrom		0		14		7,0
Insektslarver		100		14		57,0
Övriga kräftdjur		0		57		28,5
Övrigt		0		15		7,5
Hornsimpa	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	
Sikrom				50	0	25,0
Insektslarver				50	75	62,5
Övriga kräftdjur				0	25	12,5
Sik	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	
Sikrom					100	100,0
Harr	Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Rosenlund	Rosenlund-R	
Rödingrom			81			81,0
Insektslarver			19			19,0



Figur 6. Medelvolymsprocent av maginnehåll för samtliga undersökta fiskar, dvs. alla områdena sammantaget. Observera att för mört har karotenoidfärgad massa antagits vara rödingrom och gul massa antagits vara sikrom (se text).

Abborre
(180 mm, 57 g)



Figur 7. En abborres maginnehåll som uteslutande utgjordes av rödingrom. Fångad i Kärraviken 2005-11-23.

Tabell 6. Antal analyserade individer, dvs. med maginnehåll, (och längder, mm) från de olika områdena. R avser referensområde

ART		Kärraviken	Kärraviken-R	Stava	Girabäcken-R	Rosenlund	Rosenlund-R
Mört	- antal	8	2			12	7
	- längd	181-214	191-270			178-253	193-274
Abborre	- antal	3	3				
	- längd	131-207	130-227				
Lake	- antal	1	1			5	3
	- längd	257	228			177-325	260-271
Öring	- antal		1		3		
	- längd		260		140-227		
Gers	- antal		2			7	
	- längd		111-125			102-130	
Hornsimp	- antal					1	2
	- längd					60	57-65
Sik	- antal						2
	- längd						328-513
Harr	- antal			5			
	- längd			265-350			

Lakar med maginnehåll fångades på samma fyra lokaler som mört. Lakarna från Kärravikens lekplats hade ätit till lika delar rödingrom och signalkräftor, medan laken från referensområdet innehöll fiskrester. På Rosenlundsgrundets lekplats innehöll de fem analyserade magarna i genomsnitt 17 % rödingrom, lika mycket signalkräftor och insektslarver samt övriga kräftdjur (44 %). Lakarna från referensområdet hade 75 % av sina magar fyllda med sikrom och resten utgjordes av övriga kräftdjur (Tabell 5).

Öring fångades bara vid lokal Kärraviken referens och Girabäcken referens (Tabell 6). På den förstnämnda lokalen hade den enda analyserade örningen ätit fisk och på den andra lokalen var maginnehållet mixat och bestod till lika delar av rödingrom, insektslarver och fisk (Tabell 5). Förekomsten av rödingrom var förvånande då röding enligt uppgift ej leker på platsen.

Gers fångades vid Kärraviken referens och på Rosenlundsgrundet. Vid den norra lokalen hade de två gersarna uteslutande ätit insektslarver och på Rosenlundsgrundet bestod dieten av insektslarver (14 %), kräftdjur (57 %), sikrom (14 %) och oidentifierbara rester (15 %) (Tabell 5).

Hornsimp fångades i de två lokalerna vid Rosenlundsgrundet och – bankarna (Tabell 6). De två hornsimporna från referensområdet hade ätit insektslarver och kräftdjur, medan den enda analyserade magen från lekområdet innehöll till lika delar sikrom och insektslarver (Tabell 5).

Sik fångades bara vid lekgrundet och referensområdet på Rosenlundsgrundet och de två som hade innehåll i magen (från referensområdet) hade uteslutande ätit sikrom (Tabell 5).

Harr hade maginnehåll enbart från ett område (Stava). I de fem harrar som analyserades bestod maginnehållet i genomsnitt till 81 % av rödingrom och resten utgjordes av insektslarver (Tabell 5). Det var inte möjligt att analysera maginnehållet på de fångade kräftorna.

Diskussion

Försökens genomförande varierade något mellan de båda åren. Vintern 2004-05 användes vildfångade kräftor från Vättern i storlek 84-102 mm och det andra året naturdammsuppfödda ensamriga kräftungar i storlek 49-70 mm. Att mindre kräftor användes i försöket 2005-06 berodde på en misstanke att mindre kräftor skulle ha större möjlighet att krypa ned i springor mellan stenarna och komma åt där liggande romkorn. En viss tendens till ökad romdödlighet under försöket 2005-06 förelåg också (Tabeller 2 och 3), men denna var inte signifikant. Till den ökade dödligheten kan, förutom kräftornas litenhet, också bidra att det luftade grundvattnet hade betydligt högre temperatur i början av försöket än det kalla Dalälvsvattnet. Detta påverkar självklart kräftornas aktivitet och födokonsumtion. Genom att viss dödlighet hos kräftorna uppstod 2004-05 kan också predationstrycket ha varit något lägre detta år, även om döda kräftor omedelbart ersattes med levande.

Vid försöken var biomassan av kräftor 8,9-80 g/m². Detta kan jämföras med den skattade biomassan av kräftor i Vättern på 0-23 g/m², med stora områden med en biomassa av 8-13 g/m² (Johansson 2010). På rödinglekplatserna var biomassan vid provfiske i augusti 2007 6 g/m². Detta innebär att försöksuppställningen skett med rimlig till hög biomassa av kräftor för att efterlikna naturliga förhållanden.

I försöken 2004-05 återfanns i medeltal 117 ägg/yngel i de kräfttomma trågen, och 52,4 ägg/yngel i medeltal i de 12 tråg, där 1-3 kräftor satts in. Man kan då beräkna att dödligheten varit 55% högre i de tråg där kräftor förekom (Tabell 2). I försöken 2005-06 återfanns i medeltal 132,8 yngel/ägg då försöket avbröts och i trågen med 1 kräfta i medeltal 84,8 yngel/ägg samt i trågen med 3 kräftor i medeltal 66,8 yngel/ägg (Tabell 3). Man kan då beräkna att dödligheten varit 36% större med en kräfta närvarande och 50% högre i trågen med 3 kräftor jämfört med de tråg som inte hyste några kräftor.

Om man i försöket 2005-06 beräknar att 132,8 (Tabell 3) ägg/yngel återfanns i trågen utan kräftor då försöket avbröts och att i medeltal som mest 27,5 romkorn observerades ovanpå stenarna på halva trågens ytor i de tråg som saknade kräftor, dvs 55 ägg på hela ytan, så kan man uppskatta att upp till 41% av dödligheten kan ha berott på konsumtion av rom som blivit liggande synliga. Detta är uppenbarligen en överskattning, eftersom den totala dödligheten var 36% högre i trågen med 1 kräfta. Uppskattningen ger ändå en antydning om att det kanske i första hand är ägg som blev liggande ovanpå substratet som förtärdes. Att kräftorna snabbt konsumerade dessa är inte förvånande. De är stora (ca 4 mm), näringsrika och kraftigt karotenoidfärgade och därför mycket lätta för fisk att upptäcka särskilt i Vättern, där vattnet är klart.

Kräftfångsten vid provfiske med kräftmjärdar som genomfördes på samma lek- respektive referenslokaler skiljde sig inte signifikant inom respektive typ av lokal, dvs ingen anlockningseffekt av rödingrommen på kräftorna kunde detekteras. Däremot var det signifikanta skillnader i fångst av kräftor mellan de nordliga och sydliga lokalerna och betydligt mer kräftor i de nordliga lokalerna, vilket var väntat (Degerman & Nyberg 2003, Ljung 2005).

Kräftornas predation på rödingrommen i försöken är svåra att översätta till naturliga förhållanden. I Vättern leker rödingen över bottensubstrat som utgörs av sten i storlek som ”valnötter-knytnävar-barnahuvuden, varjämte ofta stora bumlingar också finnas” (Ekman 1996). I de an-

vända trågen kunde inte så stora stenar användas av utrymmeskäl och kanske medförde detta att romkornen i mindre utsträckning rullade ned mellan stenarna än om bottenmaterialet varit grövre. Själva ”lekbeteendet” var dock likartat med rödingens. Då rödingen leker naturligt över så grovt bottenmaterial kan inte honan gräva ned sin rom på det sätt som öring och lax gör, utan honan mera sopar ned romkornen mellan stenarna med stjärtenan (Fabricius och Gustavsson 1953). Detta beteende imiterades genom att försiktigt röra en hand över stenbädden och därigenom skapa svaga vattenströmmar.

Provfiskena med översiktsnät (typ Norden) genomfördes direkt efter avslutad lek. Sammanlagt fångades 11 olika fiskarter samt signalkräfta i referensområdena (lake, harr, gers, elritsa, abborre, öring, hornsimpa, siklöja, sik, röding och mört). Samma antal fångades på lekgrunden. Enda skillnaden var att siklöja inte fångades på lekgrunden, där i stället storspigg utgjorde den elfte arten (Johnny Norrgård opublicerat). Antalsmässigt dominerades fångsten överraskande av mört som utgjorde 30% respektive 35% av individantalet på referensområden och lekgrund. Kräfter var näst vanligast och utgjorde 24 respektive 13% i de olika områdena. Antal fångade arter skiljde sig inte åt i jämförelse med provfisken som utförts i augusti 2004 (muntligen Johnny Norrgård). Däremot var fångsten per nät mycket lägre vid provfisket på lekgrunden på senhösten på grund av den låga vattentemperaturen (*op. cit.*). Flest arter fångades på de nordliga och sydliga lokalerna, vilket avspeglar lite näringsrikare förhållanden. Detta framgår också av att det bara var på dessa lokaler som mört fångades (Tabell 4). De övriga och artfattiga lokalerna är också mer exponerade, vilket gör att fiskfaunans sammansättning avvek från de andra fyra lokalerna.

Det är uppenbart att fisken antingen migrerar eller så har rödinglek förekommit på några av de lokaler som klassats som referensområden. Rödingrom påträffades sålunda i abborr- och mörtmagar från Kärraviken referens, samt i öring från Girabäcken referens (Tabell 5).

Det analyserade antalet individer av respektive art är litet och då födointaget torde ha varit ganska lågt med tanke på den låga vattentemperaturen, så var antalet individer som hade mat i magen synnerligen litet för vissa arter. Resultatet är trots detta tämligen entydigt, då födovallet var ganska likartat hos flertalet individer inom samma art. Av de analyserade arterna var det endast de småvuxna arterna storspigg och elritsa som inte hade antingen sik- eller rödingrom eller båda i magen. Det är som nämnts inledningsvis mycket vanligt att såväl den lekande arten som andra arter prederar på rom. Roseman m fl (2006) fann t ex att hela 12 olika fiskarter hade rom av den amerikanska gösen (*Sander vitreus*) i magarna. De konstaterar att vid förlängd inkuberingstid fram till kläckning kan potentialen för romförluster genom predation öka. På samma sätt fann Yu m fl (2002) att 11 olika fiskarter hade rom av den kinesiska stören i magen nedanför en damm i Yangtze-floden i Kina. Johnson och Ringler (1979) skriver att rommen från en stillhavslax (*Oncorhynchus tshawytscha*) utgjorde minst 90% av dieten hos fyra andra strömlevande laxfiskarter under oktober i ett biflöde till Lake Ontario. Den enda fiskart vars rom inte tycks vara utsatt för predation från andra fiskarter är abborre. Detta kan möjligen bero på att den är osmaklig, för den tycks inte vara giftig (Newsome och Tompkins 1985).

Överraskande nog hade inte gers ätit rödingrom, men väl sikrom, möjligen beroende på att gersarna var för små för att kunna gäpa över ett rödingägg, dock anger Biga (1995) att simporn redan vid 45 mm längd var kapabla att äta rom från kanadaröding. Gersen är känd för att äta rom (Selgeby 1998) och kanske speciellt sikrom (DeSorcie och Edsall 1995, Schmid 1998). Gers har

introducerats oavsiktligt till flera sjöar i Skottland samt till bland annat Constancesjön i Tyskland och Lake Superior i Nordamerika. I båda fallen är man orolig över att gersens predation skall påverka sikbestånden negativt (Schmid 1998, Selgeby 1998).

Att mört skulle befinna sig ute på lekgrunden och även konsumera rödingrom var mindre väntat. Det finns dock flera litteraturuppgifter som visar att flera cyprinidarter äter fiskrom (Iguchi och Yodo 2004). Av de fångade sikarna hade bara två individer mat i magen och dessa hade uteslutande ätit sin egen rom, men ingen rödingrom. Sik är känd för att vara en romätare (Dion och Whoriskey 1992), liksom amerikanska abborrararter, *Morone americana*, (Schaeffer och Margraf 1987) och *Perca flavescens*, nära släkt med den europeiska abborren, är en viktig predator på kanadarödingrom (Fitzsimons 1990).

Det kan alltså konstateras att av de fångade arterna påträffades rödingrom i fem (mört, abborre, lake öring och harr; Figur 4). Säkerligen äter också större sik, gersar och simpor liksom rödingen själv rommen (Fabricius och Gustafsson 1953, Hammar opubl.). Ekman (1996) skriver. ”På lekplatserna (i Vättern) anträffas ofta både harr och sik, dit de infinna sig för att sluka rom. Den 3/11 1907 öppnade jag vid Fjuk en sik som hade ej mindre än 50 rödingromkorn i sig”.

Vad betyder det då för rödingens romöverlevnad och förnyringen i beståndet att ytterligare en rompredator i form av den inplanterade signalkräftan tillkommit i sjön? De mest användbara referenser för att spekulera i detta är de studier som genomförts i de stora sjöarna i Nordamerika och Kanada när det gäller predation på rom av kanadaröding. De två arterna har nästan identiska egenskaper och beteenden. Båda könsmognar först vid relativt hög ålder, är höstlekande, fiskätande och har till skillnad från många andra arter stora, kraftigt karotenoidfärgade och därför väl synliga ägg. Även kanadarödingen leker över tämligen grovt substrat, klippor, kullersten och grus (eng. ”large rocks, cobble and gravel”) (Savino och Miller 1991) och ofta relativt grunt och även strandnära (Chotkowski och Marsden 1995, Claramunt m fl 2005) samt äter av sin egen rom (Beauchamp m fl 1992).

Kanadarödingbeståndet slogs ut helt i Lake Michigan i mitten av 1950-talet (Jones m fl 2002). Trots att man satt ut 83 miljoner kanadarödingar under 35 år har inte beståndet återhämtat sig (op. cit.). En annan likhet mellan Vättern och Lake Michigan är att även i den senare sjön har en främmande och småvuxen kräftart (*Orconectus rusticus*) introducerats som dominerar strandnära (Jones m fl 2005). En ursprunglig släkting (*Orconectus propinquus*) förekommer också i sjön (op. cit.). Dessutom förekommer två simparter (*Cottus cognatus* och *C. bairdii*) samt en introducerad smörbult (*Neogobius melanostomus*) (Chotkowski & Marsden 1995). Dessa arter är småvuxna, men kapabla att äta kanadarödingrom och betecknas som interstitialpredatorer (op. cit.), dvs de kan simma ned mellan större stenar och predera på rödingrommen. Fitzsimons m fl (2006) fann vid laboratorieförsök med dessa tre fiskarter samt den ursprungliga kräftarten, att smörbulten var den mest effektiva rompredatorn, medan kräftan var den sämsta. Jones m fl (2005) gör en jämförelse mellan Lake Michigan, där återintroduktionsförsöken av kanadaröding misslyckats, och Lake Champlain, där de lyckats och konstaterar att den samlade predatortätheten var dubbelt så hög på lekgrunden i Lake Michigan. Romtätheten var också lägre i den sistnämnda sjön (op. Cit.). Fitzsimons m fl (2003) konstaterar att predation på rom och yngel kan vara en orsak till avsaknad av förnyring i beståndet. Fitzsimons m fl (2002) anger också att vid låga romtätheter (< 100 ägg/m²) på lekområden kan de tätheter av predatorer som observerats i Lake Ontario re-

sultera i nästan 100% mortalitet för rödingrommen. Savino m fl (1999) modellerade effekter av predation vid olika romtätheter och fann att vid en täthet på 100 rom/m² kunde inga rödingyngel förväntas överleva till simfärdigt stadium. Savino och Miller (1991) skriver att i de flesta fall har predation från kräftor liten effekt på rödingrommens överlevnad. De anser att endast på lekgrund med relativt låga romtätheter, höga kräfttätheter och ett substrat bestående av stora block eller kullersten kan kräftor förväntas ha någon påverkan på rödingrommens överlevnad. Chotowski och Marsden (1995) fann också att smörbult konsumerade mest rom om substratet utgjordes av kullersten med stora interstitiella utrymmen och att smörbulten kunde utgöra ett direkt hot mot en lyckosam föryngring i kanadarödingbestånd. Tilläggas kan att det inte gått att finna några litteraturreferenser på att kräftor skulle äta rödingyngel. Detta är också mindre troligt, då ynglen efter kläckning borrar ned sig ännu längre ned i botten substratet och blir mindre åtkomliga samt kommer upp först då merparten av gulesäcken förbrukats och är då ganska simkunniga. Riley och Marsden (2009) konstaterade dock att 7 olika fiskarter hade rödingyngel i magarna på två olika lekplatser strax efter att ynglen lämnat substratet. Återigen kan det vara så att effekten av förekommande fiskar kan vara större än predationen från de mindre rörliga kräftorna.



Signalcräfta.

Hur kan då dessa resultat översättas till Vätterns röding och eventuella effekter för föryngringen av en ytterligare predator i form av signalcräfta? Konstateras kan att jämförelsen med kanadaröding måste anses vara tämligen relevant, då de nästan kan anses vara systerarter, i alla fall så länge vi talar om storrödingen i Vättern. Konstateras kan också att i stort sett alla mer eller mindre bottenlevande fiskarter med tillräckligt stort gap åter rödingrom. Med tanke på den kraftfulla romfärgen kan man nog också konstatera, att all rom som blivit liggande synliga, blir uppätta tämligen omgående. En betydande skillnad mellan sjöarna är dock att flera simp- och bultarter förekommer i de nordamerikanska sjöarna, varav några inte är naturligt förekommande. Alla dessa anses vara interstitialpredatorer med förmåga att ta sig ned mellan stenarna. En annan skillnad är att i sistnämnda sjöar förekommer två kräftarter, varav en (*Orconectes rustucus*) är en mycket småvuxen art till skillnad från signalcräftan och torde därför större möjlighet att ta sig

ned mellan stenarna. I den citerade litteraturen från de stora sjöarna anses dock nämnda fiskarter vara effektivare rompredatorer än kräftorna. Det försök som utfördes 2005-2006 antyder att de små och ensomriga signalkräftorna i första hand prederat på synliga romkorn. Dessa hade ändå med säkerhet ätits upp av befintliga fiskarter.

Vad som talar för att predation på rom och yngel kan hämma populationstillväxten i Vättern är att lekbiomassan torde vara liten och att därför de angivna romtätheterna skulle vara så låga att få yngel överlever tills de förbrukat gulesäcken och simmat upp ur lekbädden. Nätprovfisken har utförts på lekgrund och fångade rödingar har märkts (Johnny Norrgård opubl.) Dock har så få återfångster gjorts av honor att man inte kan dra några slutsatser om lekbeståndets storlek. De få återfångsterna beror dels på att honorna står inom sitt lekrevir och bevakar detta (Fabricius och Gustafsson 1953) och alltså inte rör sig över större ytor och dels på att de, till skillnad från hannarna, lämnar lekgrundet så snart de lekt. Hannarna rör sig betydligt mer inom lekgrundet. Vid provfisken med grovmaskiga nät, som vittjades med täta intervall, 2004 och 2005, var de fångade honorna i medeltal nästan 62 cm långa (Johnny Norrgård m fl opubl.). En sådan röding väger i genomsnitt cirka 1,9 kg och innehåller omkring 5 000 ägg (Johan Hammar opubl.). Honorna lägger sina ägg i några, kanske upp till 10, reden (Fabricius och Gustafsson 1953), men troligen inom samma territorium och lekplats. För mindre röding (30,2 cm) (*op. cit.*) var territoriet i medeltal 1,7 m² och Fabricius och Gustafsson (1953) skriver att de större Vätternrödingarna hade lekterritorier med en storlek på ungefär 2 m², vilket skulle innebära en täthet av omkring 2 500 romkorn i medeltal per m² lekyta. Detta är en betydligt större täthet än vad man menar skulle vara en kritiskt låg täthet då predation kan påverka kanadarödingens rekryteringsframgång i de stora amerikanska/kanadensiska sjöarna (Savino m fl 1999, Fitzsimons m fl 2002). Dessutom var kräfttätheten låg på de undersökta lekgrunderna i Vättern vid provfisket på hösten. Sommartid erhålls generellt högre tätheter. Även i Unden har det konstaterats att endast ett fåtal signalkräftor uppehåller sig på lekgrund vid rödingens lek (Arvidsson muntligen).

En ytterligare faktor som nämnts som bidragande orsak till den svaga föryngringen hos Vätternrödingen är klimatet och att den höga vattentemperaturen på hösten gjort att rommen utvecklas snabbt och kläcker tidigt på våren innan bytesdjurbestånden tillvuxit. Vätternrödingen leker på relativt grunt vatten och isfria blåsiga höstar och vintrar kan också påverka romöverlevnaden. Fitzsimons m fl (2007) fann vid studier i Lake Champlain att på vindutsatta lekplatser kunde fysisk störning vara en större källa för romförlust än predation.

Sammanfattningsvis pekar det mesta på att predationen på rödingens rom från de introducerade kräftorna inte har någon avgörande inverkan på rödingbeståndets föryngring. Den relativt begränsade ytan på försöksuppställningen (1 m²) torde medföra ganska optimala möjligheter för kräftorna att predera på rommen. Degerman m fl 2007 fann inte heller några skillnader vid analys av fisksamhällena eller öringtätheter på sammanlagt 64 lokaler i 61 mindre (medelbredd 6 m) vattendrag med signal- och/eller flodkräftor eller utan kräftor. Stenroth och Nyström (2003) fann inte heller några bevis för att signalkräftor påverkade överlevnad och tillväxt hos öring i ett småskaligt *in situ* experiment. Av litteraturen och resultat från maganalyserna ovan framgår också att befintliga fiskarter torde vara effektivare predatorer på såväl rom som yngel.

Erkännanden

Försöket genomfördes av personalen vid Fiskeriförsöksstationen i Älvkarleby. Vi vill speciellt tacka Lena Lindersson och Jörgen Rask. Försökens genomförande har finansierats av Fiskeriverkets fiskevårdsmedel via Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Anton Halldén och Adam Johansson vid Länsstyrelsen i Jönköping har lämnat konstruktiva kommentarer på manuset.

Referenser

Beauchamp, DA., Allen, BC., Richards, RC., Wurtsbaug, WA. & Goldman, CR. 1992. Lake trout spawning in Lake Tahoe: Egg incubation in deepwater macrophyte beds. N. Am. J. Fish. Manage. J. Vol. 12, no. 3, pp. 442-449.

Biga, HC. 1995. Sculpins as predators of lake trout eggs and larvae: An assessment of their predatory capabilities and constraints. Int. Ass. Great Lakes Res., 2200 Bonisteel Boulevard, Ann Arbor, MI 48109-2099. 83 p.

Chotkowski, M och Marsden, JE. 1995. Round goby predation on native lake trout eggs. Int. Ass. Great Lakes Res., 2200 Bonisteel Boulevard, Ann Arbor, MI 48109-2099. 82 p.

Claramunt, RM., Jonas, JL., Fitzsimons, JD. & Marsden, JE. 2005. Influence of Spawning Habitat Characteristics and Interstitial Predators on Lake Trout Egg Deposition and Mortality. Trans. Am. Fish. Soc. Vol. 134, no. 4, pp. 1048-1057.

Degerman, E. & P. Nyberg, 2003. Kräddfisket på allmänt vatten i Vättern år 1999. Ur: Fiskar och Fiske i Vättern. Vätternvårdsförbundet, Rapport 62:86-92.

Degerman, E., Nilsson, A., Nyström, P., Nilsson, E. & Olsson, K. 2007. Are fish populations in temperate streams affected by crayfish? - A field survey and prospects. Environmental Biology of Fishes 78:231-239.

DeSorcie, TJ & Edsall, TA. 1995. Feeding rate of young-of-the-year ruffe on eggs of lake Whitefish. J. Freshw. Ecol. Vol. 10, no. 3, pp. 225-230.

Dion, R & W. Whoriskey 1992. Lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) predation on the eggs of longnose (*Catostomus catostomus*) and white (*C. commersoni*) suckers. Pol. Arch. Hydrobiol. 39, 3-4, 409-415.

Ekman T. 1996. Undersökningar öfver rödingens i Vättern lefnads- och särskildt lekförhållanden mm. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 12 p.

Fabricius, E. & Gustafsson, K-J. 1953. Further Aquarium Observations on the Spawning Behaviour of the Char (*Salmo alpinus* L.). Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 35:58-104.

Fiskeriverket 2009. Det yrkesmässiga fisket i sötvatten-2008

Fitzsimons, JD. 1990. Yellow perch predation on lake trout eggs in Keuka Lake, New York. J. Great Lakes Res. Vol. 16, no. 1, pp. 130-132

Fitzsimons, J. Perkins, DL. & Kreuger, CC. 2002. Sculpins and Crayfish in Lake Trout Spawning areas in Lake Ontario: Estimates of Abundance and Egg Predation. J. Great Lakes Res. Vol. 28, Issue 3, pp. 421-436.

Fitzsimons, J., Marsden, JE., Ellrott, BJ., Jonas, J. och Claramunt, RM. 2003. Effects of Egg and Fry Predators on Lake Trout Recruitment in Lake Michigan. Comp. Rep. Fish. Res. Prog. Great Lakes Fish Commis. No. 2003.

Fitzsimons, J., Willistone, B., Willistone, G., Bravner, JL., Jonas, RM., Claramunt, JE., Marsden, JE. & Ellrott, BJ. 2006. Laboratory Estimates of Salmonine Egg Predation by Round Gobies (*Neogobius melanostomus*), Sculpins (*Cottus cognatus*) and Crayfish (*Orconectes propinquus*). J. Great Lakes Res. Vol. 32, Issue 2, pp. 227-241.

Gyllenborg, J.G. 1770. Afhandling om insjö-fisket i Swea Riket. Utgiven som: Inf. från Sötvattenslaboratoriet, nr 15, 1970, 54 s.

Iguchi, K. & Yodo, T. 2004. Impact of indigenous egg eaters on the early survival of exotic smallmouth bass. Ecol. Res. Vol. 19, no. 5, pp. 469-474.

Johansson, A., 2010. Kräftprovfiske i Vättern 2007. Vätternvårdsförbundet, rapport 106, 44 s.

Johnson, JH & Ringler, NH 1979. Predation on Pacific salmon eggs by salmonids in a tributary of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. Vol. 5, no. 2, pp 177-181.

Jones, JL., Fitzsimons, JD., Claramunt, RM., Marsden, JE. & Elrott, B. 2002. The Influence of Egg Deposition Rates and Predator Abundance on Lake Trout Survival and Rehabilitation. Int. Ass. Great Lakes Res., 2205 Commonwealth Boulevard Ann Arbor MI 48105 USA. Pp. 62-63.

Jones, JL., Claramunt, RM., Fitzsimons, JD., Marsden, JE. & Elrott, BJ. 2005. Estimates of egg deposition and effects of lake trout (*Salvelinus namaycush*) egg predators in three regions of the Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. Vol. 62. no. 10, pp. 2254-2264.

Newsome, GE & Tompkins, J. 1985. Yellow perch eggs masses deter predators. Can. J. Zool. Vol. 63, no. 12, pp. 2882-2884.

Nyberg, P. & E. Degerman, 2003. Signalkräftors predation på rödingrom och -yngel – ett laboratorieförsök. Ur: Fiske och fiskar i Vättern. Vätternvårdsförbundet, Rapport 62: 93-101.

Riley, JW. & Marsden, JE. 2009. Predation on emergent lake trout fry in Lake Champlain. J. Great Lakes Res., Vol. 35, Issue 2, pp. 175-181.

Roseman, EF; Taylor, WW; Haynes, DB; Jones, AL & Francis, JT. 2006. Predation on Walleye Eggs by Fish on Reefs in Western Lake Erie. J. Great Lakes Res. Vol.32, no. 3 pp 415-423.

- Savino, JF & Miller, JE. 1991. Crayfish (*Orconectes virilis*) feeding on young lake trout (*Salvelinus namaycush*): Effect of rock size. J. Freshw. Ecol. La Crosse, WI. Vol. 6, no. 2, pp. 161-170.
- Savino, JF., Hudson, PL., Fabrizio, MC. & Bowen II, CA. 1999. Predation on Lake Trout Eggs and Fry: a Modelling Approach. J. Great Lakes Res., Vol 25, Issue 1, pp. 36-44.
- Selgeby, J 1998. Predation by Ruffe (*Gymnocephalus cernus*) on Fish Eggs in Lake Superior. Internat. Assoc. Great Lakes Res. 24 (2): 304-308.
- Schmid, W. 1998. *Coregonus lavaretus* ova predation by newly introduced ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.) in Lake Constance, Germany. Ava. Limnol. No. 50, pp. 179-183.
- Stenroth, P. & Nyström, P. 2003. Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. Freshwater Biology 48: 466-475.
- Svärdson, G. 1972. The predatory impact of eel (*Anguilla anguilla* L.) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 52:149-191.
- Yu, G; Liu, J; Xu, Y & Chang, J. 2002. Estimation on abundance of benthonic fishes preying on eggs of Chinese sturgeon below the Gezhouba Dam in the Yangtze River. Acta Hydrobiol. Sin./Shuisheng Shengwu Xuebao. Vol. 26, no. 6, pp 591-599.

Predation av fisk och signalkräfta på rödingrom - resultat från en fältstudie i Vättern

Malin Setzer, Johnny Norrgård och Tomas Jonsson

Ombearbetad svensk version av
An invasive crayfish affects egg survival and the potential recovery of
an endangered population of Arctic charr. *Freshwater Biology* 56 (12), 2543-2553.

Sammanfattning

Vätterns unika bestånd av storröding har minskat kraftigt de senaste decennierna och orsakerna till minskningen diskuteras livligt. Bland föreslagna orsaker nämns exempelvis konkurrens från inplanterad lax, överexploatering och klimatförändringar. Därutöver befaras även signalkräftan, via predation på rödingrom kunna ha en negativ inverkan på rödingens reproduktion. För att undersöka predationen på rödingrom från såväl fisk som signalkräfta utfördes 2009 ett fältförsök vid en känd lekplats i norra Vättern. I de använda försöksburarna var den uppskattade mortaliteten av ägg till följd av kräftpredation 5 gånger högre än den till följd av fiskpredation. Resultaten indikerar därmed att predationen på rödingrom från signalkräfta kan vara kraftigt underskattad och att den kan ha påverkat rödingbeståndets återhämtning i Vättern negativt.

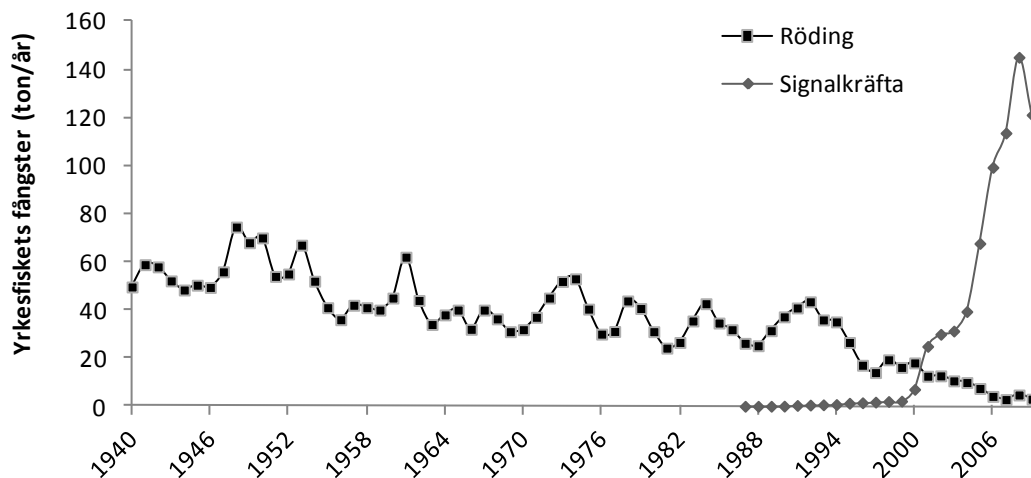
Inledning

Introducerade arter är ett stort hot mot arter och ekosystem världen över (Baillie, Hilton-Taylor & Stuart, 2004). Både medveten och omedveten introduktion av kräftarter från Australien och Nord Amerika har exempelvis lett till att många lokala bestånd av Europas fem inhemska kräftarter i har försvunnit (Chambers *et al.*, 1990; Nyström & Strand, 1996; Lodge *et al.*, 2000b). Tillväxt- och konsumtionshastigheterna är många gånger snabbare för de introducerade kräftarterna jämfört med de inhemska arterna (Lodge *et al.*, 2000a) vilket ofta resulterar i att de lättare konkurrerar ut de inhemska arterna. Detta gäller även för den nordamerikanska signalkräftan (*Pacifastacus leniusculus*) jämfört med vår inhemska flodkräfta (*Astacus astacus*). Därtill är signalkräftan även mer aktiv och aggressiv, når könsmognad snabbare, har högre fekunditet och en högre tolerans mot omgivningen (Westman, Savolainen & Pursiainen, 1993b; Westman, Savolainen & Pursiainen, 1993a; Söderbäck, 1994; Söderbäck, 1995; Savolainen, Westman & Pursiainen, 1997; Nyström, Brönmark & Granelí, 1999).

Eftersom kräftor är generalister och fiskrom är en energirik födokälla har det funnits en oro över att kräftor konsumerar en stor mängd rom, och på så sätt har en negativ effekt på vissa fiskarters reproduktion. I engelska vattendrag har till exempel introducerad signalkräfta setts ha en negativ effekt på tätheten av öring (*Salmo trutta*) och bentisk fisk (Guan & Wiles, 1997; Peay *et al.*, 2010). Å andra sidan, fann Degerman *et al.* (2007) ingen effekt på fisktätheter från signalkräfta i svenska vattendrag. Vidare har fältstudier i Nordamerika (Claramunt *et al.*, 2005; Jonas *et al.*, 2005; Fitzsimons *et al.*, 2007) och laboratoriska studier (Savino & Miller, 1991; Chotkowski &

Marsden, 1999; Fitzsimons *et al.*, 2006) visat att kräftor (*Orconectes spp.*) i motsats till simpor (*Cottus spp.*) och svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*) kan vara effektiva predatorer på öringens (*Salvelinus namaycush*) rom i Stora sjöarna i USA. Predationen på fiskrom från mindre kräftor anses vara större än från större kräftor, detta eftersom de mindre kräftorna har lättare att komma åt romkorn som ligger gömd i bottensubstratet, t.ex. mellan stenar. Dessutom är adulta kräftor i större utsträckning herbivorer jämfört med juvenila kräftor (Momot, 1995).

Antalet bestånd av storröding i Sverige har minskat med 70 % det sista århundradet på grund av förurning, överexploatering och introducerade arter (Thörne & Norrgård, 2008) och storrödingen i Vättern anses idag vara det största och viktigaste kvarvarande beståndet i Europa. Historiskt sett har beståndet varit viktigt för yrkesfisket, både fångsterna och beståndet har dock minskat kraftigt de senaste 50 åren (Aho *et al.*, 2005) och beståndet är idag klassat som akut hotad (Gärdenfors, 2010). Orsaker till denna minskning har debatterats livligt och hypoteser som kommit på tal är bl.a. överexploatering, konkurrens från introducerad lax, klimatförändringar och minskad näringshalt i Vättern. Under 2005 infördes en rad restriktioner för att minska fisketrycket, detta till trots fanns det farhågor om att den introducerade signalkräfta skulle minska rödingens förmåga att återhämta sig. Signalkräfta introducerades i Vättern 1969 för att ersätta den inhemska flodkräftan som försvann på grund av kräftpest på 30-talet. Flodkräftan höll till i vattendragsmynningarna och vid strandkanterna, och arten var aldrig riktigt talrik ute i själva Vättern. Till en början verkade detsamma gälla för den introducerade signalkräftan, men under 90-talet inleddes en dramatisk ökning i norra delarna av Vättern med en påföljande explosionsartad fångstutveckling (Norrgård, 2010), Samtidigt som fångsterna av signalkräfta ökade, minskade fångsterna av storröding (Figur 1).



Figur 1. Yrkesfiskets registrerade fångster över signalkräfta och röding 1914-2009.

Idag uppskattas signalkräftans täthet i Vättern vara större än den någonsin var för den inhemska flodkräftan och på många av rödingens lekområden är kräfttätheterna höga (Johansson, 2010). Rödingbeståndets kollaps i Vättern inträffade innan ökningen av signalkräftan och kan därför inte

ha orsakat själva kollapsen, men återhämtningen för rödingbeståndet kan ha påverkats negativt av de höga kräfttätheterna. Laboratiestudier (Nyberg & Degerman, 2003; Nyberg & Degerman, 2012) har visat att signalkräftan äter rödingrom, men man vet inte i vilken utsträckning det sker under naturliga förhållanden i Vättern och hur det påverkar rödingens reproduktion.

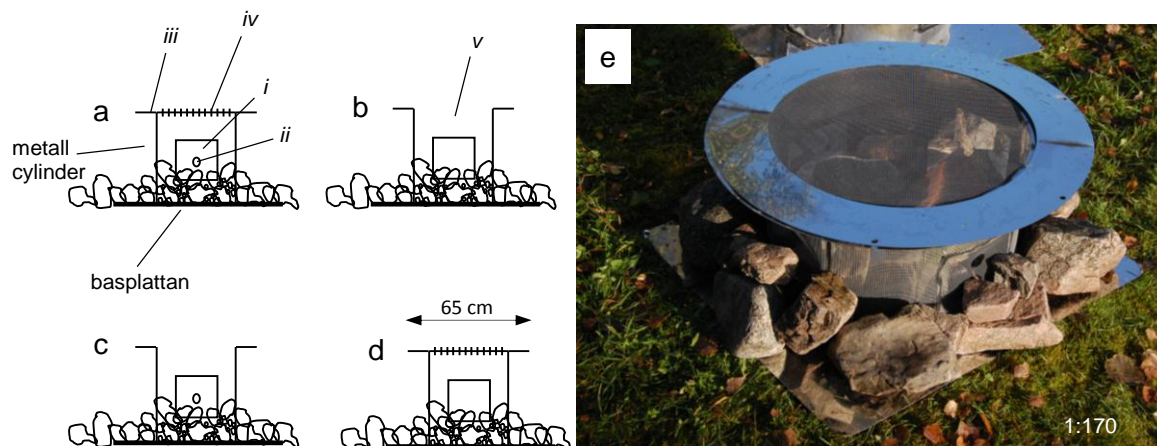
För att uppskatta och jämföra fiskars och signalkräftans predation på rödingens rom har vi därför utfört ett kontrollerat fältförsök med specialkonstruerade försöksburar. Till skillnad från andra studier har vi kunnat dela upp mortaliteten i (i) naturlig mortalitet, (ii) predation från signalkräfta och (iii) predation från fisk. Hypotesen är att försöksburar öppna för både fisk och signalkräfta ska ha högre andel prederade (uppätta) rödingrom än burar som är öppna för endast endera fisk eller signalkräfta, samt att andel prederade rödingrom ökar med tiden under försöket. Baserat på tidigare studier som funnit betydande mängd rödingrom i analyserade fiskmagar (Nyberg & Degerman), är ytterligare en hypotes att predation från fisk förväntas vara högre än predation från signalkräfta.

Metod

Experimentell design

Fältförsöket utfördes oktober-november 2009 (då rödinglek normalt sker i norra Vättern) vid ett känt lekrområde (Kärraviken). Vi valde denna lokal för att den är lättillgänglig, har en hög täthet av kräftor (Johansson, 2010) och det har tidigare gjorts undersökningar och studier av röding. Rödingens lek sker normalt på 1-8 meters djup på ett bottensubstrat med en blandning av både stenblock, större och små stenar (Essvik, 2004). Romkornen (3-4 mm) kläcks sen vinter/tidig vår, efter ca 500 dygnsgrader (Norrgård, 2009).

Totalt användes 60 cylinderformade burar i rostfritt stål (höjd 30 cm, area 0.18 m², Fig. 2), konstruerade så att fisk eller mindre kräftor, eller både och, skulle ha tillgång till utlagda romkorn i burarna. En stålcyklind svetsades fast på en rektangulär platta (75x68 cm), därefter svetsades en 10 cm bred kant på utsidan av toppen på cylindern för att hindra kräftorna att klättra in i buren (Fig. 2a (iii)). Fyra nätbeklädda (maskstorlek 2.5x2.5 mm) fönster, 7x7 cm stora, på sidorna av cylindern möjliggjorde för vattencirkulation i burarna. För att göra det möjligt för mindre kräftor att komma in i burarna gjordes ett hål (diameter 2.8 cm) i alla de fyra nätbeklädda fönstren i 30 av burarna. Hålet var anpassat så att endast kräftor under 10 cm skulle komma in i burarna. För att förhindra fisk från att komma in i burarna ovanifrån, täcktes ovansidan på 30 av burarna med nät (maskstorlek 2.5x2.5 mm), övriga burarna hade öppen ovansida. Genom att kombinera en öppen eller stängd ovansida med nätbeklädda fönster med eller utan hål, erhöles fyra olika behandlingar med 15 replikat i varje (Fig. 2 a-d).



Figur 2. Schematiska ritningar (a-d) över de olika behandlingarna och ett foto av en av experimentburarna (e). (a) behandling A: endast mindre kräftor (<10 cm) hade tillgång till romkornen genom hålen (ii) i de nätbäcklädda fönstren (i) på burarna. Ovansidan av dessa burar var täckta med nät (iv) för att förhindra fisk från att komma in i burarna uppi från. (b) behandling B: endast fisk hade tillgång till rödingrom då det saknades hål i de nätbäcklädda fönstren och ovansidan var öppen. (c) behandling C: Både mindre kräftor och fisk hade tillgång till rödingrom via hålen i de nätbäcklädda fönstren och den öppna ovansidan (v). (d) behandling D: Kontrollbehandling där varken kräfta eller fisk hade tillgång till rödingrom då ovansidan är täckt med nät och det fanns inga hål i de nätbäcklädda fönstren.

Den 10 oktober 2009 placerades burarna i ett randomiserat blockförsök, bestående av 15 block om fyra burar var (där varje block innehöll ett replikat var från de fyra olika behandlingarna). Då placering av alla 15 block krävde ganska stor yta var det svårt att hitta exakt samma förhållanden dem emellan, vilket medförde en viss variation gällande bottensubstrat och djup. För att analysera eventuella effekter av detta noterades information om djupet och bottensubstratet vid varje block. Burarna fylldes först med 3 cm lager av grus och förankrades sedan på botten genom att placera stenar och mindre stenblock på bottenplattan. Därefter fylldes burarna med ytterligare ett lager sten, liknande det omkringliggande substratet för att efterlikna det naturliga bottensubstratet på rödingens lekområden (Fabricius & Gustavsson, 1953). Slutligen var ca 1/3 av burarna fyllda och substratnivån på burarnas utsida uppbyggd ca 10 cm för att kräftorna skulle nå upp till de ingångshål som fanns i de burarna. Efter 2 veckor i vattnet (24/25 oktober) då rödinglek pågick, placerades befruktade rödingrom i burarna. Genom att försiktigt vifta med handen, efterliknades rödinghonornas naturliga beteende och romkornen åkte försiktigt ner mellan stenar och grus, icke synliga för blotta ögat. 100 rödingrom (motsvarande en täthet av $\sim 550 \text{ m}^2$) placerades i varje bur i 14 av 15 block och kontroll genomfördes av buren så det inte var någon fisk eller kräfta innan placering av romkornen. På grund av brist på befruktade romkorn erhöll ett block (fyra burar) endast 50 romkorn per bur (istället för 100). Vid analyserna användes därmed andel kvarvarande rödingrom istället för antal kvarvarande rödingrom. För att även kunna analysera effekten av tiden på överlevnad lämnades blocken i vattnet 3 olika tidsperioder, 9 dagar (fem block), 14 dagar (fyra block) och 36 dagar (sex block). Efter utsatt tid togs burarna varsamt upp ur vattnet och fördes upp på land där kvarvarande romkorn räknades. Två temperaturloggar (TidbiT Temp Logger) var under försöket placerade på två av burarna för att mäta temperaturen kontinuerligt med 30 minuters intervall.

Statistisk analys

Fem faktorer antogs kunna påverka resultaten (andel kvarvarande rödingrom i respektive bur): tid i vattnet, block position, behandling (om de var öppna för kräftor eller/och fisk), vattendjup och bottenstruktet. För att analysera vilka av dessa faktorer som hade verkliga (signifikanta) effekter på kvarvarande rödingrom användes variansanalys (all data blev Arcsin transformerade före analys). Faktorer som i den inledande analysen (utan interaktioner mellan faktorer) medförde icke-signifikanta effekter togs bort innan en fullständig ANOVA utfördes (med interaktioner mellan signifikanta faktorer). Dessutom utfördes en en-vägs ANOVA med Tukey's post-hoc test inom varje tidsgrupp för att analysera effekt av behandling och vilka behandlingar som signifikant skilde sig inom tidsgruppen. Slutligen utfördes en GLM (Generalized Linear Model) för att analysera effekt av tid på kvarvarande rödingrom med behandling.

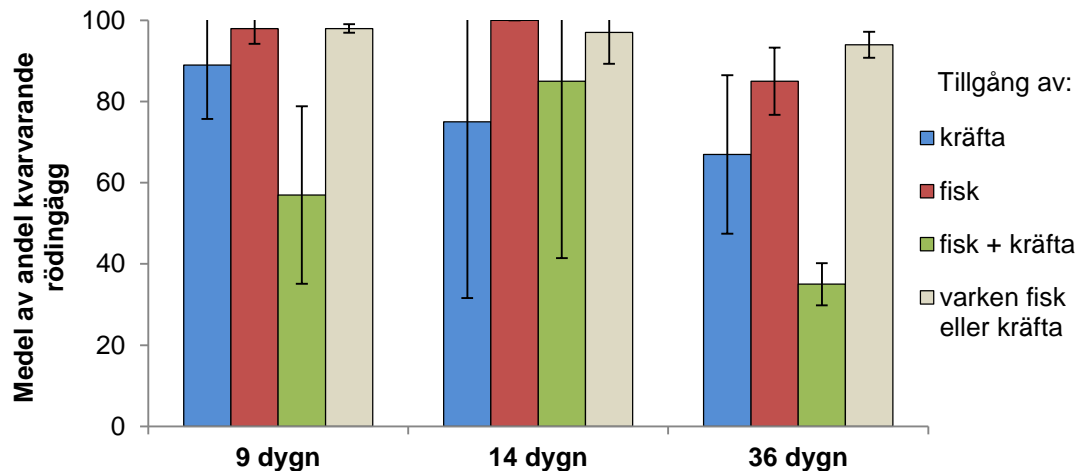
Den förväntade överlevnaden vid tid t i en bur, vid behandling T (i.e. $S_{T,t}$) kan beskrivas med:

$$S_{T,t} = e^{-b_T \cdot t} = e^{-(b_0 + i \cdot b_1 + j \cdot b_2) \cdot t} \quad (1)$$

Där b_T är den totala mortalitethastigheten per dag i behandling T , b_0 är den naturliga mortalitethastigheten, b_1 är mortalitethastigheten till följd av kräfta och b_2 är mortalitethastigheten till följd av fisk. Parametrarna i och j får värdet 1 eller 0 om kräfta eller fisk har tillgång till buren eller inte i gällande behandling. Genom att använda GLM (med en log link funktion och error som är binomialt fördelat) kan vi uppskatta mortalitethastigheten utifrån naturlig mortalitet (b_0), mortalitet från fiskpredation (b_1) och mortalitet från kräftpredation (b_2). Att applicera samma metod, men att istället använda den ackumulerade vattentemperaturen (från temperaturloggarna) som den oberoende variabeln istället för tiden, ger mortalitethastigheten för rödingrom per dygnsgrad på grund av naturlig mortalitet, fiskpredation och kräftpredation. Ett avvikelsestest, Deviance test (Zuur, Ieno & Smith, 2007) utvärderar slutligen om det är tid eller dygnsgrader som är den bästa oberoende variabeln att använda i GLM, samt, om förklaringsgraden ökar signifikant när man lägger till vattendjup eller bottenstrukt till modellen.

Resultat

Medel av kvarvarande rödingrom varierade som en funktion av både tid och behandling (Fig. 3). Som förväntat, minskade andel kvarvarande rödingrom med tid i nästan alla behandlingar, minsta andelen kvarvarande fanns i de burar som både fisk och kräfta hade tillgång till och störst andel fanns kvar i kontrollburarna. Behandling B och C i tidsgruppen 14 dygn var undantag från denna generella trend i avseende att (i) behandling B (endast fisk) hade störst andel kvarvarande rödingrom av alla fyra behandlingar, (ii) behandling C (både kräftor och fisk) hade större andel kvarvarande rödingrom än samma behandling i tidsgrupp 9 dygn, (iii) andel kvarvarande rödingrom i C var större än i behandling A (endast kräftor). En näst 3-vägs ANOVA på effekt av behandling, tid och block-position visar ingen signifikant effekt av placering av blocken ($F=0.81$, $P=0.643$), men däremot signifikant effekt för tid ($F=18.13$, $P<0.0001$) och behandling. Att lägga till vattendjup eller bottenstrukt som en förklaringsvariabel gav inga signifikanta effekter ($P=0.221$ och $P=0.597$).



Figur 3. Medel av andel kvarvarande rödinggägg (± 95 % konfidens intervall) efter 9, 14 och 36 dygn i de fyra behandlingarna A-D (se Fig. 2).

Resultaten av två-vägs ANOVAN, efter att ha tagit bort de faktorer som inte hade någon effekt (block-position, vattendjup och bottenstrat), visar förutom de signifikanta effekterna på både behandling ($F=20.19$, $P<0.001$) och tid ($F=14.76$, $P<0.001$), även en signifikant interaktion mellan behandling och tid ($F=2.74$, $P=0.0225$). Behandling hade den största effekten på kvarvarande rödinggägg och förklarade 37 % av variationen, medan tid, interaktion mellan behandling och tid förklarade 18 % och 10 % vardera.

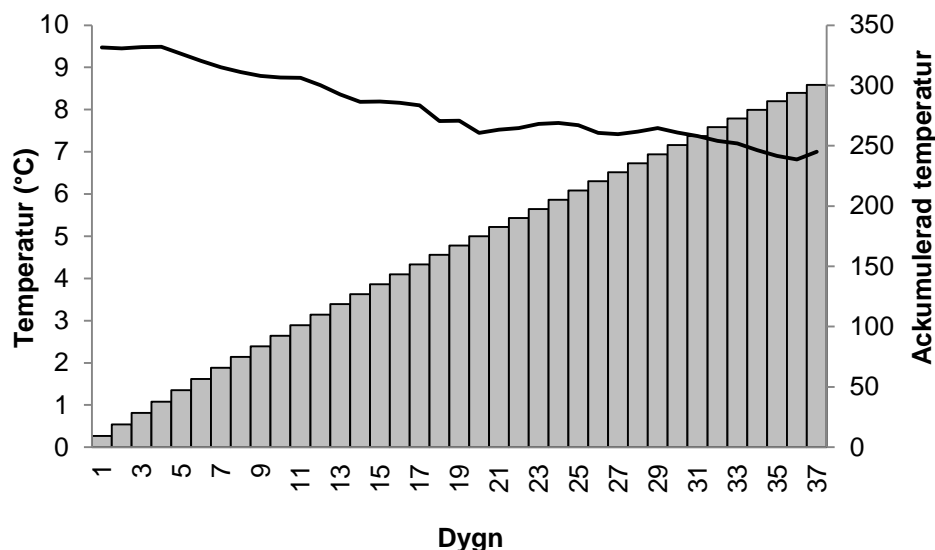
Slutligen gjordes en analys för att se om det fanns signifikanta effekter i behandling inom varje tidsgrupp, och om så var fallet, mellan vilka behandlingar. Vi fann då signifikanta effekter av behandling i tidsgrupperna 9 dygn ($F=18.36$, $P<0.0001$) och 36 dygn ($F=23.97$, $P<0.0001$), men inte i tidsgrupp 14 dygn ($F=1.73$, $P=0.2144$). Post-hoc testen visade att behandling C var signifikant skilt från de andra tre behandlingarna (A, B och D) i både tidsgrupp 9 och 36 dygn. Vidare var behandling A signifikant skilt ($P<0.05$) från behandling D i tidsgrupp 36 dygn (Tabell 1).

Tabell 1. Resultat av post-hoc test efter F-test, som visar signifikanta effekter av behandling (A, B, C and D) inom varje tidsgrupp (9, 14 och 36 dygn). För tidsgrupp 1 och 3 (9 och 36 dygn) var effekten av behandling signifikant ($F=17.44$, $P<0.001$, och $F=23.97$, $P<0.0001$) men inte för tidsgrupp 2 (14 dygn) ($F=1.73$, $P=0.2144$).

Tidsgrupp 1 (9 dygn)		Tidsgrupp 3 (36 dygn)	
Parvis jämförelse	<i>P</i>	Parvis jämförelse	<i>P</i>
A vs. B	<i>ns</i>	A vs. B	<i>ns</i>
A vs. C	0.001	A vs. C	0.001
A vs. D	<i>ns</i>	A vs. D	0.05
B vs. C	0.001	B vs. C	0.001
B vs. D	<i>ns</i>	B vs. D	<i>ns</i>
C vs. D	0.001	C vs. D	0.001

Det fanns mindre kvarvarande rödingrom i de burar som både kräfta och fisk (behandling C) hade tillgång till, jämfört med burar där endast kräfta (behandling A) eller fisk (behandling B) hade tillgång till rödingens rom. I motsats till vår hypotes, fanns det mindre kvarvarande rödingrom i de burar som endast kräftor (A) hade tillgång till, jämfört med burar där endast fisk (B) hade tillgång till rödingens rom.

Nästan alla kvarvarande romkorn var levande (genom visuell inspektion) då burarna hämtades upp, och nästan alla hade nått stadiet för ögonpunktning efter 36 dygn. Överlevnaden i kontrollburarna (behandling D) var 90-95 % vilket kan jämföras med en överlevnad på 65-96 % för rödingrom i fiskodling (A. Eklöv & I. Olsson, opublicerad data). Då romkornen uppskattades ha en naturlig utveckling och överlevnad, anses materialet vara tillförlitliga för det här försöket. Under försökets gång observerades mindre kräftor (<10 cm) i vissa av burarna (behandlingarna A och C) vilket bekräftade att de kom in i de burar de hade tillgång till. Även några mindre bergsimpor (*Cottus poeciliopus*) och elritsor (*Phoxinus phoxinus*) observerades i vissa av burarna (behandlingarna A, B och C), dvs även i den behandling där endast kräftor och ingen fisk beräknades ha tillgång till rödingens rom (behandling A, se nästa avsnitt för en diskussion av detta). Temperaturloggarna visade en minskning av dygnsmedeltemperatur från 9.5° C vid start av försöket till 7° C vid försökets slut, då 300 dygnsgrader hade ackumulerats (Fig. 4).



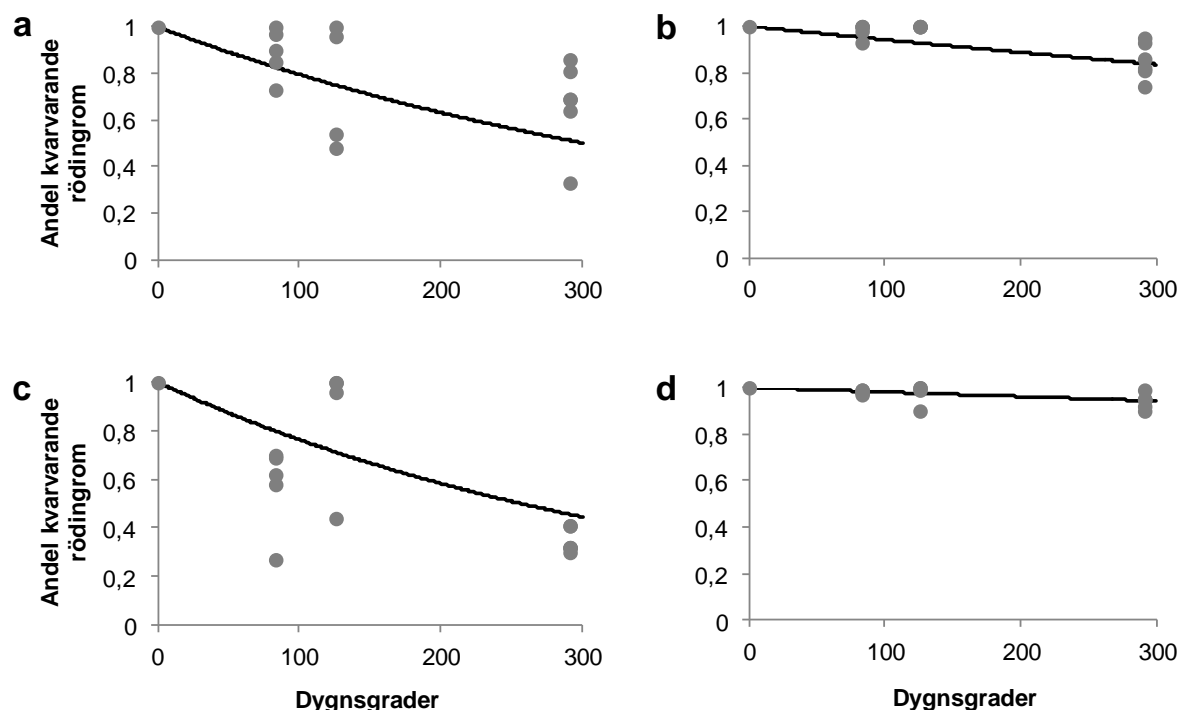
Figur 4. Dygnsmedeltemperaturen och den ackumulerade dygnsmedeltemperaturen under försöket, 25 okt - 29 nov 2009.

GLM-analysen gav en naturlig mortalitethastighet på 0.14 % per dygn, och en mortalitethastighet till följd av fisk- och kräftpredation på 0.31 % respektive 1.75 % per dygn (Tabell 2). Att använda dygnsgrader som en förklaringsvariabel gav istället en naturlig mortalitethastighet på 0.02 % per dygnsgrad och en mortalitethastighet på grund av fisk- och kräftpredation på 0.04 % respektive 0.21 % per dygnsgrad. Alla tre faktorer (naturlig, samt fisk- och kräftmortalitet) gav signifikanta effekter i GLM med både tid och dygnsgrader som förklaringsvariabler, med en lite bättre passning (model deviance) för att använda dygnsgrader (Tabell 2).

Tabell 2. Uppskattade och överlevnad och mortalitethastigheter för rödingrom. Mortalitethastigheten är indelad i naturlig bakgrundsmortalitet, mortalitet på grund av predation signalkräfta och fisk. Model deviance visas inom parentes.

Förklaringsvariabel (<i>model deviance</i>)	Faktor	Mortalitethastighet ± 95 % konfidensintervall	Överlevnad	<i>P</i>
Tid (<i>D</i> =932)	Bakgrund (naturlig)	0.0014 ± 0.0004	0.9986	<0.0001
	Signalkräfta	0.0175 ± 0.0014	0.9827	<0.0001
	Fisk	0.0031 ± 0.0008	0.9969	<0.0001
Dygnsgrader (<i>D</i> =922)	Bakgrund (naturlig)	0.0002 ± 0.00005	0.9998	<0.0001
	Signalkräfta	0.0021 ± 0.00016	0.9979	<0.0001
	Fisk	0.0004 ± 0.0001	0.9996	0.0022

Figur 5 visar andel av kvarvarande rödingrom i varje enskild experimentbur tillsammans med den uppskattade mortalitethastigheten under försöket för varje behandling, baserad på GLM-analysen.



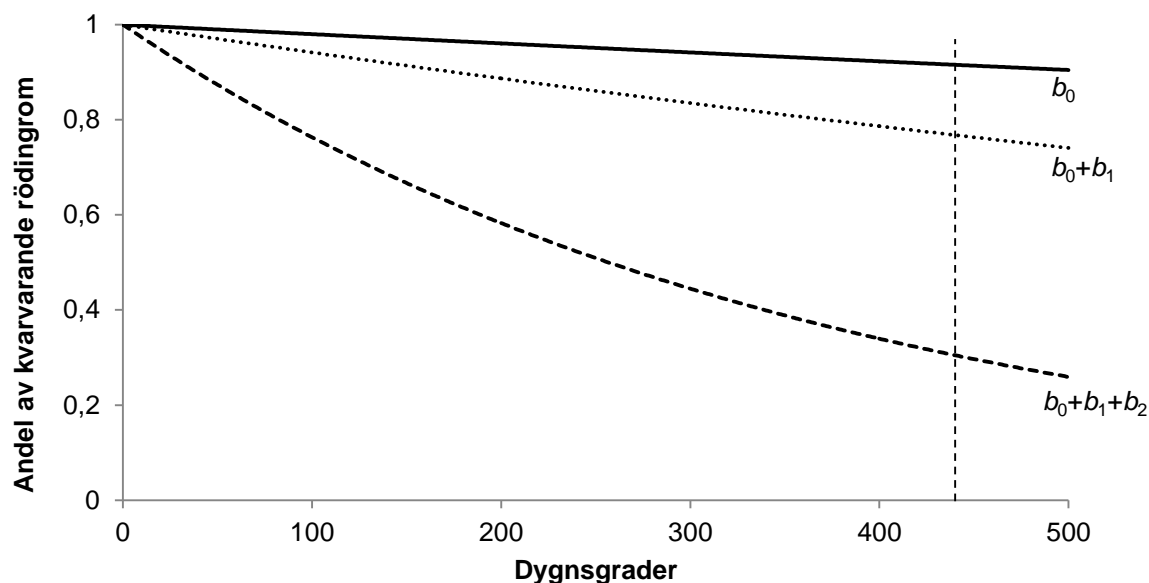
Figur 5. Predikerad förlust av rödingrom som en funktion av ackumulerad vattentemperatur (dygnsgrader) i de fyra olika behandlingarna (a-d). Punkterna representerar den aktuella andelen kvarvarande romkorn i varje experimentbur. Linjerna representerar den modellerade förlusten av romkorn över dygnsgrader, baserade på den predikerade förlusten av rödingrom i behandlingarna A-D genom att använda GLM. (a) behandling A – endast kräftor, (b) behandling B – endast fisk, (c) behandling C – kräftor och fisk och (d) behandling D – bakgrund (naturlig) mortalitet.

Diskussion

I det här fältförsöket presenteras den första kvantitativa uppskattningen av rompredation från signalkräfta på ett naturligt lekområde för rödingen, studiens upplägg tillåter även en jämförelse mot predation från fisk och den naturliga mortaliteten på platsen. I motsats till vår hypotes talar våra resultat för att signalkräftan i Vättern är en mer effektivare predator på rödingrom än fisk. Försöket visar de facto att predation från signalkräfta är 5 gånger större än predation från fisk, och hela 12 gånger större än den naturliga mortaliteten (Tabell 2). Därför anser vi att signalkräftan väsentligt kan öka mortalitethastigheten för rödingens rom på lekområden med höga kräfttätheter, och därmed ha en negativ effekt på reproduktionen och hämma återhämtningen för den hotade storödingen.

Nyberg & Degerman (2012) fann signifikant konsumtion av rödingrom från signalkräfta i ett försök i laboratoriemiljö. Baserat på maganalyser från 11 olika fiskarter (från lekområden i Vättern) som visar på väsentlig andel rödingrom, argumenterar de dock för att fisk troligtvis har större effekt på rödingpopulationen i Vättern än signalkräftan. Vår studie, som i ett fältförsök kvantitativt jämför predationen från kräfte och fisk på rödingrom, antyder istället att signalkräftans predation kan överstiga fiskens predation väsentligt. Flera studier (Chotkowski & Marsden, 1999; Fitzsimons *et al.*, 2006; Fitzsimons *et al.*, 2007) har visat att predatorer på rom kan ha en negativ effekt på reproduktionen för kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) i De stora sjöarna i Nordamerika, och därmed hämma återhämtningen för bestånden. En studie (Fitzsimons *et al.*, 2006) visar att svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*) och simpa (*Cottus sp.*) är effektivare rompredatorer jämfört med kräfte, men även studier med motsatta resultat finns publicerade (Savino *et al.*, 1999; Claramunt *et al.*, 2005). I en laboratoriestudie, kvantifierade Savino & Miller (1991) predationshastigheten av den invasiva kräfte (*Orconectes virilise*) på rom och yngel från kanadaröding och regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*). De drog slutsatsen att kräfte under normala omständigheter sannolikt har liten påverkan på romkornens överlevnad. Men på lekområden med kombination av låg romtäthet, höga kräfte tätheter och där bottenssubstratet består av kullerstens-stora stenar och större block kan de påverka romkornens överlevnad negativt. Kräfte sårbarhet för att utsättas för predation från fisk minskar dessutom med ökad substratstorlek: kräfte hittar lättare skydd från predation med ökande substratstorlek från sand till större stenar och block (Dorn & Mittelbach, 1999). Dessa observationer stödjer tolkningen av våra resultat att vid höga tätheter kan signalkräftan genom rompredation påverka rödingens reproduktion negativt och därmed minska populationens förmåga att återhämta sig i Vättern. Rödingbeståndet har historiskt sett varit utsatt för hårt fisketryck i Vättern och därmed kraftigt reducerats, därtill består bottenssubstratet på många lekområden till stor del av större sten och block samtidigt som det finns gynnsamma förutsättningar för signalkräftan att nå höga tätheter.

Att använda dygnsgrader istället för tid som förklaringsvariabel i GLM-analysen ger en bättre modellpassning, troligtvis för att vattentemperaturen inte är konstant utan istället sakta minskar (Fig. 4). Eftersom aktiviteten hos många vattenlevande organismer är korrelerad med temperatur (Claramunt *et al.*, 2005) kommer dygnsgrader att förklara romöverlevnaden lite bättre då dygnsgrader tar hänsyn till hur en minskning av vattentemperaturen påverkar predatorernas aktivitet. Det är dock av mindre betydelse i vår studie då det endast skedde en långsam och liten minskning av vattentemperaturen under försökstiden. Men skillnaden mellan tid och dygnsgrader är av större betydelse om våra resultat extrapoleras över en längre tid (Fig. 6). Då blir den totala mortaliteten 0.27 % per dygnsgrad vilket innebär att ungefär 26 % av romkornen skulle finnas kvar när det är tid för kläckning (~500 ackumulerade dygnsgrader).



Figur 6. Predikerad förlust av rödingrom extrapolerad fram tills kläckning (500 dygnsgrader). Mortalitetshastighet på grund av naturlig mortalitet (b_0), fiskpredation (b_1) och kräftpredation (b_2) uppskattades först (Tabell 2) genom att använda GLM-analys. Den vertikala streckade linjen visar när vattentemperaturen understeg 5 °C i området, då signalkräftans aktivitet sjunker kraftigt (Bubb, Lucas & Thom, 2002).

Hur stor predationen på rödingrom från signalkräfta faktiskt blir är beroende av minskningen av vattentemperaturen tiden efter rödinglek. Även om kräftans aktivitet minskar när vattentemperatur understiger 10° C kommer signalkräftan fortsätta vara aktiv tills vattnet sjunker under 4° C (Lozán, 2000). Ju snabbare vattentemperaturen når denna punkt, desto kortare tid kommer kräftan att vara aktiv under romkornens utveckling, desto mindre blir förlusten av rödingrom till kräftorna. Ett år med en varm vinter och därmed högre vattentemperatur medför att romkornen utvecklas fortare, men även att signalkräftan är aktiv under en större del av utvecklingsperioden för romkornen. En kall vinter medför däremot att romkornen utvecklas långsammare, men även att signalkräftan är aktiv under en mindre del av utvecklingsperioden för romkornen. Å andra sidan finns det studier som tyder på att signalkräftan kan ha fortsatt hög aktivitet även efter det att vattentemperaturen nått 4°C (Guan & Wiles, 1998; Bubb *et al.*, 2002), vilket antyder att kräftorna kan fortsätta vara aktiva och leta mat under hela utvecklingsperioden för rödingens rom i Vättern vissa år. Sammanfattningsvis, så kan förlusten av rödingrom, som uppmättes i studien (36 dagar), tolkas som den minimala predationsförlusten med antagandet att kräftaktiviteten minskar kraftigt eller upphör efter försökstiden. Dessutom kan den extrapolerade förlusten fram till kläckning i Figur 6 (500 dygnsgrader) istället tolkas som den maximala predationsförlusten, med antagandet att det endast sker en långsam minskning av kräftaktiviteten med minskad vattentemperatur. Ytterligare studier om hur vattentemperaturen påverkar signalkräftans aktivitet behövs för att lösa denna fråga.

Våra resultat kan emellertid överskatta den sanna predationshastigheten av orsaker som inte är kopplade till temperatur. Ju djupare ner mellan stenarna rödingens rom hamnar, desto svårare blir romkornen att hitta, romkorn närmast ytan konsumeras förmodligen först. Det innebär att sannolikheten för predatorer att hitta rödingens rom minskar med tiden så den uppskattade förlusten av

rödingens rom endast är gällande en viss tid efter rödinglek. Dessutom, eftersom många fiskarter är visuella predatorer, jämfört med kräftor där synen inte är det väsentliga utan de vägleds till sin föda på andra sätt (doft, vibrationer etc.), kan de komplettera varandra som rompredatorer. Fisk konsumerar huvudsakligen de romkorn som är lätta att hitta visuellt på relativt kort tid direkt efter rödingleken, medan signalkräftan med större sannolikhet under en längre tidsperiod kommer åt de romkorn som hamnat mellan stenarna. Om majoriteten av romkornen hamnar mellan stenarna kan det betyda att även om predation från kräfta inledningsvis kan tyckas vara mindre självklar, så har kräftan i själva verket en stor potential att predera på rödingens rom, och kan därmed i slutänden vara en effektivare predator än fisk på de svåråtkomliga romkornen. Detta kan även förklara skillnaden mellan tidigare studier och våra resultat gällande den relativa betydelsen av fisk och kräftpredation på rödingens rom i Vättern.

Det är nästintill omöjligt att konstruera en experimentbur som tillåter kräftor att ha tillgång till burarna och samtidigt garantera att småfisk utesluts till 100 %. Det var därför inte någon större överraskning att det observerades mindre individer (35-40 mm) av fisk i några av burarna i behandling A (endast kräfta). Dessa fiskar var dock troligtvis för små för att äta rödingens rom. Detta stöds av att ingen rödingrom har hittats i mindre individer av hornsimpa i Vättern (Nyberg & Degerman, 2012), och resultat från andra studier (Chotkowski & Marsden, 1999; Fitzsimons, Perkins & Krueger, 2002) visar att simporna mindre än 42 mm är för små för att kunna äta kanadarödingens rom. Trots våra ansträngningar att undvika potentiella designeffekter gällande burarna, bör vi vidare tolka de uppskattade predationshastigheterna med försiktighet eftersom det är möjligt att själva designen på burarna på något sätt har förstärkt kräftans effekt, eller minskat fiskens effekt. Trots denna försiktighetsprincip, pekar våra resultat i motsats till tidigare studie på att kräftpredationen faktiskt kan vara av samma storlek, om inte större, än fiskpredationen. Dessa resultat ger vid handen att man bör sätta större fokus på att noggrant följa de rödinglekområden i Vättern som har höga tätheter av signalkräfta.

Slutsats

Resultaten från vårt fältförsök kan medföra konsekvenser för förvaltningen av rödingbeståndet i Vättern. Fram tills nu har man fokuserat på att minska dödligheten för rödingen genom att minska fisketrycket, i huvudsak genom reglering av maskstorlek, minimimått, fredningstider och fredade områden. Ett alternativ, eller kanske främst komplement, kan vara att fokusera på rödingens romöverlevnad. Med en stor biomassa av lekande röding kan predationsmortaliteten vara mindre skadlig, men för ett svagt bestånd kan det ha avgörande effekter. För att öka reproduktionen hos rödingen, och därmed öka möjligheterna för beståndet att återhämta sig, kan en kompletterande förvaltningsstrategi vara att fokusera på överlevnaden av rödingens rom på aktuella lekområden. För att säkerställa att tillräckligt stor mängd rödingrom överlever till kläckning på våren och därmed en positiv tillväxt av beståndet kan det vara nödvändigt att förhindra signalkräftan att nå höga tätheter på specifika lekområden. Detta kan innebära ett behov av riktade fisken av kräftor för att minska kräfttätheten innan höstens rödinglek. Utförs det några år i rad på utvalda lekområden kan det medföra en snabbare återhämtning för rödingbeståndet. I en situation där beståndet anses nått tillfredställande status (dvs. återhämtat sig till betydligt högre nivåer än idag) är åtgärden förmodligen inte längre aktuell. Förvaltningsmetoden att minska kräfttätheten har framgångsrikt använts i Spanien (Dana *et al.*, 2010). Alternativt, eller som ett komplement, kan man utreda om ål (*Anguilla anguilla*, L.) (Blake & Hart, 1995), som är en effektiv kräftpre-

dator (Blake & Hart, 1995) och tidigare fanns i Vättern, kan återintroduceras i större skala för att kontrollera populationen av signalkräfta.

Sammanfattningsvis, i motsats till vad tidigare hävdats, att signalkräftans predation på rödingrom troligtvis är obetydlig, visar våra resultat att den kan vara viktig och bör uppmärksammas, speciellt på de rödinglekområden med höga tätheter av signalkräfta. Tillsammans med andra åtgärder riktade till att förbättra för rödingbeståndet i Vättern, tyder våra resultat på att en minskning av signalkräftans täthet på känsliga lekområden skulle kunna påskynda återhämtningen för ett internationellt viktigt rödingbestånd.

Erkännanden

Tack till alla som gjorde detta fältförsök möjligt: Magnus Andersson, Alva Curtsdotter, Michael Bergström, Sofia Berg, Alexander Blossfeld, Alfred Sandström, Anton Halldén, Måns Lindell, Martin Engström, Jenny Lennartsson, Karin Ekman, Stefan Andersson, Emelie Hedlin, Lisa Malm, Jimmy Fahlgren, Fredrik Larsson, Adam Reh binder, Jan Backeborn, Göran Björndal, Anders Eklöv, Adam Johansson, Octopus (Motala diving club), Oxygene i Jönköping och Källefalls fiskodling för synpunkter och/eller praktisk hjälp under fältförsöket. Detta projekt var delvis finansierat av Formas, Fiskeriverkets fiskevårdsmedel. Alla nödvändiga etiska tillstånd fanns vid utförandet av fältstudien.

Referenser

- Aho T., Ask L., Degerman E., Florin A.-B., Gustavsson T., Gårdmark A., *et al.* (2005) *Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten*. pp. 46-47. Fiskeriverket. *In Swedish*.
- Baillie J.E.M., Hilton-Taylor C. & Stuart S.N. (2004) *A global species assessment*, IUCN Publications Services Unit, Cambridge, UK.
- Blake M.A. & Hart P.J.B. (1995) The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Journal of Freshwater Biology*, 33, 233-244.
- Bubb D.H., Lucas M.C. & Thom T.J. (2002) Winter movements and activity of signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in an upland river, determined by radio telemetry. *Hydrobiologia*, 483, 111-119.
- Chambers P.A., Hanson J.M., Burke J.M. & Prepas E.E. (1990) The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 24, 81-91.
- Chotkowski M.A. & Marsden E.J. (1999) Round Goby and Mottled Sculpin Predation on Lake Trout Eggs and Fry: Field Predictions from Laboratory Experiments. *Journal of Great Lakes Research*, 25, 26-35.
- Claramunt R.M., Jonas J.L., Fitzsimons J.D. & Marsden J.E. (2005) Influences of Spawning Habitat Characteristics and Interstitial Predators on Lake Trout Egg Deposition and Mortality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134, 1048-1057.
- Dana E.D., López-Santiago J., García-De-Lomas J., Carcía-Ocaña D.M., Gámez V. & Ortega F. (2010) Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. *Aquatic Invasions*, 5, 317-322.
- Degerman E., Nilsson P.A., Nyström P., Nilsson E. & Olsson K. (2007) Are fish populations in temperate streams affected by crayfish? - A field survey and prospect. *Environmental Biology of Fishes*, 78, 231-239.

- Dorn N.J. & Mittelbach G.G. (1999) More than predator and prey: A review of interactions between fish and crayfish. *Vie et milieu*, 49, 229-237.
- Essvik B. (2004) *Rödingens lekplatser i Vättern*. pp. 16-39. Rapport 82. Vätternvårdsförbundet.
- Fabricius E. & Gustavsson K.-J. (1953) Further aquarium observations on the spawning behaviour of the Char (*Salmo alpinus* L.). *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm*, 35, 58-104.
- Fitzsimons J., Williston B., Williston G., Bravener G., Jonas J.L., Claramunt R.M., *et al.* (2006) Laboratory Estimates of Salmonine Egg Predation by Round Gobies (*Neogobius melanostomus*), Sculpins (*Cottus cognatus* and *C. bairdi*), and Crayfish (*Orconectes propinquus*). *Journal of Great Lakes Research*, 32, 227-241.
- Fitzsimons J.D., Jonas J.L., Claramunt R.M., Williston B., Williston G., Marsden J.E., *et al.* (2007) Influence of egg predation and physical disturbance on lake trout *Salvelinus namaycush* egg mortality and implications for life-history theory. *Journal of Fish Biology*, 71, 1-16.
- Fitzsimons J.D., Perkins D.L. & Krueger C.C. (2002) Sculpins and Crayfish in Lake Trout Spawning Areas in Lake Ontario: Estimates of Abundance and Egg Predation on Lake Trout Eggs. *Journal of Great Lakes Research*, 28, 421-436.
- Guan R.-Z. & Wiles P.R. (1997) Ecological Impact of Introduced Crayfish on Benthic Fishes in a British Lowland River. *Conservation Biology*, 11, 641-647.
- Gärdenfors U. (2010) The 2010 redlist of swedish species. p. 590. Artdatabanken.
- Johansson A. (2010) *Kräftprovfiske i Vättern 2007*. Rapport 106. Vätternvårdsförbundet.
- Jonas J.L., Claramunt R.M., Fitzsimons J.D., Marsden J.E. & Ellrott B.J. (2005) Estimates of egg deposition and effects of lake trout (*Salvelinus namaycush*) egg predators in three regions of the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 62, 2254-2264.
- Lodge D.M., Taylor C.A., Holdich D.M. & Skurdal J. (2000a) Nonindigenous Crayfishes Threaten North American Freshwater Biodiversity: Lessons from Europe. *Fisheries*, 25, 7-20.
- Lodge D.M., Taylor C.A., Holdish D.M. & Skurdal J. (2000b) Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity. *Fisheries*, 25, 7-20.
- Lozán J.L. (2000) On the threat to the European Crayfish: A contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnologica*, 30, 156-161.
- Momot W.T. (1995) Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science*, 3, 33 - 63.
- Norrgård J. (2009) *Förvaltningsplan för fisk och fiske i Vättern 2009-2013*. Rapport 102. Vätternvårdsförbundet.
- Norrgård J. (2010) *Bakgrundsdokument till Förvaltningsplan för fisk & fiske i Vättern 2009-2013*. Rapport 103. Vätternvårdsförbundet.
- Nyberg P. & Degerman E. (2003) *Signalkräftors predation på rödingrom och -yngel - ett laboratorieförsök*. pp. 93-101. Rapport 62. Vätternvårdsförbundet.
- Nyberg P. & Degerman E. (2012) *Predation på rödingrom från signalkräftor och fisk med speciell inriktning på Vättern*. Vätternvårdsförbundet. *I tryck*.
- Nyström P., Brönmark C. & Granelí W. (1999) Influence of an exotic and a native crayfish species on a littoral benthic community. *Oikos*, 85, 545-553.
- Nyström P. & Strand J. (1996) Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 36, 673-682.

- Peay S., Guthrie N., Spees J., Nilsson E. & Bradley P. (2010) The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowledge and management of aquatic ecosystems*, 12, 394-395.
- Savino J.F., Hudson P.L., Fabrizio M.C. & Li C.a.B. (1999) Predation on Lake trout eggs and fry: a modeling approach. *Journal of Great Lakes Research*, 25, 36-44.
- Savino J.F. & Miller J.E. (1991) Crayfish (*Orconectes virilis*) feeding on young Lake trout (*Salvelinus namaycush*): effect of rock size. *Journal of Freshwater ecology*, 6, 161-170.
- Savolainen R., Westman K. & Pursiainen M. (1997) Fecundity of Finnish noble crayfish, *Astacus astacus*, and a signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in a small lake in southern Finland. *Freshwater Crayfish*, 11, 319-338.
- Söderbäck B. (1994) Interactions among juveniles of two freshwater crayfish species and a predatory fish. *Oecologia*, 100, 229-235.
- Söderbäck B. (1995) Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: possible causes and mechanisms. *Journal of Freshwater Biology*, 33, 291-304.
- Thörne L. & Norrgård J. (2008) *Bevarandeplan för NATURA 2000 i Vättern*. Rapport 95. Vätternvårdsförbundet.
- Westman K., Savolainen R. & Pursiainen M. (1993a) A comparative study on the reproduction of the noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), and the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in a small lake in southern Finland. *Freshwater Crayfish*, 9, 466-476.
- Westman K., Savolainen R. & Pursiainen M. (1993b) A comparative study on the growth and moulting of the noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), and the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in a small forest lake in southern Finland. *Freshwater Crayfish*, 9, 451-465.
- Zuur A.F., Ieno E.N. & Smith G.M. (2007) *Analysing ecological data*, Springer, New York.

