

Kan införandet av fiskefria områden vända trenden för fisken i Vättern?

Resultat från övervakningsprogram
och inventeringar i Vättern 2005-2007



Vätternsik. Foto: M. Svärd.

Rapport 96 från Vätternvårdsförbundet

ALFRED SANDSTRÖM, JOHNNY NORRGÅRD,
JOHAN DANNEWITZ, EVA BERGSTRAND

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium 2008-05-30



EUROPEISKA UNIONEN
Fonden för fiskets utveckling



FISKERIVERKET



Länsstyrelsen i Jönköpings län

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

Rapport	96
Referens	Måns Lindell (red), December 2007.
Kontaktperson	Ann-Sofie Weimarsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län. Telefon 036-395061, e-post: ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.vattern.org
Fotografier	Vätternvårdsförbundets arkiv (om inget annat anges)
Kartmaterial	Kartkälla: Länsstyrelsen i Jönköpings län.
ISSN	1102-3791
Upplaga	200 ex.
Tryckt på	Länsstyrelsen, Jönköping 2009
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.

Förord

Att Vättern är unik som sjö har redan myntats av flera om Vättern kunniga personer. Nu är Vättern dessutom "europaunik" i och med att det införts s k totalfredade områden i Vättern där allt fiske efter fisk är förbjudet oavsett metod.

Fredade områden är väl kända i marina sammanhang genom s k marina reservat. Syftet med dessa är att de genom sin lokalisering och omfattning säkerställer viktiga områden för fiskars fortlevnad (t ex reproduktions- eller uppväxtområden). Områdena minskar det totala fiskuttaget och utgör produktionsområden som "spiller över" fiskbara storlekar och arter till övriga delar av sjön. I Vättern utgör de fredade områden ca 15% av sjöns totala yta.

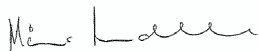
Fredade områden är i sig kontroversiellt och kräver gedigna underlag för sin relevans, och inte minst acceptans. Författarna m fl har förutom ett arbetskrävande fältarbete under flera säsonger innefattande flera kilometers nätdragningar inom och utanför fredade områden i Vättern även utfört ett omfattande "research-arbete" med att hitta, granska och bearbeta äldre uppgifter. Totalt sett utgör föreliggande studie det mest omfattande och "kvalitetssäkrade" underlag som finns tillgängligt för att bedöma fisksituationen i Vättern.

Flera slutsatser är nya och har delvis revolutionerat kunskapsläget. Bland dessa slutsatser kan nämnas att rödingbeståndet endast utgör några få procent av vad det gjorde på 1970-talet. Anmärkningsvärt är att det omtalas i äldre tidningsklipp från 1960-talet att rödingen redan då ansågs som utdöende! Glädjande visar studien att de omfattande skyddsåtgärder som införts på senare tid för att skydda rödingen i Vättern medfört att den nedåtgående trenden nu har planat ut. Förhoppningsvis kan beståndet även öka de närmaste åren.

I rapporten anges att den vanligaste fisken i Vättern är gärs! Vidare visas att sikbeståndet inte alls är så svagt som man tidigare trott utan snarare att beståndet är talrikt men bestående utav gamla och småvuxna (och troligen "svältande") individer som aldrig blir tillräckligt stora för att fångas i de tillåtna näten. Dessutom avrapporteras en resultatet från riktade provfisker på rödingens lekgrund samt studier av de genetiska skillnaderna för såväl rödingar på olika lokaler i sjön som olika typer av i sik. Flera delstudier ingår alltså i rapporten.

Att publicera dylika underlag d v s fakta som tydligt redovisar såväl underlag som tolkningar/bedömningar är en av Vätternvårdsförbundet uppgifter. Det är därför mycket tillfredsställande att studierna kunnat genomföras och publiceras. Vätternvårdsförbundet påpekar att författarna själva ansvarar för innehållet och slutsatser även om redaktionen har granskat och vid behov kommenterat materialet. Rapporten med olika fältnummer, delstudier mm har möjliggjorts genom finansiering av Fiskeriverket, Länsstyrelserna runt sjön (genom Jönköping), Europeiska fiskefonden, statliga fiskevårdsmedel samt Vätternvårdsförbundet.

Trevlig läsning!



Måns Lindell
Sakkunnig vätternvårdsförbundet



Anton Halldén
Länsfiskekonsulent Jönköping

Innehåll

ABSTRACT	7
INTRODUKTION	9
Nya fiskeregler införs	10
Fredningsområden	11
Målsättning	12
Behov av ökad kunskap inom förvaltningen	12
Miljön i Vättern	13
Erfarenheter av totalfredning och liknande förvaltningsåtgärder	13
Vätterns varumärke – rödingen	15
Rödingens lek	16
Vättersikarnas systematik – finns det flera bestånd av sik i Vättern?	17
MATERIAL OCH METODER	19
Uppföljningsprogrammet	19
Urval av provtagningsområden	19
Provfiskemetodik	21
Provfiske med djupa översiktsnät	21
Provfiske med kustöversiktsnät	21
Övriga parametrar	21
Tidigare års provfisken	21
Maganalyser	25
Ålders/tillväxtanalyser	25
Studier av rödingens lekgrund	26
Urval av inventerade områden	26
Provfiskemetodik och bedömning av lekområdes status	26
Intensivstudie av lekgrund	27
Provtagning och märkning	27
Morfologiska analyser på sik	27
Genetiska analyser	28
Insamling av prover för genetisk analys	28
Genetiska metoder	28
Databearbetning och statistik	30

RESULTAT	32
<i>Fisksamhällets sammansättning</i>	32
<i>Röding</i>	34
<i>Sik</i>	34
<i>Öring</i>	41
<i>Abborre</i>	42
<i>Nors</i>	42
<i>Siklöja</i>	42
<i>Hornsimpa</i>	44
<i>Gers</i>	44
<i>Lake</i>	44
<i>Övriga fiskarter (harr, elritsa, mört, med flera)</i>	47
<i>Lekgrundsundersökningar</i>	47
<i>Köns- och längdfördelning</i>	47
<i>Intensivundersökning på utvalda rödinglekområden</i>	50
<i>Fångst per ansträngning över tiden</i>	50
<i>Fångst per ansträngning jämfört med tidigare studier</i>	52
<i>Återfångster under lektid</i>	53
<i>Genetiska analyser</i>	53
<i>Röding</i>	53
<i>Sik</i>	53
DISKUSSION	58
<i>Har fisken svarat på införandet av fredningsområden?</i>	58
<i>Utvärdering av övriga regelförändringar</i>	62
<i>Rödingens lekaktivitet</i>	64
<i>Trender över tiden för fisken i Vättern</i>	65
<i>Hur har fisket påverkats?</i>	68
<i>Avslutande ord</i>	69
TACK	70
REFERENSER	71

Abstract

The usefulness and function of areas protected from fishing has been a major issue of scientific as well as political debate over the last decade. With a few exceptions, the vast majority of both case-studies and theoretical models are from marine environments. Although fisheries management in lakes faces similar problems as in marine systems, fishery closures has not been as frequently used as a management method and subsequently, the numbers of studies from lakes are few and rather limited. Nevertheless, large lakes in temperate areas could provide excellent study objects of the mechanistic processes that govern the success of protected areas, mainly due to lower number of species and habitat complexity and less complex dispersal mechanisms of early life-stages of fishes.

This report summarizes early results from an assessment of fishery closures in the Swedish Lake Vättern, the fifth largest lake in Europe. The commercial catch of the important fish species, whitefish (*Coregonus lavaretus*, L) and Arctic char (*Salvelinus alpinus*, L), have declined markedly since the mid 70s and as a means of remediation, three large areas, comprising 15 % of the lake's surface, were closed for all fishing in 2005. We report the results from a monitoring program with multi-mesh gill nets that has been following the response of the fish communities within and outside the protected areas. The programme has been carried out with a before-after-control-impact (BACI) design. Besides monitoring fish communities within and outside protected areas a number of complementary studies have also been undertaken in order to assemble important knowledge on the target spe-

cies Arctic char and whitefish. The genetic structure of the populations of whitefish and Arctic char has been analysed using microsatellite DNA in parallel with a study on spawning activity and migration pattern of Arctic char on historically documented spawning sites. The historic location of the majority of important spawning areas were assumed to be well known since spawning areas earlier have been of significant importance both for local fishermen and as sites for collection of hatching material in earlier culture programs.

Two years after the closure, the overall catch per unit effort of both whitefish and Arctic char has increased and some early signs of differences in the development of closed areas compared to fished areas could be observed. There is a tendency, however not statistically significant, that large whitefish (<40 cm), the size class which is targeted by fishermen, have a more positive rate of development within closures compared to references. There is also a similar tendency of a more positive development in biomass per unit effort as well as in mean size of Arctic char in closed areas compared to reference areas. The majority of other species that also are caught in the commercial fisheries has increased after the closure including some species that occur as a by-catch. The majority of species that do not occur regularly in the catch of fishermen has not responded at all. However, it is hard to distinguish the influence from introduction of closures from the over-all reduction in fishing effort that started already in the late 90s.

The absence of a marked positive response in mean size of whitefish after the introduction of closures could partially be explained by a decelerated growth rate compared to earlier time periods with data on whitefish growth (1920-1980). This could partially be explained by a lower productivity (total-phosphorous levels have decreased since the late 60s with approximately 60 %, from 10 to 4 µg/L) but also potentially by increased intra- and inter-specific competition, mainly during the benthos-feeding phase. The low growth rate of this target species might impose a potential future obstacle to its future rate of development in closed areas. Density-dependent processes are known to be a limiting factor for the positive development of populations protected from fishing.

The size of closures relative to the target species migration tendency is important for the long-term outcome. The results of this and other tagging and recapture studies on Arctic char in Lake Vättern show that the species has a relatively high mobility. The average distance between the spawning sites where fish were marked and the sites where they were recaptured where 20 km and 90 % of the fish were caught within a radius of 40 km. Since the mean radius of closed areas is approximately 6 km it is possible that the closed areas are too small, despite constituting a significant part of the lake's surface.

Genetic analyses of whitefish samples showed small but statistically significant genetic differences between the two coexisting morphological types. Also, there was a clear indication of an isolation by distance pattern in one of the whitefish types, where genetic differences increase with increasing geographical distance between sampled localities, indicating presence of several spawning areas. The results suggest that the two whitefish types should ideally be managed separately, although difficulties with a safe classification may make such a management strategy difficult to develop.

Although weak, the population genetic structure of Arctic char in Lake Vättern follows a typical isolation by distance pattern, indicating a more or less precise homing to spawning areas. From a conservation genetic perspective, we suggest that the Arctic char in the lake should be managed as one single population because of its relatively weak genetic structure. It should be noted, however, that from a fishery management perspective, overexploitation in certain areas may reduce the total production of Arctic char in the lake for a long time to come. The reason is the limited migration of reproducing individuals between spawning areas which likely delay recolonisation of overexploited areas.

Ripe Arctic char were documented in 29 of the 63 investigated spawning sites, Arctic char that could not be classified as spawners were found at further 19 sites. In 15 of the areas no sign of spawning activity could be observed. The largest and most active spawning areas were found in the North-eastern and South-eastern parts of Lake Vättern. According to the result from the tagging studies the Arctic char shows quite strong homing-behaviour, 41 of the 44 individuals that were recaptured during the spawning period had returned to its respective tagging location. The study confirms that the spawning period starts in the middle of October and lasts until the end of November, hence motivating the present fishing closure in spawning areas from 15 October to 15 December.

A comparison with older test-fishing programmes show that the population of Arctic char, despite the positive development during the time span of the monitoring programme (2005-2007), has a very poor status. Compared to the mean catch per unit effort during 1973-1992, the current catch has decreased with approximately 98 %. The precision of this figure could be discussed, but nevertheless there is no doubt that the population has decreased considerably and that further management efforts are needed if the current positive rate of development does not continue.

Introduktion

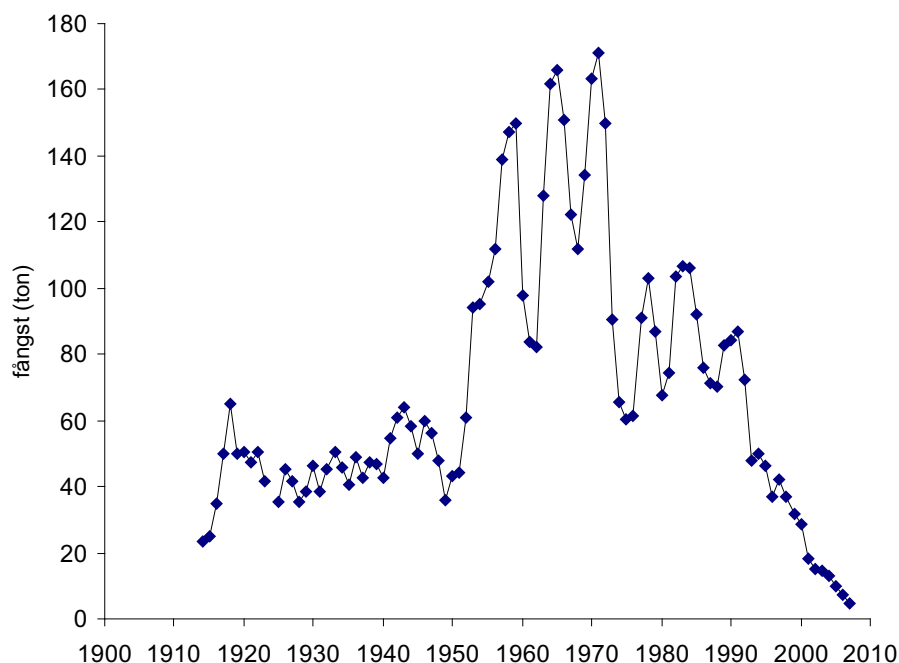
Vättern är Europas femte och Sveriges näst största sjö. Sjön har klassats som varande av riksintresse för yrkesfisket (Thörnqvist 2006) och den ges även en mycket hög bevarandebiologisk prioritet. Stora delar av sjön klassas som så kallat Natura 2000 område. Natura 2000 områdena instiftas via EU:s habitatdirektiv och ska representera särskilt skyddsvärda habitat (Vätternvårdsförbundet 2008). Vättern hyser också flertalet glacialrelikter, arter som invandrade till Vätternsänkan när inlandsisen lämnade området och alltsedan dess lever kvar i sjön. Bland glacialrelikterna kan nämnas röding, hornsimp, vitmärla, taggmärla och skorv.

Yrkesfiskets omfattning i Vättern har minskat successivt sedan början av förra seklet, åtminstone sett till antalet utövare. År 1910 fanns knappt 200 personer som bedrev yrkesmässigt fiske i Vättern, numera är motsvarande siffra drygt 20. Fiskets inriktning har också förändrats kraftigt de senaste åren. Från att vara ett fiske koncentrerat på sik och röding baseras numera den övervägande delen av Vätterns yrkesmässiga fiske på signalkräftan. Värdet på fisket efter signalkräfta var 2007 12,7 Mkr vilket utgör 93 % av det totala värdet av Vätterns yrkesmässiga fiske. Signalkräftan fiskas nästan uteslutande med burar under sommarhalvåret. Parallellt med kräftfiskets tillväxt har ansträngningen med bottenstatta nät minskat med cirka 80 % sedan slutet av 90-talet.

Vättern är också en attraktiv sjö för sport- och fritidsfiskare. Viktiga arter för dessa grupper är signalkräfta, röding, öring, lax, gädda, harr och abborre. Trollingfisket efter röding och den i Vättern inplanterade och snabbväxande Gullspångslaxen tillhör landets allra mest attraktiva sportfisken. På senare år har också ett sportfiske riktat efter storvuxen gädda, framförallt i norra

Vätterns skärgårdsområden, fått betydelse. Husbehovsfisket i Vättern har också det varit relativt omfattande och har traditionellt bestått mestadels av fiske med bottenstatta nät, och lodutterfiske. I viss mån sker detta fiske på enskilt vatten. Det finns ingen statistik över detta fiskes omfattning men mycket tyder på att det minskat på senare år, särskilt fisket med nät (pers. komm. Michael Bergström, fisketillsynsman). Istället har kräftfisket ökat i omfattning.

För Vättern finns en unik fångststatistik från det yrkesmässiga fisket från 1914 fram till idag. Statistiken innefattar all fångad fisk över gällande minimimått. Fångsterna av några av Vätterns karaktärsarter, sik, röding och öring, har minskat drastiskt på senare år. Rödingfångsterna har sjunkit successivt från ca 75 ton, i slutet av 1940-talet, till bottennoteringen, drygt 2,8 ton, 2007. Fångsterna har varierat en del mellan åren men en nedåtgående trend har funnits ända sedan början på 1950-talet (Figur 1). Enligt den senaste enkätstudien över fritidsfiskets omfattning och fångstuttag var fritidsfiskets fångst av röding i Vättern cirka 22 ton varav 41 % återutsattes (Fiskeriverket 2008). Fångsten av sik har också den minskat på senare år. Från de stora fångsterna i slutet av 50-talet till och med början av 70-talet, då den årliga fångsten pendlade mellan 80 och 170 ton, har den nuvarande fångsten sjunkit till en nivå på endast 4,8 ton. En liknande fångstminskning har också skett för öring om än inte lika uttalad. De minskande fångsterna i fisket har varit relativt uppmärksammade och bestånden har ansetts som svaga. Det bör dock påpekas att endast totalfångster, utan information om ansträngningen i yrkesfisket, inte är tillräckligt för att med säkerhet bedöma ett bestånd status.



Figur 1. Fångststatistik över yrkesmässiga fångster av sik i Vättern 1914-2007.

Nya fiskeregler införs

Mot bakgrund av de sviktande fångsterna i fisket beslutade Fiskeriverket 2004 om nya fiske- och förvaltningsåtgärder för att stärka röding- och sikbestånden i Vättern. Den största och mest dramatiska åtgärden var att införa totalförbud för allt fiske (utom kräftfiske) i tre stora områden; Fingals, Tängan och Norrgrundet (Figur 3). Områdena med fiskeförbud utgör ca 15 % av sjöns totala yta. Områdena valdes i samråd med fiskets intressenter och utgjorde samtliga tidigare viktiga platser för fisket efter röding och sik i Vättern. Två av områdena, Fingals och Tängan är också lekområden för röding. Samtidigt som man beslutade om totalt fiskeförbud infördes också ett antal ytterligare regler för fisket i Vättern:

- Utökade lekfredningsområden (Figur 3) och förlängd fredningstid (mellan den 15 september och den 15 december), för sik och röding.
- Maskstorleken för fisket med bottensatta nät på djup överstigande 30 meter får inte vara mindre än 60 mm i stolpe.
- Minimimåttet för röding höjdes, från 40 via 45 till 50 cm som från och med 1 juli 2007 är det gällande minimimåttet för arten.
- Begränsning av total fångst per fisketillfälle, så kallad "bag-limit", för handredskapsfiskare. Tre rödingar, laxar och/eller öringar per fiskare får fångas per fiske-dygn, och maximalt två av dessa får vara rödingar.
- Endast en krok får finnas per bete vid handredskapsfiske.

Fredningsområden

FIFS 2004:37 angående fredningsområden i Vättern

24 § Fr.o.m. den 15 september t.o.m. den 15 december är fiske förbjudet i följande områden.

1. Allt enskilt vattenområde i Vättern söder om de linjer som anges i 9 §.
2. Allmänt vatten inom fredningsområdena 1–7 enligt Bilaga 4. Områdena framgår översiktligt av Bilaga 5.

Under den i första stycket angivna fredningstiden får fiske efter andra arter än röding, öring och sik bedrivas med mjärde och med handredskap om fiskemetoden som sådan inte kräver användning av båt. Fr.o.m. den 1 december t.o.m. den 15 december får fiske efter andra arter än röding, öring och sik dessutom bedrivas med flytnät och med handredskap även om fiskemetoden kräver användning av båt. (FIFS 2005:5).

25 § Fiske i Vättern med bottensatta nät är förbjudet på större djup än 60 meter i följande områden.

1. Norra området: Området begränsas i norr av latituden 58 28 N och i söder av latituden 58 12 N.
2. Södra området: Området begränsas i norr av latituden 57 59 N och i söder av latituden 57 52 N.

Områdena framgår översiktligt av Bilaga 5.

25 a § Inom följande vattenområden i Vättern, vilka översiktligt framgår av Bilaga 5, är allt fiske med undantag av fiske efter kräfter förbjudet under hela året.

A. TÄNGAN

Området, som är beläget söder om St. Röknen, begränsas av räta linjer mellan följande punkter.

Pkt	Lat. N	Long. O	Anmärkning
1	58 31,90	14 40,00	O Karlsborg
2	58 38,35	14 44,00	V Storgrund, St. Röknen
3	58 38,35	14 50,00	O Storgrund, St. Röknen
4	58 31,90	14 46,75	S sydmärke, Mellön

B. NORRGRUNDET

Området, som är beläget norr om Visingsö, begränsas av räta linjer mellan följande punkter.

Pkt	Lat. N	Long. O	Anmärkning
1	58 07,50	14 22,00	NV Visingsö
2	58 20,00	14 28,30	O Pettera udde
3	58 20,00	14 32,00	V Älvarums udde
4	58 07,50	14 32,00	NO Visingsö

C. FINGALS

Området, som är beläget väster om Fingalshamn, begränsas i öster av gränsen mellan enskilt och allmänt vatten, i söder av latituden 57 52,00 N, i väster av räta linjer mellan punkter i positionerna 57 52,00 N; 14 13,50 O och 57 58,50 N; 14 18,50 O samt i norr av latituden 57 58,50 N. (FIFS 2005:5).

Målsättning

Det uppföljningsprogram för fisk som här rapporteras har haft som huvudsyfte att följa upp effekter av införandet av fiskeförbudsområden i synnerhet och införandet av nya fiskeregler i allmänhet. För att kunna bedöma fiskbeståndens status i Vättern har också jämförelser med äldre studier företagits. En särskild ansträngning har också gjorts för att förbättra det biologiska faktaunderlaget för målarterna sik och röding, vilket bedömts som nödvändigt för att kunna göra en fördjupad utvärdering av införandet av nya fiskeregler. Rödingens lekgrund har inventerats i en omfattande studie för att undersöka på hur många av de tidigare välkända och välfrekventerade

grunden där lek fortfarande pågår. I samband med denna inventering genomfördes också en märkningsstudie på Vätternröding. Märkningsstudien kan ge information om rödingens vandringar och spridningsbenägenhet, en viktig faktor för att kunna bedöma effekten av fredningsområden. De olika provfiskena har också möjliggjort en insamling av vävnadsprover för genetisk analys. Genetiska analyser har genomförts för att utvärdera rödingens och sikens bestandsstruktur. Om det till exempel finns flera olika distinkta bestånd av sik eller röding måste utvärderingen av de nya reglerna anpassas efter detta.

Behov av ökad kunskap inom förvaltningen

Resultaten från övervakningsprogrammet för fiskefredade områden i Vättern kan också komma att få en bredare användning. Det finns idag ett stort behov av en mer långsiktig övervakning av fisksamhällena i Stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren och Storsjön i Jämtland) för att stärka arbetet med förvaltningen av fiskresurserna, öka förutsättningarna för att bedöma ekosystemens tillstånd samt ge nya möjligheter att förstå hur ekosystemen fungerar. Kunskap om beståndens status är också en grundförutsättning för att tillämpa ekosystemansatsen i det framtida naturvårds- och fiskeriförvaltningsarbetet och också en viktig förutsättning för framtida miljörelaterad forskning.

I samband med att uppföljningsprogrammet fortgår kommer också ett parallellt arbete med att identifiera förutsättningarna för att införa nya fiskövervakningsprogram i Vättern och/eller några av de andra Stora Sjöarna av mer långsiktig art. I det arbetet ingår bland annat att identifiera potentiella problemområden, såväl praktiska provtagningsproblem som problem i samband med

analys och databearbetning. Vidare kommer förslag på metoder och tillvägagångssätt vid provtagning, bearbetning och spridning av resultat att föreslås samt möjligheterna att integrera fiskövervakningen med övrig miljöövervakning att utvärderas.

I dagsläget bedrivs endast en typ av långsiktig övervakning av fisksamhällena i Vättern: ekoräkningar och trålningar utförda med Fiskeriverkets undersökningsfartyg *Ancylus*. Denna övervakning är helt inriktad på den pelagiska delen av fisksamhället, till exempel arter som nors och siklöja, och har pågått sedan 1988. Standardiserade provfisken med översiktsnät har också utförts av Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium under perioden 1973-1998 (se sammanställningen i Tabell 2). Den längsta tidsserien från Vättern, från ett område i närheten av Vista kulle söder om Visingsö, är tretton år. En omfattande satsning på provfisken, med en stor yttäckning, skedde i Vättern under mitten av 70-talet (Filipsson, 1983). Dessa fisken genomfördes också vid ett flertal tillfällen under året (vår-sommar-höst).

Miljön i Vättern

Miljön i Vättern har i likhet med många andra svenska sjöar genomgått en rad förändringar som en följd av mänskliga aktiviteter under det senaste seklet. Vättern kan kategoriseras som en lågproduktiv, så kallad oligotrof, sjö med låga halter av det för växtplanktonproduktionen begränsande näringsämnet fosfor. Halterna av fosfor var förhöjda i Vättern under 60- och 70-talet men i takt med att utsläppen av fosfor från avloppsreningsverk och industrier successivt minskat har också halten av fosfor sjunkit till en sannolikt mer naturlig nivå på cirka 4–6 µg totalfosfor/liter. Variationen över tid i fosforhalt påverkar produktionen av växtplankton och andra så kallade primärproducenter vilket i sin tur påverkar hela näringskedjan.

Vättern rinner ut i Motala ström som sedan mynnar i Bråviken i Östersjön. Motala ström har byggts ut vid ett antal tillfällen. Det första kraftverket i Motala togs i drift den 31 december 1921. Utbyggnaden av Motala Ström utrotade den storvuxna stam av nedströmslekande öring som tidigare funnits i Vättern. Utbyggnaden anses

dock ha liten effekt på vattenståndsvariationerna i sjön (Vätternvårdsförbundet 2006).

Den kanske mest uppmärksammade miljöfrågan för stunden, globala klimatförändringar orsakade av utsläpp av växthusgaser, kan vara relevant också i fallet Vättern. Mot bakgrund av de scenarion som tecknats för framtidens väderförhållanden kan man förvänta sig en förändring på tre huvudområden av betydelse för fisk och fiske i Vättern; en förhöjd medelvattentemperatur, ökad nederbörd och kortare isperioder. En högre vattentemperatur kan också eventuellt medföra att perioden då vattnet är skiktat förlängs. Det finns redan nu tecken på att temperaturen ökar. Ytvattentemperaturen i sjön tycks ha ökat något, en förändring som inleddes i 90-talets början (Vätternvårdsförbundet 2007). Det är numera också snart 11 år sedan Vättern var istäckt (senast var 1996) vilket är den längsta perioden utan is sedan mätserien över istäckets förekomst och varaktighet inleddes 1881.

Erfarenheter av totalfredning och liknande förvaltningsåtgärder

I Sverige är erfarenheterna av införande av fredningsområden begränsade och effekterna av fredning har sällan följts upp på ett tillfredsställande sätt. Antalet områden som i likhet med de tre områdena i Vättern totalfredats för fiske är ytterst få. Områdena i Vättern utgör tillsammans med vatten kring Gotska Sandön de enda större vattenområden som totalfredats från fiske i Sverige. De få studier av fredningens effekter som ändå gjorts har utförts i kustnära områden. I dessa studier (Licknevarpefjärden i Östergötland och reven vid Vinga i närheten av infarten till Göteborgs hamn) påvisades en tydlig effekt i fredningsområdena jämfört med fiskade referenser. Både

storlek och täthet var högre för de kommersiellt intressanta arterna av fiskar och skaldjur inne i de fredade områdena. Eventuella positiva "överspillningseffekter" har dock inte studerats särskilt ingående ännu. Svenska och internationella erfarenheter av olika typer av fredning har nyligen sammanställts i samband med rapporteringen av ett regeringsuppdrag som Fiskeriverket fick 2005 angående fredningsområden för fisk (Bergström m.fl. 2007). Där konstateras att de internationella erfarenheterna av fredning överlag är positiva, bestånden gynnas ofta starkt inne i de fredade områdena vilket får positiva konsekvenser för närliggande områden där fiske tillåts genom att

fisk "spiller" över från de skyddade områdena. Dessa studier har dock huvudsakligen gjorts i tropiska marina områden. Erfarenheter från större sötvatten är dock mycket begränsade, trots likheter i problemställningar. Fredningen i Vättern är därför unik ur ett nordeuropeiskt perspektiv och det är därför också mycket viktigt att effekterna följs i ett långsiktigt uppföljningsprogram. Från mindre sjöar finns dock exempel på inskränkningar i fisket som dokumenterats. I Västansjön i Västerbotten infördes 1983 nät- och utterfiskeförbud (Filipsson 2003). Utvecklingen hos bestånden följdes därefter med riktade provfisker i Västansjön och en närbelägen jämförbar sjö, Bollvattnet, där fiske med nät och utter fortfarande var tillåtet. Medelstorleken hos de större rovfiskarna röding, öring och abborre ökade i Västansjön relativt Bollvattnet. Försöket visar att förbud av fiske med mängdfångande redskap som nät kan få snabba och påtagliga effekter på fiskbestånden i exploaterade sjöar.

I motsats till det stora intresset för marina fredningsområden så har intresset för så kallade MPA:s (Marine Protected Areas) i större sjöar och vattendrag varit i stort sett obefintligt. I en nyligen publicerad sammanställning av kunskapen om fredning av sjöar och vattendrag konstaterades att antalet exempel på sjöar och större älvar/floder där fredning införts var oerhört få (Abell m.fl. 2007). Erfarenheter från större sjöar saknades nästan helt och ytterst få om ens något exempel på fredning i motsvarande omfattning som nu skett i Vättern har beskrivits tidigare. Trots detta kan fredningsområden vara särskilt intressanta

som förvaltningsmetod just i sötvatten. Den nuvarande förvaltningen i de fem stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren och jämtländska Storsjön) som Fiskeriverket ansvarar för baseras idag inte på kvoter utan på att fiskets ansträngning och selektivitet regleras genom begränsningar i antalet yrkesfiskelicenser och fiskemetoder. I en sådan förvaltning kan fredningsområden utgöra ett viktigt komplement. Redan i dagsläget finns tidsbegränsad fredning av lekområden för gös, sik och röding och av viktiga mynningsområden för uppvandrande öring och lax.

I Stora sjöarna är fritidsfisket omfattande och för många arter av större omfattning än det yrkesmässiga. Eftersom fritidsfiskets uttag är svårt att övervaka och reglera kan fredningsområden vara en effektiv och rättfram metod att förvalta bestånden av arter och områden som är särskilt utsatta för hårt fisketryck från denna fiskarkategori.

I jämförelse med marina system är det sannolikt betydligt lättare att följa upp effekterna av fredning i sjöar både på målarterna för fisket och för näringsväven som helhet. I sjöarna finns något färre arter och mindre komplexa habitat. I slutna system som sjöar är det också lättare att studera hur bestånden som helhet svarar på fredning. Det är också sannolikt lättare att studera de mekanismer som påverkar utfallet av fredning, till exempel överspillningseffekter i närliggande områden. Många sötvattensarter och sötvattensmiljöer är också väsentligt bättre studerade i andra avseenden (populationsdynamik, fysiologi, beteende m.m.) än motsvarande arter och miljöer i den marina miljön.

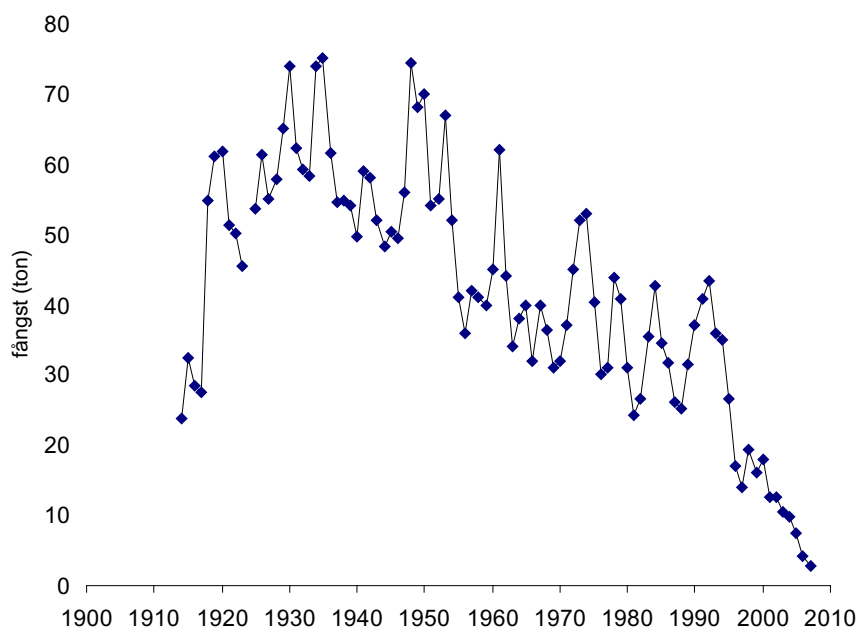
Vätterns varumärke – rödingen

Rödingen är den art som främst förknippas med Vättern och är således ett starkt varumärke som betyder mycket för hela Vätterbygden. Arten räknas till de så kallade glacialrelikterna som invandrade till Vätternsänkan när inlandsisen lämnade området och som alltsedan dess lever kvar i Vättern.

Rödingbeståndet i Vättern har sannolikt varit landets enskilt största bestånd av arten. Genom den årliga fångststatistiken från det yrkesmässiga fisket kan man följa beståndet från 1914 och fram till idag. Variationerna över kortare tidsperioder speglar med all sannolikhet beståndsfuktuationerna relativt väl. Däremot kan det vara svårt att tolka beståndsstatusens förändringar över längre tidsperioder på grund av att fiskets omfattning och inriktning förändrats väsentligt över tiden. Rödingfångsterna har varierat mellan ca 75 ton, i slutet av 1940-talet, till drygt 4 respektive 2,8 ton år 2006 och 2007 (Figur 2). Fångsterna

varierar ganska mycket upp och ner mellan åren, men samtidigt finns en tydligt nedgående trend sedan början på 1950-talet. Beståndet av vuxen röding bedöms idag vara svagt. De minskade fångsterna beror emellertid inte bara på en försämrad beståndssituation, utan även på ett minskat fiske. Den allt allvarigare situationen för rödingen i Vättern samt tillståndet hos de övriga 13 relikta bestånden av sydsvensk röding söder om Dalälven ledde till att den sydsvenska storrrödingen uppgraderades till kategorin "starkt hotad" på rödlistan över hotade arter (Gärdenfors, 2005).

Enligt samstämmiga uppgifter från både yrkes- och fritidsfiskare har bifångsterna av liten, ung röding varit liten under en längre tidsperiod (cirka 10 år), även om man tidvis sett en viss ökning. Detta i kombination med fångststatistiken gör att beståndssituationen idag har bedömts som relativt allvarlig.



Figur 2. Den yrkesmässiga fångsten av röding i Vättern under åren 1914-2007.

En historisk tillbakablick

Tidigare var rödingfisket på lekgrunden en viktig inkomstkälla för Vätterns fiskare, följande text är hämtad ur 'Rödingens lekplatser i Vättern' (Essvik 2004):

"Med början år 1905 införde länsstyrelserna vid Vättern bestämmelser för att skydda rödingens lek. Fram till dess hade det varit möjligt att fritt fiska röding när den var samlad för fortplantning på grundområdena. Att fiska på leken var ett rationellt sätt att skaffa sin inkomst av fisket. I uppsatsen Fiskare och fångst-metoder i Vättern talas om hur fiskelägen uppstod i närheten av de större rödinglekplatserna (Sjögård 1985). I sina reseberättelser från Vättern 1907 och 1908 skriver Thorsten Ekman om den "olägenhet" de nyinförda skyddsbestämmelserna ansågs vara för många fiskare som inte längre fick bedriva det lönsamma fisket (Ekman 1909). Rödinglekplatserna var således mycket viktiga för fiskarnas försörjning vid förra sekelskiftet. Man hade ett stort intresse för leken och kände väl till var lekplatserna fanns. Hundra år senare börjar kunskaperna om lekplatserna att blekna bort ur Vätternfiskarnas minne. Men ännu finns några som minns eller vill hålla fiskartraditionen levande."

Rödingens lek

Rödingens lekområden har under 1900-talet varit föremål för såväl kommersiellt romfiske som flertalet fiskeribiologiska undersökningar (bl.a. Ekman 1909, Alm 1934, Essvik 1977). År 2004 presenterade Bo Essvik 'Rödingens lekplatser i Vättern' där 43 rödinglekplatser i Vättern beskrevs. Utpekandet grundas på historiska uppgifter samt ett stort antal intervjuer med bland annat både äldre och nu aktiva fiskare. Flertalet av lekplatserna är väldokumenterade, några lokaler har även tidigare varit föremål för lek- och kläckningsstudier under bland annat 1960- och 70-talet. År 2004 initierades en förnyad fältundersökning av rödingens lekplatser i Vättern. Det främsta syftet var att undersöka rödingens lekaktivitet på de platser som beskrevs i Essviks rapport (2004). Projektet fortgår ännu och i denna rapport görs en första avrapportering.

Vätterns röding leker på bottenstrukturer med flervarviga stenlager där stenstorleken varierar från grovt grus upp till block. Sten i storleken 5–20 cm i diameter dominerar på de kända rödinglekgrunden (Ekman 1909, Essvik 1977, Eklöv & Andersson

1996). Vid leken vispar rödingen ner rommen mellan stenarna genom att slå med stjärten och på så vis skapa en vattenström som för med sig rommen ned i springor mellan stenarna. Rommen blir på så sätt mindre åtkomlig för vågrörelser och predatorer. Leken sker på såväl uppstickande grund (till exempel Rosenlundsgrundet, Illegrund och Höjen) som på större grundområden som (till exempel Flisen, Tängan och Visingsögrunden). På vissa områden ansamlas rödingen för lek intill stranden, utmed sjöns sydöstra kant förekommer strandlek på flertalet områden som till exempel Brunstorp, Gunneryd, Fingals och Stava. Lekplatserna kan vara helt exponerade för vind och strömmar (till exempel Erkerna och Jungfrun) men kan även finnas i skyddade lägen som Ombo öar eller inne i vikarna i nordöstra skärgården (Essvik 2004). Bottenförhållandena kan variera mellan olika områden, de mer exponerade lokalerna har vanligen ett större inslag av stor sten och block. Algpåväxten är mera påtaglig på lekområden i den nordöstra skärgårdens vikar.

Lekplatsernas djup varierar från en knapp meter ned till 8–10 meter. Det finns äldre uppgifter om att två slag av röding skulle förekomma. Båda skulle leka samtidigt men den ena, kallad blankrödingen, på hela 60 meters djup (Nilsson 1855). Det finns mer sentida forskare som inte utesluter sanningen i detta påstående (Grimås m.fl. 1972). Under 150 år har dock inga fakta framkommit som styrker uppgiften om att två skilda lekpopulationer av röding skulle finnas i Vättern (Essvik 2004). Vid undersökningar i modern tid har aktiv rödinglek inte konstaterats på större djup än 8–10 m, detta område finns ute på det friliggande grundet Tängan. (Essvik 1977, Halldén och Törnqvist 1992). Även vid Rosenlundsgrundet sker leken ned till 6–7 meters djup (Essvik 1977).

Ett talesätt bland gamla Vätternfiskare lyder ”när björkens alla löv är gula, då leker rödingen”. Erfarenheter från provfisken och uttalanden av äldre fiskare visar att leken förskjuts tidsmässigt ju längre söderut man kommer. Rödingleken i de norra delarna av Vättern börjar omkring den 10 oktober, i de södra delarna av sjön börjar leken ungefär tre veckor senare (Essvik, 2004). Den mest intensiva perioden då de flesta honorna släpper rommen kallas ”högleken”, denna pågår vanligen under ett par veckors tid med full intensitet. Högleken utlöses vanligen av ett par dagar med kallt och klart väder. Vid avelsfiskena på Rosenlundsgrundet på 1960- och 70-talet var honorna klara för romkramning omkring den 10 november (Essvik 2004). Utlekt fisk, speciellt hanar, stannar ofta kvar en tid på lekplatserna.

Vättersikarnas systematik – finns det flera bestånd av sik i Vättern?

Redan 1895 gjorde F. A. Smitt, som studerade utbredning och biologi hos Skandinavien fiskar observationen att det föreföll finnas olika morfologiskt skilda typer av sikar i Vättern. Han rapporterar i sin bok ”Skandinavien fiskar” om åtminstone två morfologiskt skilda typer av sikar i Vättern. Eftersom sikar kan uppvisa en mycket stor morfologisk såväl som biologisk och ekologisk variation har sikarnas systematik under årens lopp varit föremål för en tidvis intensiv diskussion, en diskussion som i viss mån fortsätter än idag då artbildningen hos fiskar kan studeras med genetiska metoder som inte fanns tillgängliga tidigare. Även antalet lokala namn på de olika sikarna är stort, vilket bidrar till oklarheter om formernas uppträdande och förekomst. En senare efterföljare till Smitt var Professor Gunnar Svärdson, dåvarande chef för Sötvattenslaboratoriet som genomförde ett antal omfattande studier över sikarnas systematik (se bl.a. Svärdson, 1979).

Svärdson skilde mellan tre ”arter” av sikar i Vättern: älvsikar med en distinkt nos och många gälträfsänder på första gälbågen, sandsikar med ett större huvud och ett fåtal gälträfsänder och storsikar med mycket få gälträfsänder och en snabbare tillväxt än de andra formerna. Lokalt används ofta beteckningen näbbsik istället för älvsik men eftersom Naturhistoriska Riksmuseet förordar användningen av namnet älvsik istället för näbbsik, används härnäst älvsik i denna rapport.

Älvsiken kan också förutom näbbsik lokalt kallas för aspsik eller blånäbb. Uppgifter om antalet kända lekplatser i Vättern är begränsat. Endast en säkert känd lekplats finns; vid Sidön söder om Karlsborg i anslutning till Kråk (Svärdson 1979). Älvsiken förekommer i Östersjön från Uppland upp till Bottenviken samt i älvar som mynnar till detta havsområde samt förutom i Vättern även i bland annat Vänern, Mälaren och Siljan. Sandsiken kallas lokalt även

för grundsik, landsik, grässik eller stensik och anses vara den vanligaste sikformen i Vättern. Sandsiken leker strandnära under oktober-december på grunt vatten med sten- och sandbottnar på många platser i sjön. Sandsiken, som inte blir så stor som de övriga sikformerna i sjön, kan uppnå en vikt på 3 kg. Storsiken anses vara mer sällsynt förekommande i Vättern. Svärdson (1979) skriver att storsiken är en av de till Sverige tidigt invandrade sikformerna och att den förekommer i större källsjöar för de norrländska älvarna men att bestånd finns även i ett antal sydliga sjöar med förekomst av glacialrelikter. Storsiken uppges växa långsamt, men i gengäld bli gammal. Kanske var till exempel den största kända sik som fångats i Vättern, som vägde 8,5 kg och var 19 år gammal en storsik.

Genom åren har det genomförts ett flertal studier på evolutionen av så kallad polymorfism (att fiskar kan uppträda med väldigt olika kroppsform) hos sikar. I en av de mer sentida studierna studerade Östbye m.fl. (2005) parvist förekommande morfer av sikar i nio norska näringsfattiga sjöar.

I åtta av nio sjöar fann man två genetiskt distinkta typer av sik. I nästan samtliga fall fanns motsvarande två typer av sikar med likartad kroppsform, tillväxt och födoval. En form som var mer specialiserad på att leva bottennära med ett födoval som mestadels bestod av bottenfauna och en frisimmande form som mestadels livnärde sig på djurplankton. Resultaten tolkades som att dessa former utvecklats och separerats parallellt i de olika sjöarna efter den senaste istiden genom att sikarna specialiserat sig i två olika nischer: bottenlevande respektive frisimmande.

Skulle det vara så att det verkligen förekommer genetiskt distinkta typer av sikar i Vättern med olika tillväxt, habitatval och födoval bör det få stora konsekvenser för både förvaltningen av sik på lång sikt och utvärderingen av utvecklingen i de för fiske fredade områdena. Därför har vi valt att genom en kombination av genetiska metoder och bildanalyser (där man analyserar foton av sikar) undersöka om det finns skilda typer av sikar i Vättern.

Urval av provtagningsområden

I fisket med kustöversiktsnät delades de sex avgränsade områdena in i djupintervallen 1–3, 3–6, 6–10, 10–30, 30–50, 50–70, 70–90 och >90 m förutsatt att samtliga djupintervall fanns representerade i området. Provfiskestationernas placerades därefter ut slumpmässigt i de förekommande djupintervallerna. Inget av

A map of the study area in the Baltic Sea. The map shows the coastline of Sweden and Finland, with several islands and archipelagos labeled. The labels are: Lakaskär, Tangan, Kråk/Flisen, Norrgrundet, Rödån, and Fingals. The map includes a scale bar from 0 to 10 km and a north arrow.

19

att näten läggs så tätt så att fångsten i de olika stationerna blir beroende av varandra. Minst fem stationer fiskades per djupzon. I vissa fall där områdena ifråga dominerades av ett fåtal djupzoner har ansträngningen i dessa djupzoner ökat något.

I fisket med de djupare översiktsnäten fiskades första året (2005) på djup från 20 meter och djupare, dvs. i djupinterval- len 20–30, 30–50, 50–70 och 70–90 meter. Ansträngningen varierade mellan 6 och 12

nätfiskenätter per område och djupzon. På basis av resultaten från 2005 års provfiske skedde vissa förändringar av upplägget i 2006-2007 års fiske. Det grundaste djupin- tervall utökades ned till 10 istället för 20 meters djup samtidigt som djupare områ- den än 70 meter där fångsten av sik och röding var obetydlig togs bort. Detta inne- bar en ökad fiskeansträngning i de områ- den där fångsten av sik och röding var som störst under 2005 (se Tabell 1 och Bilaga 2).

Tabell 1. Fiskeansträngning i olika områden och djupzoner samt antal störda lokaler som exkluderats vid analyser.

Lokal	År	Djupzoner (m)								Totalt	Nättyp	N störda
		1–3	3–6	6–10	10–30	30–50	50–70	70–90				
Fredade områden												
Fingals	2005				6	6	6	8	26	djupa översiktsnät	0	
Fingals	2005		5	5	10	5	6	5	36	kustöversiktsnät	0	
Fingals	2006				12	20	12		44	djupa översiktsnät	0	
Fingals	2007				12	20	12		44	djupa översiktsnät	10	
Norrgrundet	2005				12	12			24	djupa översiktsnät	0	
Norrgrundet	2005				20	11			31	kustöversiktsnät	0	
Norrgrundet	2006				12	20			32	djupa översiktsnät	0	
Norrgrundet	2007				12	20			32	djupa översiktsnät	0	
Tängan	2005				6	7			13	djupa översiktsnät	0	
Tängan	2005		5	5	9	5			24	kustöversiktsnät	0	
Tängan	2006				12	20			32	djupa översiktsnät	0	
Tängan	2007				12	20			32	djupa översiktsnät	1	
Referensområden												
Kråk/Flisen	2005				12	12			24	djupa översiktsnät	0	
Kråk/Flisen	2005	5	5	9	20	10			49	kustöversiktsnät	0	
Kråk/Flisen	2006				12	20			32	djupa översiktsnät	0	
Kråk/Flisen	2007				12	20			32	djupa översiktsnät	0	
Lakaskär	2005				6	6			12	djupa översiktsnät	0	
Lakaskär	2005		5	12	10	5			32	kustöversiktsnät	0	
Lakaskär	2006				12	20	3		35	djupa översiktsnät	4	
Lakaskär	2007				12	20			32	djupa översiktsnät	6	
Rödån	2005				6	6	6	6	24	djupa översiktsnät	0	
Rödån	2005		5	5	10	5	5	5	35	kustöversiktsnät	0	
Rödån	2006				12	20	12		44	djupa översiktsnät	0	
Rödån	2007				12	20	12		44	djupa översiktsnät	14	

Provfiskemetodik

Provfiske med djupa översiktsnät

De djupa översiktsnäten användes för att jämföra trender över tiden för fiskets målarter (sik och röding) i fiskade områden jämfört med fredade. De består av fem stycken ihopsydda nätpaneler med maskstorlekarna 20, 30, 35, 43 och 60 mm maska i stolpen. Varje enskild panel är 5 m djup och 60 m lång, således fiskas med 300 m nätlängd per provfiskestation. Maskstorlekarna 43 och 60 mm används frekvent i det yrkesmässiga fisket med nät. Idag bedrivs vanligtvis fisket efter sik med 43 mm maska och fisket efter röding med 60 mm maska. Dessa maskstorlekar överensstämmer också med de nya reglerna för minsta tillåtna maskstorlek i stolpe i Vättern. På grundare områden än 30 meters djup är minsta tillåtna maska i stolpe 43 mm och på områden djupare än 30 meter 60 mm. Tidigare användes något mindre maskstorlekar i fisket.

Provfiske med kustöversiktsnät

Kustöversiktsnät användes för att beskriva fisksamhällets sammansättning. Den standardiserade provfiskemetodiken med kustöversiktsnät har använts för bestånds- och miljöövervakning av kustfisk och beskrivs i Naturvårdsverkets Handbok för Miljöövervakning (Naturvårdsverket 1997) och mer utförligt i Metoder för övervakning av kustfiskbestånd (Thoresson 1996b). Metodiken har utvecklats för att kunna mäta långsiktiga förändringar i fiskbeståndens täthet och artsammansättning. Detta görs genom att bland annat studera förändringar i relativa mått som fångst per ansträngning. Kustöversiktsfisket har anpassats till ett djupstratifierat/randomiserat fiske med nät av typen Norden (Söderberg m.fl. 2006). Metoden har tidigare utvecklats för provfiske i sötvatten men då med 12 olika maskstorlekar i redskapet (Appelberg 2000). Kustöversiktsnäten är 1,8 m djupa och 45 m långa. Näten består av nio stycken 5 m långa sektioner med olika maskstorlekar

fördelade mellan 10 och 60 mm stolplängd med en kvot mellan maskstorlekarna på ca 1,25. Nätsektionerna är placerade i en slumpmässig ordningsföljd enligt; 30, 15, 38, 10, 47, 12, 24, 60 och 10 mm maskstorlek i stolpe.

Övriga parametrar

Vid varje provfiskestation, oavsett nättyp, så uppmättes djupet vid ändpunkterna på nätet samt maximi- respektive minimidjup längs nätets dragning. På så sätt kunde också ett ungefärligt mått på bottenens lutning beräknas. I varje område uppmättes också temperaturens vertikala variation på en djupt och för provfiskeområdet centralt belägen punkt. Temperaturen mättes dagligen i en profil från ytan och med mät-punkter var femte meter ned till botten. Botten temperaturen på ett urval av provfiskestationerna uppmättes också vid ett flertal tillfällen, temperaturen vid ett givet djup vid dessa avvek dock inte nämnvärt från den som uppmätts på motsvarande djup vid profilen. Således har temperaturen på ett visst djup i profilen använts för att skatta temperaturen vid botten på de provfiskeplatser som saknat temperaturmätningar. På samma plats som temperaturprofilen uppmättes gjordes också en mätning av siktdjupet med en vit siktskiva (eller så kallad Secchi-skiva).

Tidigare års provfisken

I Vättern har det bedrivits provfisken och forskning kring fisk och fiske ända sedan åtminstone 1860-talet (t.ex. Widegren 1862, Smitt 1895, Ekman 1916). Regelrätta, standardiserade provfisken startades dock först 1973 då man inledde provfisken med översiktsnät. Under mitten och slutet av 70-talet bedrevs omfattande provfisken med ett flertal olika nättyper i Vättern (Tabell 2). Fiskena täckte många områden, alltifrån skärgården i norr till öppna Vättern i söder. Det område som följdes mest intensivt var Vistakulle i närheten av Vingsö på sydöstra fastlandssidan, ett provfiske som pågick med vissa avbrott fram till och med 1992 och därmed utgör den längsta

Tabell 2. Tidigare genomförda nätprovfiske med bottensatta nät i Vättern (sammanställning baserad på NORS - Nationellt register för sjöprovfiske).

Lokal	År	Djup (m)	Ansträngning	Nättyp (mm)	Nätyta (m ²)	Månad
Alsen	1977	1–14	6	5–55	53	augusti
Alsen	1981	1–14	6	5–55	53	september
Aspöarna	1975	5–16	4	10–74	216	augusti
Baskarp ^a	1978	5–82	14	10–74	216	augusti
Borghamn	1975	6–60	12	10–74	216	april
Duvfjärden	1977	1–14	6	10–74	216	??
Duvfjärden	1996	0,5–13	24	5–55	53	augusti
Duvfjärden	1998	0,6–12,5	24	5–55	53	augusti
Fingals ^b (fredat)	2005	22–95	26	20–60	1 500	juli / augusti
Fingals ^b (fredat)	2005	2–85	37	10–60	81	juli / augusti
Fingals ^b (fredat)	2006	10–72	44	20–60	1 500	juli / augusti
Fingals ^b (fredat)	2007	12–70	44	20–60	1 500	juli / augusti
Flisen	1976	2,5–5	13	40–60	72	november
Hjo	1973	58–65	5	40–60	72	november
Hjo	1974	63–70	5	10–74	216	maj
Hjo	1974	58–60	5	40–60	72	november
Hjo	1975	30–77	5	10–74	216	maj
Hjo ^a	1973	5–62	10	10–74	216	augusti
Hjo ^a	1974	5–62	10	10–74	216	augusti
Hjo ^a	1981	1–33	7	10–74	216	augusti / september
Huskvarna	1998	1–25	32	5–55	53	september
Huskvarna	1998	1–24	32	5–55	52,5	september
Huskvarnaåns mynning	1974	5–8	2	10–74	216	september
Hästholmen	1981	1–96	15	10–74	216	september
Karlsborg (Vanäs Udde)	1973	27–62	60	40–60	72	november
Karlsborg (Vanäs Udde)	1974	5–79	42	10–74	216	maj
Karlsborg (Vanäs Udde)	1974	5–75	42	10–74	216	november
Karlsborg (Vanäs Udde)	1975	5–69	28	10–74	216	maj
Karlsborg (Vanäs Udde) ^a	1974	5–83	42	10–74	216	augusti
Karlsborg (Vanäs Udde) ^a	1981	1–88	15	10–74	216	augusti
Karlsborgsviken	1975	5–14	4	10–74	216	augusti
Karlsborgsviken	1997	1–11	24	5–55	53	september
Kråk / Flisen ^a (referens)	2005	20–44	24	20–60	1 500	juli / augusti
Kråk / Flisen ^a (referens)	2005	20–44	24	10–60	81	juli / augusti
Kråk / Flisen ^a (referens)	2006	11–50	32	20–60	1 500	juli / augusti
Kråk / Flisen ^a (referens)	2007	10–51	32	20–60	1 500	juli / augusti
Kråksviken / N. Sidön	1976	1–3	19	40–60	72	oktober
Kungsholmen	1977	1–14	25	10–74	216	augusti
Kungsholmen	1981	1–14	6	10–74	216	augusti
Kärrafjärden	1977	1–14	6	10–74	216	september
Kärrafjärden	1981	1–14	6	10–74	216	augusti

fort. Tabell 2.

Lokal	År	Djup (m)	Ansträngning	Nättyp (mm)	Nätyta (m ²)	Månad
Lakaskär ^a (referens)	2005	2–41	25	10–60	1 500	juli / augusti
Lakaskär ^a (referens)	2005	22–41	12	20–60	81	juli / augusti
Lakaskär ^a (referens)	2006	9–70	32	20–60	1 500	juli / augusti
Lakaskär ^a (referens)	2007	17–57	32	20–60	1 500	juli / augusti
Lakaskär ^c	1997	30	22	20–30	600	juli / augusti
Lakaskär ^c	1998	60	5	20–30	600	juli / augusti
Lakaskär ^c	1999	42–45	15	20–30	600	juli / augusti
Lakaskär ^c	2000	40	11	20–30	600	juli / augusti
Lilla Aspön	1977	1–15	6	10–74	216	augusti
Lilla Aspön	1981	1–15	6	10–74	216	augusti
Medhamra	1975	5–31	6	10–74	216	??
Medhamra	1996	1–9	32	5–55	53	september
Motalaviken	1975	5–3,5	6	10–74	216	augusti
N Rosenlunds bankar	1976	4–8	75	40–60	72	november
Norrgrundet ^a (fredat)	2005	20–46	24	20–60	1 500	juli / augusti
Norrgrundet ^a (fredat)	2005	20–46	25	10–60	81	juli / augusti
Norrgrundet ^a (fredat)	2006	11–50	32	20–60	1 500	juli / augusti
Norrgrundet ^a (fredat)	2007	11–51	32	20–60	1 500	juli / augusti
Olshammar ost Hinstorp	1975	5–36	6	10–74	216	augusti
Olshammar ost Hinstorp	1977	1–34	7	10–74	216	augusti
Olshammar ost Hinstorp	1981	1–35	7	10–74	216	augusti
Rödån ^a (referens)	2005	20–79	24	20–60	1 500	juli / augusti
Rödån ^a (referens)	2005	22–79	23	10–60	81	juli / augusti
Rödån ^a (referens)	2006	8–70	44	20–60	1 500	juli / augusti
Rödån ^a (referens)	2007	7–68	44	20–60	1 500	juli / augusti
Rökнасundet	1977	1–35	7	10–74	216	??
Rökнасundet	1997	1–30	32	5–55	53	september
Skärvesten ^a	1977	1–77	14	10–74	216	augusti
Skärvesten ^a	1981	1–77	14	10–74	216	augusti
SO Granvik ^a	2004	20–70	60	20–35	900	juli / augusti
St Aspön ^a	2004	20–70	47	20–35	900	juli / augusti
Stora Aspön ^a	1977	1–88	16	10–74	216	augusti
Stora Aspön ^a	1981	1–88	16	10–74	216	augusti
Sunneryd	1978	6–92	16	10–74	216	??
Trulsan	1977	grunt?	12	40–60	72	september
Tängan ^a (fredat)	2005	20–48	13	20–60	1 500	juli / augusti
Tängan ^a (fredat)	2005	4–44	25	10–60	81	juli / augusti
Tängan ^a (fredat)	2006	10–50	32	20–60	1 500	juli / augusti
Tängan ^a (fredat)	2007	10–50	32	20–60	1 500	juli / augusti
V. Hästholmen ^a	2004	30–90	36	20–35	900	juli / augusti
V. Kalvskär	1996	40	5	20–30	600	oktober

forts. Tabell 2.

Lokal	År	Djup (m)	Ansträngning	Nättyp (mm)	Nätyta (m ²)	Månad
Vida Vättern ^a	1978	6–92	16	10–74	216	augusti
Vista kulle	1973	5–107	34	40–60	72	september
Vista kulle	1974	5–107	106	10–74	216	maj
Vista kulle ^b	1973	5–107	16	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1974	5–107	16	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1975	5–107	16	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1976	5–107	16	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1978	5–96	16	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1981	1–110	17	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1982	1–106	17	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1984	5–65	10	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1985	2–108	17	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1988	1–106	17	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1989	1–104	20	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1990	4–107	17	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	1992	1–105	18	10–74	216	augusti
Vista kulle ^b	2004	20–90	36	20–35	900	juli / augusti
Ö. Axstäl	1977	36–40	12	40–60	72	augusti
Ö. Stora Rökna ^a	1977	1–62	11	10–74	216	augusti
Ö. Stora Rökna ^a	1981	1–62	11	10–74	216	augusti

^a har använts i skattning av trender i fångst per ansträngning av bl.a. sik, röding och lake (se Figur 7, 11 och 23). Sorteras under kategorin "övriga områden".

^b har använts i skattning av trender i fångst per ansträngning av bl.a. sik, röding och lake (se Figur 7, 11 och 23). Sorteras under kategorin "Vistakulle/Fingals".

^c har använts i skattning av trender i fångst per ansträngning av bl.a. sik, röding och lake (se Figur 7, 11 och 23). Sorteras under kategorin "fisken med 20–35 mm" maska.

fiskerioberoende tidsserien från Vättern (Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping, 1993). Därutöver pågick systematisk övervakning med bottensatta nät på två ytterligare lokaler, en utanför Hjo och en utanför Karlsborg. Huvudsakligt redskap i dessa fisken var 72 meter långa och 3 meter djupa översiktsnät med 12 olika maskstorlekar varierande från 10 till 74 mm maska i stolpe. På dessa och andra lokaler har också bedrivits strandnära provfisken med Nordiska översiktsnät för sjöar (maskstorlekar 5–55 mm), sporadiska provfisken med länkade nät (maska 20–35 mm) under perioden 1996–2004 samt provfisken med länkade nät med maskstorleken 40–60 mm.

Maganalyser

Delar av fångsten har analyserats med avseende på maginnehåll. Maganalyser av lake och öring har gjorts direkt i fält och maganalyser på sik, röding, nors och hornsimpa har gjorts under lupp på Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. Ytterligare urval av fångsten under 2007 kommer att analyseras avseende maginnehåll av Skövde högskola. Resultaten från dessa studier redovisas dock ej här.

Ålders/tillväxtanalyser

Urval av fångsten av sik och samtliga fångade rödingar har analyserats med avseende på ålder. För siken har också tillväxt skattats genom tillbakaräkning på fjäll. Otoliter och fjällprov togs från 514 sikar och 152 rödingar. Proverna analyserades med avseende på ålder och individuell tillväxt. Åldern bestämdes på delade brända otoliter. Hela otoliter och fjäll användes som stöd i de fall det var relevant. Fjäll användes för mätning av individuell tillväxt utifrån upp-

mätta fjällradier, som tillbakaräknades till fisklängd. Fjällen studerades i Microfiche MAP ADC-3 (29,7 gånger) och fjällradierna mättes med digitallinjal. För att översätta tillbakaräknad fjällradie till totallängd vid olika åldrar användes en power-funktion av formen $L = aR^{bx}$ där a och b är konstanter, TL tillbakaräknad totallängd och R uppmätt fjällradie. En jämförelse med sikmaterial från andra sjöar visade att konstanten b , som anger power-funktionens böjning, varierade mellan olika vatten och potentiellt olika bestånd. För Vätterns sikpopulationer 2006 användes $b = 1,524$. Konstanten räknades fram genom att plotta känd totallängd mot maximal fjällradie. Denna power-funktion förklarade 83 % av variationen i relationen fisklängd-fjällradie. För ålder, kondition och tillväxt hos röding hänvisas till Hammar (2006) och Hammar och Filipsson (2007). Tekniska svårigheter och mer ingående beskrivningar av metodiken vid åldersbestämning presenteras i Bilaga 4.

För att kunna studera hur sikens tillväxt förändrats över tiden har data från tidigare genomförda studier i Vättern hämtats från Sötvattenslaboratoriets arkiv. Detta har möjliggjort en analys av variationen i tillbakaräknad tillväxt mellan åren 1916 och 2007. Totalt har denna analys omfattat 3 663 individer varav 514 sikar från 2006 och 71 sikar från 2005 och resterande material insamlat mellan åren 1918 och 1982. Sikar från 2007 års provtagning har ännu inte analyserats med avseende på ålder. Materialet från 2005 har tidigare presenterats i Rydberg (2006). Delar av de äldre materialen har bland annat presenterats tidigare i Svärdson (1963). De tillbakaräknade längderna har räknats fram på samma sätt som beskrivs ovan för de sikmaterial som samlats in i denna studie, det vill säga de längder som i tidigare studier räknades fram med en så kallad tillbakaräkningslinjal har inte använts.

Studier av rödingens lekgrund

Urval av inventerade områden

Under hösten 2004-2006 utfördes inventeringsfiske på huvuddelen av de högprioriterade områden som pekats ut av Essvik (2004). Lokalerna som besöktes var prioriterade både ur fiskeribiologisk och miljöstrategisk synvinkel. Syftet var att undersöka vilka av de utpekade lokalerna och områdena som utgör aktiva rödinglekplatser i nuläget. I några fall har historiskt intressanta lekområden där aktiv lek inte kunnat verifieras i ett första skede återbesökts. Under arbetets gång har information om ytterligare lokaler med eventuell rödinglek som inte ingår i Essviks rapport erhållits, en del av dessa har även besökts.

Provfiskemetodik och bedömning av lekområdets status

Fälтарbetet har utförts av två båtlag om två man per båtlag. Metodiken byggde på tidigare provfisket efter lekröding i Vättern och andra sydsvenska rödingsjöar och utarbetades i samarbete mellan Fiskeriverket, Länsstyrelsen (Jönköping och Örebro) samt Bo Essvik. Provfisket har årligen inletts i Vätterns norra del, vådret och de tidvis besvärliga höstvindarna har i viss mån styrt ordning i vilken lokalerna provfiskats. Provfisket företogs dagtid mellan ca 08.00 till 17.00. Områdena "skannades" av med vattenkikare och positionsbestämdes med flera punkter med hjälp av GPS. Lokalerna beskrevs på ett särskilt för ändamålet framtaget protokoll. I enlighet med metodiken eftersträvades att på varje lokal fiska med sex nät i olika riktningar samt på olika djup mellan 1–8 meter. Näten som

användes var 30 m långa och 5–6 fot (1 fot = 30,5 cm) djupa med en maskstorlek om 8, 10 och 12 varv per aln motsvarande 50, 60 och 75 mm maskstolpe. Under hösten 2006 användes även nät av mindre maskstorlek (33 mm maskstolpe). Röda "skötbojar" användes som vakare och ankare användes vid besvärliga vindförhållanden. Nätens position, djup och klockslag för ilägg/upptag (ej 2004) noterades. I de fall då områdena låg nära varandra provfiskades två eller flera lokaler samtidigt. I dessa fall vittjades näten på lokalerna växelvis. Fångad röding längdmättes, vägdes och klassades enligt lekmognad. Om rödingen satt besvärligt i nätet klipptes nätmaskor för att minimera skaderisken hos fisken. På avliden röding omhandtogs togs huvud, mage, kött och eventuell rom för analys. Avlidna rödingar från fisket under 2006 frystes hela och provtogs tillsammans med ytterligare rödingar från provfiskena under sommaren samma år av forskare på Sötvattenslaboratoriet i samarbete med miljögiftsavdelningen på Naturhistoriska riksmuseet. Avsikten med provtagningen var att undersöka halten av miljögifter i Vätternröding.

Provfisket pågick tills lek konstaterats på lokalen, eller alternativt tills det bedömts att det inte fanns någon röding inne för lek på lokalen. Den maximala fisketiden mellan vittjningarna begränsades till cirka två timmar, detta för att undvika att rödingarna lider onödig skada eller i värsta fall dör. De undersökta lokalerna klassades som aktiva lekplatser om honor med rom eller utlekta individer påträffades. Då hanarna rör sig över stora områden innan leken anses fångst av enbart lekmogna hanar inte vara ett säkert tecken på att lek förekommer på den berörda lokalen. De lokaler där enbart icke-lekmogen röding eller hanar påträffats, eller röding observerats men ej fångats, har klassats som osäkra leklokaler.

Intensivstudie av lekgrund

Under hösten 2005 gjordes en intensivstudie vid tre utvalda lekområden; Kärraviken, Stava och Rosenlundsgrundet. Syftet var främst att studera rödingens aktivitet samt längd- och könsfördelning över lekperioden. Vid urvalet av områden ansågs spridning i sjön, tillgänglighet, kräftförekomst samt resultatet från 2004 års lekprovfiske vara viktiga kriterier. Lekgrundens positioner och storlek var väl dokumenterade från lekprovfisket hösten 2004, en närmare beskrivning av de tre områdena finns i Bilaga 1. Studien fortsatte vid Kärraviken och Stava under 2006, efter svaga fångstresultat vid Rosenlundsgrundet hösten 2005 gjordes bedömningen att det inte var meningsfullt att fortsätta försöket på detta lekområde.

Vid intensivprovfisket användes samma metodik som beskrivits tidigare. Fisket avbröts dock inte efter att lekaktivitet konstaterats, utan bedrevs vanligen under hela dagen. Lekområdena besöktes flertal gånger under en längre tidsrymd (6–8 gånger på 5–6 veckor). Vid provfisket av dessa lokaler användes 6–12 nät/lokal. Nätansträngningen anpassades till väder- och fångstsituation, vid dåligt väder eller hög fångst per ansträngning användes färre nät.

Provtagning och märkning

Under 2005 och 2006 provtogs (bit av bröstfena till 96 % sprit) och märktes samtliga fångade rödingar med så kallade floytags (T-bar anchor tags) försedda med id-nummer och adress till Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. Syftet med märkningen var att studera rödingens "homing-beteende" (eg. trogenhet till leklokalen) samt återfångstfrekvensen för att därmed möjliggöra en uppskattning av lekbeståndets storlek på de intensivprovfiskade om-

rådena. Vid fångstrapporteringen av märkt röding under andra delar av året kunde information angående tillväxt och rödingens förflyttningar i sjön erhållas. Provtagningen gjordes också för att möjliggöra genetiska analyser av rödingen.

Morfologiska analyser på sik

Morfologiska analyser har utförts på ett urval av fångsten av sik som ett komplement till genetiska studier för att kunna testa om det finns ett eller flera distinkta bestånd av sik i Vättern. Under 2006 års provfiske fotograferades 170 stycken individer och i 2007 års fiske 399 stycken sikar. Urvalet fördelades jämnt mellan storleksgrupper och områden. Sikarna lades i samband med övrig provtagning på en mätbräda och fotograferades rakt uppfifrån (se bild). Totalt 25 morfologiska karaktärer uppmättes därefter i ett bildbearbetningsprogram. Förutom fotografering i samband med provtagning gjordes en subjektiv bedömning i fält av samtliga sikars morfologi under 2007 års provfiske. Syftet med denna kategorisering var att testa om det fanns en möjlighet att subjektivt kunna skilja på eventuella morfer av sikar direkt i fält och på så vis på sikt kunna undvika mer kostsamma genetiska analyser för att skilja på olika bestånd av sik. De sikar som fångades under 2007 års provfiske grupperades i tre kategorier "älvsikar", "sandsikar" och "svårbedömda".

Urval av fångsten av sik fotograferades uppfifrån för att senare kunna mäta upp morfologiska karaktärer som till exempel noslängd i proportion till kroppslängd. Fisken till höger bedömdes vara en älvsik och den till vänster en sandsik.

Genetiska analyser

Genetiska metoder är ofta bra hjälpmedel för att ta reda på om arter är uppdelade i mer eller mindre isolerade grupper, så kallade populationer. Grundläggande kunskap om olika arters populationsstruktur är viktig både ur ett bevarande- och ett nyttjandeperspektiv. Varje enskild population bär ofta på unika egenskaper som utvecklats under lång tid och som finlipats för att passa den omgivande miljön. Förutom ett produktionsbortfall kan utslagning av lokala populationer få till följd att genetisk variation inom arten går förlorad. Detta kan få negativa konsekvenser, både på kort sikt i form av inavelsproblem och på lång sikt i form av försämrade förmåga att möta förändringar i miljön. Inom fiskeriförvaltningen bör man sträva efter att inte överbeskatta enskilda populationer. Detta kräver förstås kunskap om fiskade arters populationsstruktur, men även att förvaltningen verkligen sker på populationsnivå.

Insamling av prover för genetisk analys

I denna studie har vi med hjälp av genetiska metoder undersökt populationsstrukturen hos röding och sik i Vättern. Insamlingen av fisk har skett vid olika tillfällen. Vävnadsprover från röding samlades in under lektiden 2005 vid ett antal olika lokaler. Vid tre viktiga lekområden, som var och ett innehåller ett eller flera lekgrund, provtogs totalt 214 individer (Tabell 3). Det samlades in ytterligare ett fåtal prover från andra mindre lekgrund spridda i sjön, och dessa har använts i vissa analyser. Totalt analyserades vävnadsprover från 268 rödingar. Av de sikprover som samlades in under 2006 och 2007 i de sex olika provfiskeområdena har 504 analyserats genetiskt (Tabell 3).

Genetiska metoder

Vi har använt mikrosatelliter som genetiska markörer. Mikrosatelliter är DNA-segment som består av korta sekvenser (1–5 baspar) repeterade i en lång följd. Mutationshastigheten i dessa regioner är mycket hög. En mutation resulterar oftast i att en repetition av den korta sekvensen antingen läggs till eller tas bort. Mikrosatelliter varierar därför med avseende på längd mellan individer vilket gör metoden lämplig för till exempel faderskapsanalyser. Metoden är även lämplig för undersökningar av popula-

Tabell 3. Antalet sikar och rödingar som analyserades genetiskt. I tabellen anges insamlingslokaler samt stickprovstorlekar av älvsik, sandsik och röding. Rödingen fångades under leken 2005, medan siken fångades under somrarna 2006 och 2007.

Art	Ekotyp*	Lokal	Antal
Sik	Älvsik	Fingals	17
		Flisen	47
		Lakaskär	24
		Norrgrundet	24
		Rödån	23
	Sandsik	Tängan	19
		Fingals	45
		Flisen	45
		Lakaskär	36
		Norrgrundet	52
Röding	Mellanform (osäker)	Rödån	52
		Tängan	61
		Hela sjön	59
		Rosenlundsgundet	28
		Stava	103
		Kärraviken	83

* Siken klassificerades av Sötvattenslaboratoriets personal

tionsstruktur. Då jämför man ofta frekvenser av olika längdvarianter (genvarianter) mellan stickprov som representerar olika lokaler.

Om det visar sig att genfrekvenserna skiljer sig mellan stickproven, och man kan utesluta att skillnaderna beror på slumpmässig variation, tyder det på att genflödet mellan dessa grupper av fiskar är begränsat. Om skillnaden är tillräckligt stor och konsekvent över tid antyder det att stickproven representerar olika populationer av den aktuella fiskarten. Eftersom mikrosatelliter återfinns i den arvs massa som inte uttrycks i proteiner antas dessa markörer vara selektivt neutrala. Eventuella skillnader i genfrekvenser mellan populationer beror således inte på selektiv mortalitet under de tidiga livsstadierna, utan snarare på att genflödet verkligen är begränsat. Markörernas neutrala natur innebär emel-

lertid att skillnader mellan populationer inte nödvändigtvis speglar skillnader hos funktionella egenskaper som till exempel tillväxt eller morfologi. I en situation där genflödet är begränsat finns dock möjligheten för populationerna att utveckla populationsspecifika särdrag (anpassningar), och man bör således behandla grupperna som separata populationer med skild genetisk bakgrund.

Vi har använt PCR-teknik för att analysera ett antal mikrosatelliter, 6 för röding och 9 för sik. PCR-produkterna separerades med avseende på längd i en automatisk analysutrustning (ABI Prism 310 Genetic Analyzer) och längden på mikrosatelliterna bestämdes genom att en känd DNA-storleksstandard samkördes med varje prov. För en mer detaljerad beskrivning av metoden se Dannewitz m.fl. (2003).



Urval av fångsten av sik fotograferades uppifrån för att senare kunna mäta upp morfologiska karaktärer som till exempel noslängd i proportion till kroppslängd. Fisken till höger bedömdes vara en älvsik och den till vänster en sandsik.

Databearbetning och statistik

Fångsterna i provfiskena har datalagts i Nationellt register för sjöprovfisken (NORS), en databas avsedd för hantering av data från provfisken med översiktsnät. Information om lokaler samt fångstdata från lekrödingprovfisken har datalagts i en speciellt framtagen databas vid länsstyrelsen i Jönköpings län. Fångster, både antal och biomassa, har först logaritmerats, $\log_{10}(x+1)$, i enlighet med Degerman med fleras (1988) rekommendationer för statistisk behandling av provfiskedata. Statistiska analyser har utförts i SPSS version 15.0.

Ett stort problem, framförallt under 2007 var de starka strömmar som periodvis förekommer i södra Vättern. Strömmarna var i Fingals och Rödån en allvarlig störning för fisket under vissa dagar. Strömmarna flyttar på redskapen och för med sig trädgrenar och andra föremål in i näten som därför fiskar sämre. Dessa stationer har därför inte tagits med i de statistiska analyserna. En annan stor störning i de nordligaste områdena (Lakaskär och Tängan) var de höga fångster av kräftor i näten som förekom på vissa stationer. Som mest fångades 1 000 individer på en station. Kräftorna äter fisk som sitter i näten och minskar också nätens förmåga att fånga fisk. Samtliga stationer med mer än 100 kräftor i fångsten har därför exkluderats vid statistiska analyser. Alla exkluderade stationer redovisas i Tabell 2 som störda.

Fångster med kustöversiktsnät har använts för beskrivning av fisksamhällenas sammansättning och fångsterna med djupa översiktsnät för jämförelser mellan områden och år. Jämförelser mellan år och områden har utförts med en ANOVA, en form av variansanalys, för den viktigaste djupzonen för en viss art med tid och område som kategoriska, fixa, faktorer. Eftersom fångsten år 1 i fisket (det vill säga 2005)

skiljer sig mellan de olika områdena, kan man inte jämföra absolutnivåer i fångstantal och fångstvikt utan man måste istället testa om utvecklingen över tid skiljer sig mellan de olika områdestyperna (fredade/fiskade). Fredningens effekter har därför skattats genom att testa interaktionen mellan område (fredad/referens) och tid (provtagningsår). Man testar således om de olika områdestyperna har en skild utveckling över tiden. Aktuell djupzon i olika test har varierat mellan olika arter beroende på deras djupfördelning. Trender i förekomst/icke förekomst för olika djup och bottenlutningar har testats i en GAM-modell som bygger på en semiparametrisk statistisk analys. Eftersom endast djup mellan 20 och drygt 50 m finns representerade för alla år och områden har endast dessa djup använts för statistiska tester av förändringar mellan områden och år. Mer information om statistiska tester och vilka djupzoner som använts för olika arter anges i Bilaga 1. Ett annat alternativ till att endast testa specifika djupzoner hade varit att använda djup som så kallat kovariat. Anledningarna till att denna ansats inte använts är främst att sambandet mellan djup och förekomst/täthet hos de flesta fiskarter inte är linjärt, vilket är ett krav för att man ska få använda det som kovariat, utan istället icke-linjärt med ett maximum på ett visst djup. Djup är en viktig variabel som har stor betydelse för var olika fiskarter förekommer. Djup samvarierar till exempel med temperatur, bottensubstrat och födotillgång.

För trender över tiden har i de flesta fall, där inget annat nämns, linjär regression använts. Vid jämförelser mellan redskap har fångsten räknats om till fångst per ytenhet nät per fiskat dygn.

Som mått på genetisk skillnad användes parametern F_{ST} . Definitionen av F_{ST} är proportionen av den totala genetiska variationen hos två eller flera stickprov som förklaras av skillnader mellan stickproven (Weir & Cockerham 1984). Rent teoretiskt kan F_{ST} anta värden mellan 0 och 1, där 0 innebär att den genetiska skillnaden är obefintlig medan 1 innebär att grupperna är fixerade för olika genvarianter. Vi undersökte även om genotypfrekvenserna inom stickproven avvek från de frekvenser man förväntar sig i en population med slumpmässig parning mellan individer. Ett underskott av heterozygoter antyder till exempel att stickprovet i själva verket kan innehålla individer från fler än en population, eller att det finns tekniska problem med markörerna. Som mått på avvikelse från förväntade genotypfrekvenser användes parametern F_{IS} .

F_{ST} -analyser kan göras parvist eller globalt (mellan alla stickprov) i syfte att studera genetiska skillnader mellan till exempel stickprov av samma art insamlade vid olika lokaler, eller mellan stickprov av olika arter. Vi har valt att illustrera genetiska skillnader mellan stickprov av sik med en s.k. PCA (från engelskans "Principal Component Analysis"). Med PCA kan man visa hur grupperna förhåller sig till varandra genetiskt sett. Baserat på genfrekvenserna inom respektive stickprov placeras stickproven ut i ett tvådimensionellt plan där de valda X- och Y-axlarna tillsammans förklarar en stor del av den genetiska skillnaden (F_{ST}) mellan grupperna.

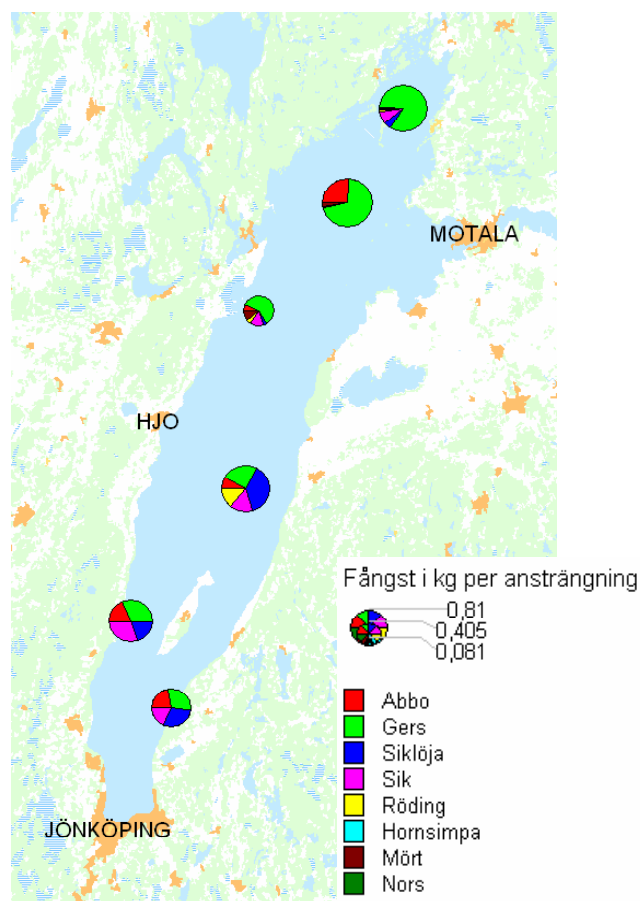
Resultat

Fisksamhällets sammansättning

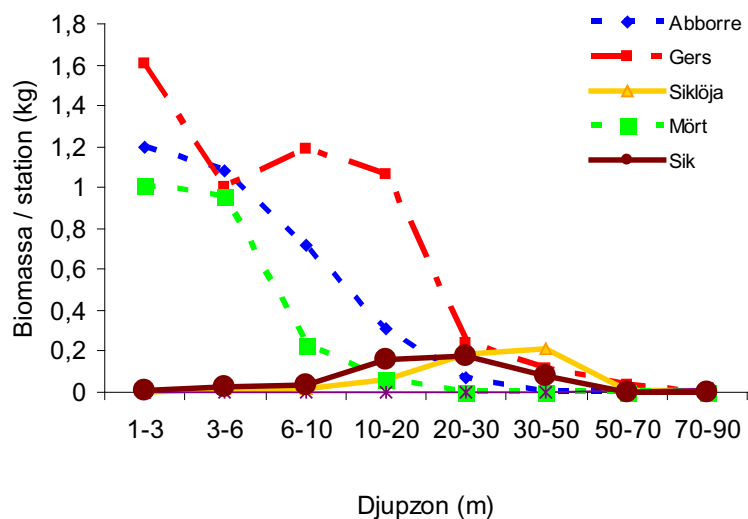
De till både antal och vikt dominerande arterna i fisksamhällena i de undersökta områdena var gers, abborre, mört, sik och siklöja (Figur 4, 5 och 6). Den mest allmänt förekommande bottenlevande fiskarten i Vättern var gers, som särskilt i norra delen av sjön utgjorde en omfattande del av den totala fångstvikten. Att gersen är som mest talrik i norra delen av sjön beror sannolikt på att denna del är något mer näringsrik än övriga delar av sjön och att det här finns en bättre tillgång till grunda, skyddade upp-växtområden.

Fångsterna i kustöversiktsnäten kan direkt jämföras med fisken i Egentliga Östersjön och Bottniska viken som utförs med samma redskap. Förutom de mera självklara skillnaderna, att det saknas marina arter i Vättern och röding på kusten, finns en del för Vättern särskiljande drag. I jämförelse med resultat från provfisken genomförda 2005 med nordiska kustöversiktsnät i 19 områden i Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken är fångsterna av gers betydligt högre och fångsterna av karpfiskarna braxen, björkna, sarv, id, sutare, löja och vimma väsentligt lägre. Kvoten mellan abborre och karpfiskar som ofta används som ett mått på eutrofiering (låg kvot indikerar högre grad av eutrofiering) skiljer sig dock inte märkbart mellan Vättern och övriga provfisken på kusten. Vad gäller fångster av övriga vanligt förekommande arter finns heller inga större avvikelser jämfört med svenska och finska provfisken i Östersjön. Eftersom de standardiserade provfisken som görs i mindre sjöar utförs med ett annat redskap kan fångster i andra sjöar vara svåra att direkt jämföra med fångster med kustöversiktsnät från Vät-

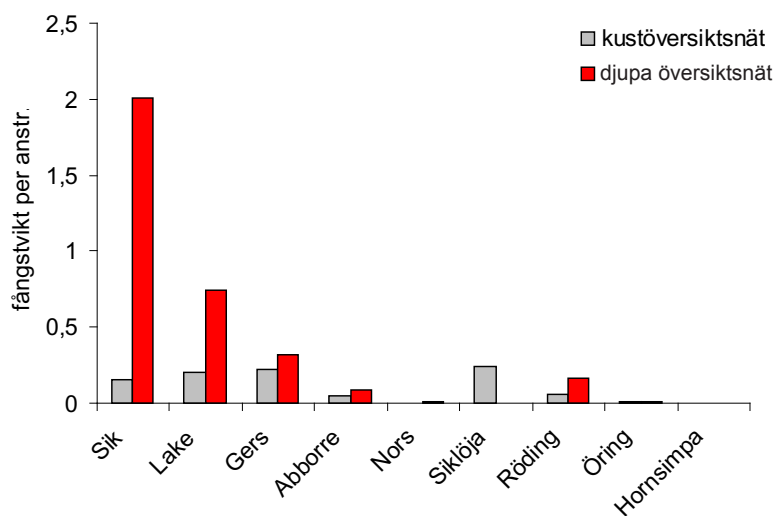
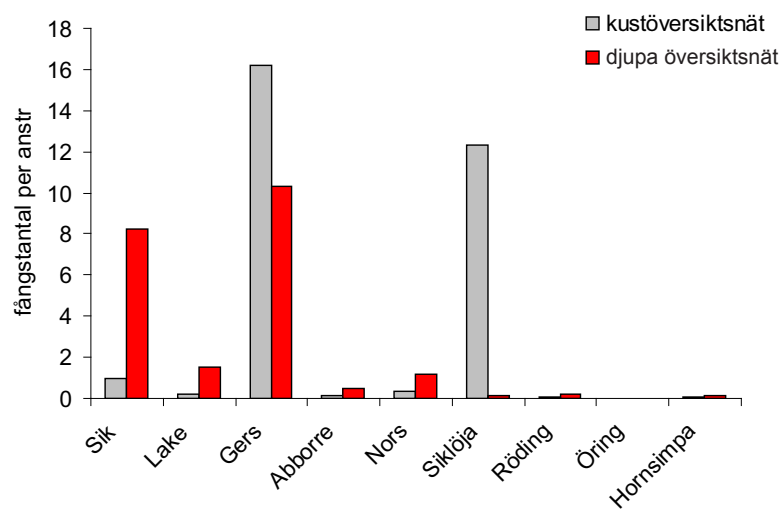
tern. Kvoten mellan abborre och karpfisk i Vättern i motsvarande maskstorlekar tycks dock vara i paritet med mediankvoten för de svenska skogssjöar som används som referensvatten i den nationella miljöövervakningen (1,75 i Vättern jämfört med 1,43 i referenssjöarna).



Figur 4. Fångsten av olika fiskarter räknat som andel av fångstvikten per ansträngning i provfisken med bottensatta nordiska kustöversiktsnät 2005 i Vättern på djup mellan 10 och 50 meter. Observera att cirklor storlek är proportionella mot den totala fångstvikten.



Figur 5. Djupfördelning hos de vanligast förekommande arterna i provfisken med bottenfatta kustöversiktsnät av Norden-typ i Vättern 2005.



Figur 6. Fångstantal respektive fångstvikt per ansträngning av de nio vanligast förekommande fiskarterna i bottenfatta djupa översiktsnät respektive kustöversiktsnät under 2005 års fiske. Figuren anger medelfångst på djup mellan 20 och 50 meter.

Röding

För jämförelser av trender i fångst mellan år och områden används data från djupa översiktsnät. Fångsten av röding har i sjön som helhet ökat över tiden och fångsten är efter att de nya reglerna införts i 2006 och 2007 års fiske signifikant högre än 2005 (Figur 7). Fångstantalet var högre i fem av sex områden 2006-2007 jämfört med 2005. Trots detta är fångsten väldigt låg även i de för rödingen viktigaste djupzonerna. Om man jämför fångsterna i Fingals med tidigare fångstdata från Vistakulle, två relativt närliggande lokaler, är fångsterna mycket svaga idag, endast några procent (cirka 2 %) av vad de var på 70- och 80-talet (Figur 8). Det ska dock poängteras att de olika provfiskena är utförda med något varierande nättyp. Som ett mått på grova förändringar i fångst per ansträngning är denna tidsserie den enda som finns tillgänglig och den bör trots allt ge ett relativt gott, om än grovt mått på trender över tiden.

Det fanns ingen signifikant skillnad i fångstutveckling mellan fredade områden och referensområden där fiske bedrivs. Det fanns dock en tendens till en mer positiv utveckling över tiden i total fångstvikt i fredade jämfört med icke fredade områden (det vill säga interaktionen mellan typ av område och år) och likaledes en tendens till en mer positiv utveckling i medelvikten hos röding i fredade områden jämfört med fiskade (Figur 7).

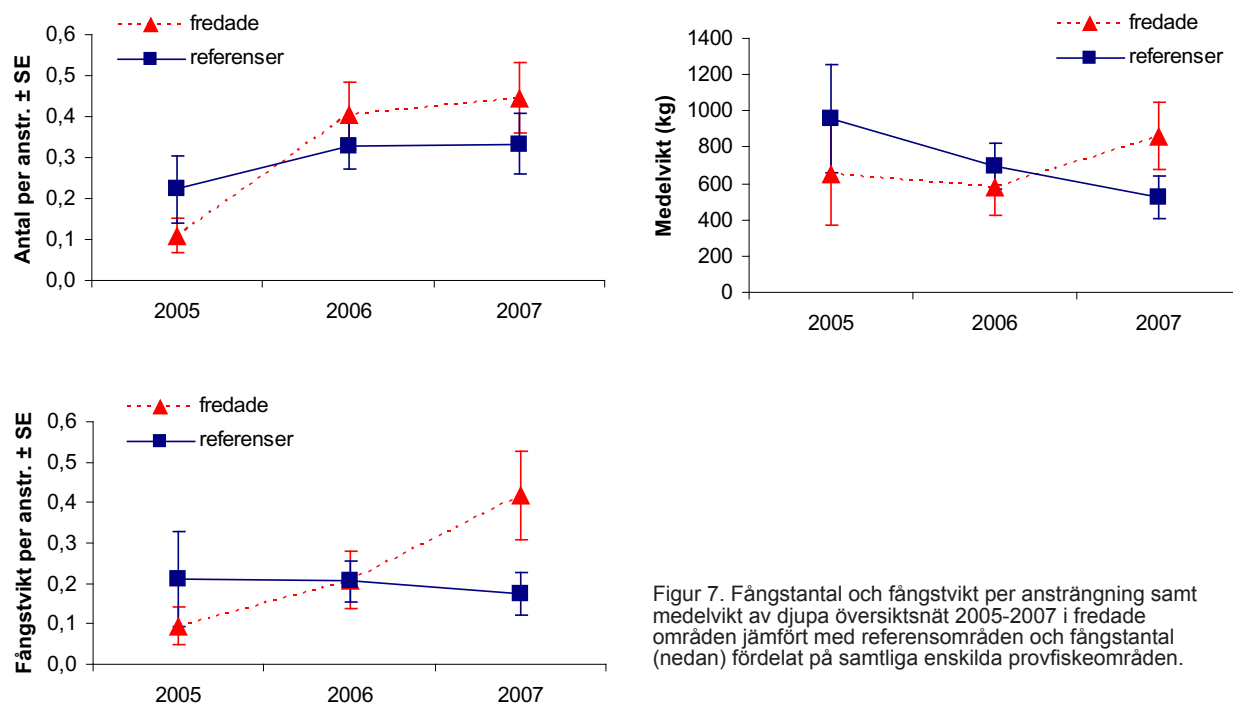
Antalet fångade rödingar var relativt lågt, särskilt 2005, vilket gjorde det svårt att genomföra en fullständig analys av förändringar i storleks- och ålderssammansättning över tiden. I det begränsade materialet fanns heller inga signifikanta skillnader mellan områden eller år i storlekssammansättning. Det fanns dock en viss tendens till en ökad proportion av röding under minimimåttet över tiden. Fulton's konditionsfaktor har beräknats för röding enligt följande: $konditionen = 100\,000 \times \text{vikten i kg} / (\text{längden i cm})^3$. Inga tydliga mönster kunde dock identifieras i rödingens konditionsfaktor för det begränsade material som funnits till förfogande. För en mer genomgående analys av förändringar i rödingens kondition och tillväxt över tiden baserat på ett långt större material hänvisas till Hammar & Filipsson

(2007). En viss kritik har riktats mot att använda nätfisken med översiktsnät för att skatta storleksfördelningen hos röding. För storleksintervallet 50–300 mm visade Finstad med flera. (2000) att det finns en risk att man underskattar antalet små rödingars numerär relativt de större individerna. I denna studie bör detta dock inte innebära några större problem eftersom målsättningen inte varit att skatta rödingbeståndets sanna storleksstruktur utan istället att jämföra år och områden med likartade maskstorlekar.

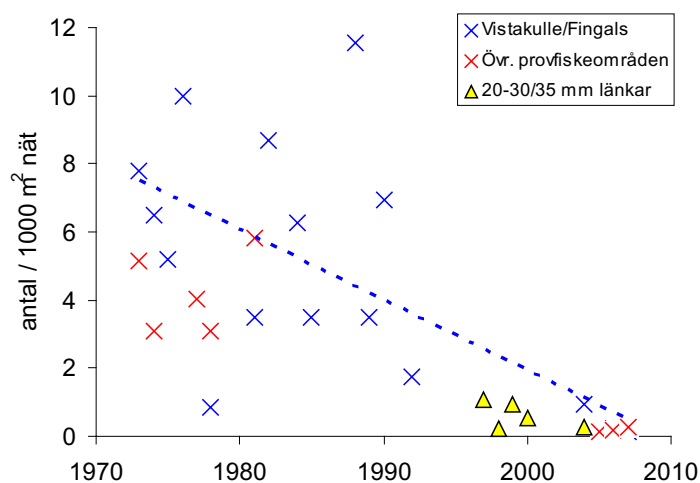
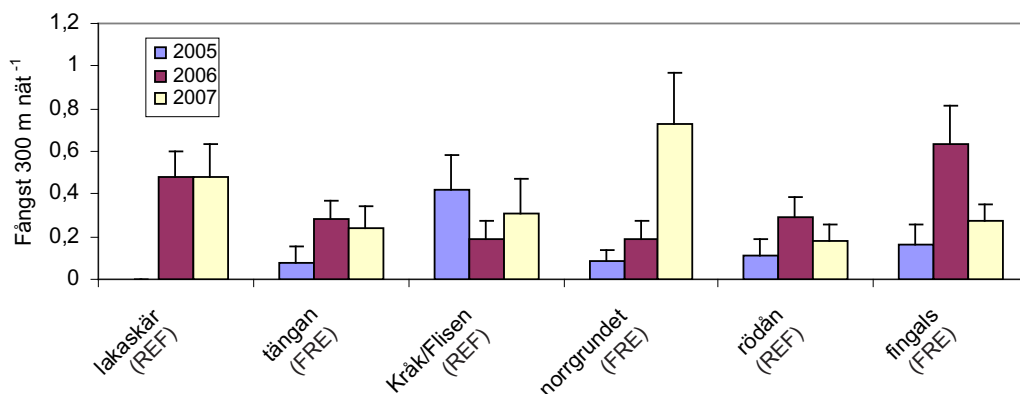
Inga större skillnader fanns mellan olika delar eller delområden i sjön, utan fångsterna tycks vara tämligen jämnt fördelade i öppna Vättern (Figur 7). Däremot fanns en tydlig koppling mellan fångsten av röding och djup. Den högsta förekomsten av röding fanns i djupzonen mellan 30 och 50 m, med de högsta fångsterna på drygt 40 m djup (Figur 9). Det fanns också en viss effekt av bottenens lutning på förekomsten av röding, förekomsten var något högre på jämnare bottenar, men effekten av lutning var relativt liten och det får anses som tveksamt om mönstret är biologiskt relevant för arten.

Sik

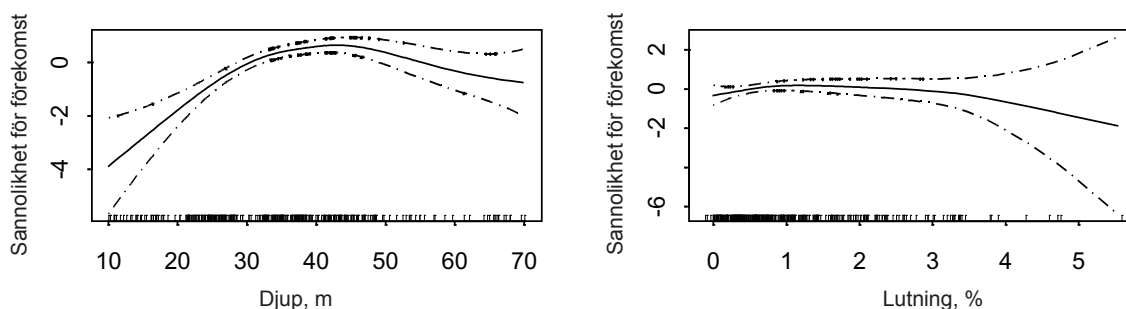
För trender i fångst mellan år och områden används data från djupa översiktsnät. Fångsterna av sik har ökat signifikant i både fiskade och fredade områden under perioden 2005-2007 (Figur 10). Fångsterna efter införandet av nya fiskeregler (2006-2007) är i alla sex områdena högre än innan (2005). De klart högsta fångsterna av sik fanns vid Lakaskär längst upp i norr. I övrigt var fångsterna jämnt fördelade över sjön. Förekomst och täthet av sik tycks den undersökta årstiden vara högst i djupintervallet 15–50 meter med högst sannolikhet för förekomst vid cirka 25 meters djup och högst sannolikhet för hög täthet vid cirka 40 meter (Figur 11). Sikfångsterna tycktes också öka något med ökad bottenlutning. Det fanns inga statistiskt säkerställda skillnader i fångstutvecklingen över tiden mellan de fredade områdena och de fiskade områdena om samtliga sikar i fångsten användes i analysen. Om man istället enbart analyserar trenden för sikar med en total-längd överstigande 40 cm, de storvuxna



Figur 7. Fångstantal och fångstvikt per ansträngning samt medelvikt av djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden och fångstantal (nedan) fördelat på samtliga enskilda provfiskeområden.



Figur 8. Trend i medelfångst av röding per ytenhet nät på djup mellan 30 och 60 meter i Vättern 1973-2007. Den längsta serien från ett enskilt område i Vättern är från Vistakulle/Fingals i sydöstra Vättern. Provfiskena har under perioden 1973-1992 skett med maskstorlekar från 10 till 74 mm i stolpe, 1996-2004 med 20-30/35 mm och 2005-2007 med 20-60 mm. Eftersom nättyp och ansträngning skiljer sig över tiden ska figuren ses som ett grovt mått på trend i fångst per ansträngning.



Figur 9. Responskurvor för en GAM-modell med tre frihetsgrader över hur rödingens förekomst under sommarmånaderna juli och augusti beror av två miljöfaktorer, djup (m) och bottenlutning (%). Y-axeln visar hur responsvariabeln (rödingförekomst) svarar på en linjär prediktorskala. Den streckade linjen visar standardfel ($2 \times SE$) och strecken på x-axeln anger var det funnits provtagningspunkter, det vill säga varje streck motsvarar en nätstation.

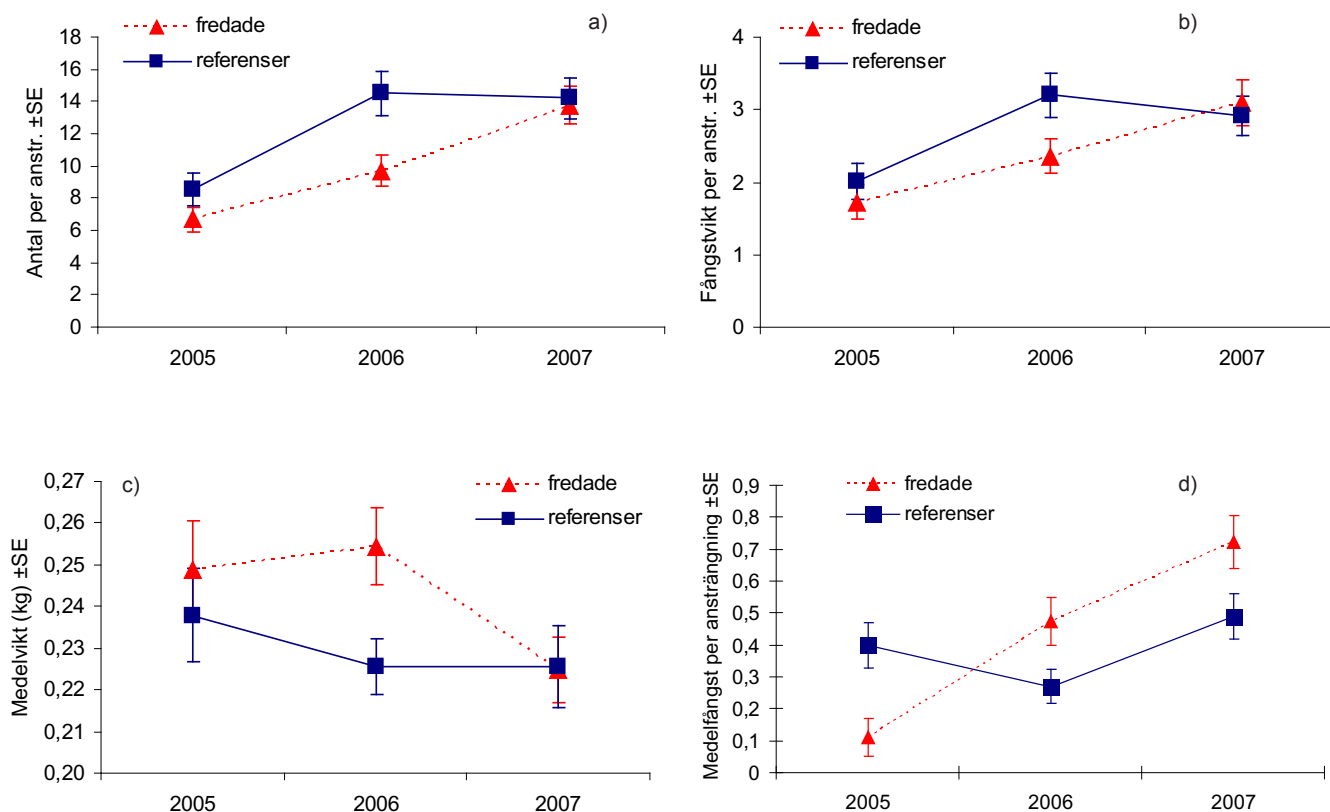
sikar som yrkesfisket idag är inriktat på, fanns en stark tendens till en mer positiv fångstutveckling i de fredade områdena än i de fiskade områdena (Figur 10).

I motsats till rödingen bedöms sikbeståndet i dagsläget vara relativt starkt om än småvuxet. Medelfångsten (antal individer/ansträngning) i Vistakulle/Fingals har ökat successivt sedan 1970-talet (Figur 12) och är nu den högsta sedan denna provfiskeserie inleddes. Tillväxten hos sikar i åldersintervallet 3–7 år har minskat successivt sedan början 90-talet. Svag tillväxt gör att endast ett fåtal sikar idag uppnår den storlek av 35–40 cm då de börjar fångas i nät av 43 mm maska och uppåt, det vill säga de maskstorlekar som idag får användas i fisket. Den årliga tillväxten hos sik under femte tillväxstådet under perioden 1970–2007 tycks i första hand vara negativt korrelerad till tätheten av vuxen sik (skattad i provfisken), positivt korrelerad till fångstuttaget i fisket och till sjöns produktivitet, det vill säga halten av fosfor (Figur 16). Sannolikt beror förändringen i tillväxt på en kombination av förändrat fiskemönster (ändrade maskstorlekar och minskat fisketryck) och en förändrad produktivitet. Tillväxten hos ettårig sik har också minskat från ett maximum under 50–70-talet och är numera i paritet med vad den var i seklets början vilket sannolikt kan relateras till att näringstillgången i Vättern numera är tillbaka på en mer naturlig nivå (Figur 15).

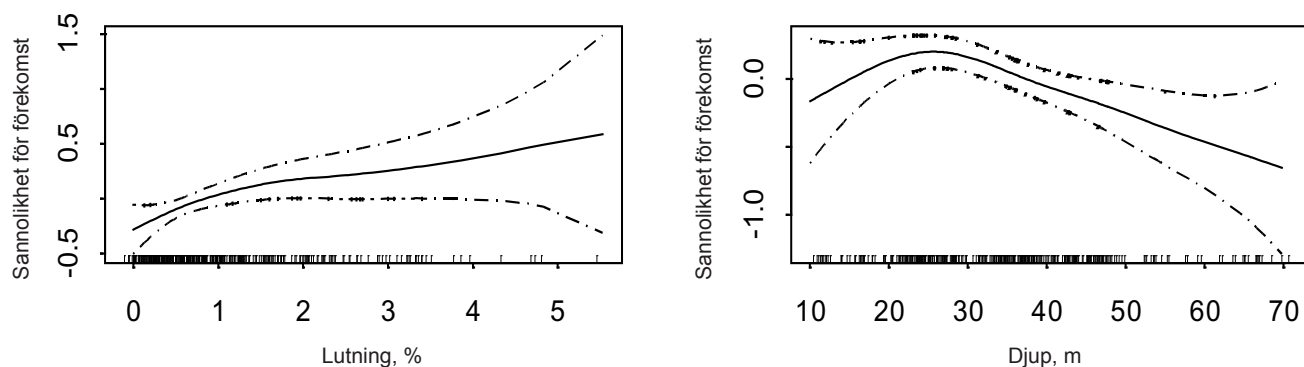
I en större analys av konditionsfaktorn hos sik över tiden fanns en klar, statistiskt säkerställd, minskning i konditionen hos sikarna under senare år. Sik från provfis-

kena i övervakningsprogrammet fångade åren 2005–2007 tycks ha avsevärt lägre konditionsfaktor jämfört med sikar som fångats i provfisken under åren 1950–1980 (Figur 13). Skillnaden mellan dessa grupper bedöms vara så stor att den inte kan förklaras med skillnader i insamlingsplats eller redskap.

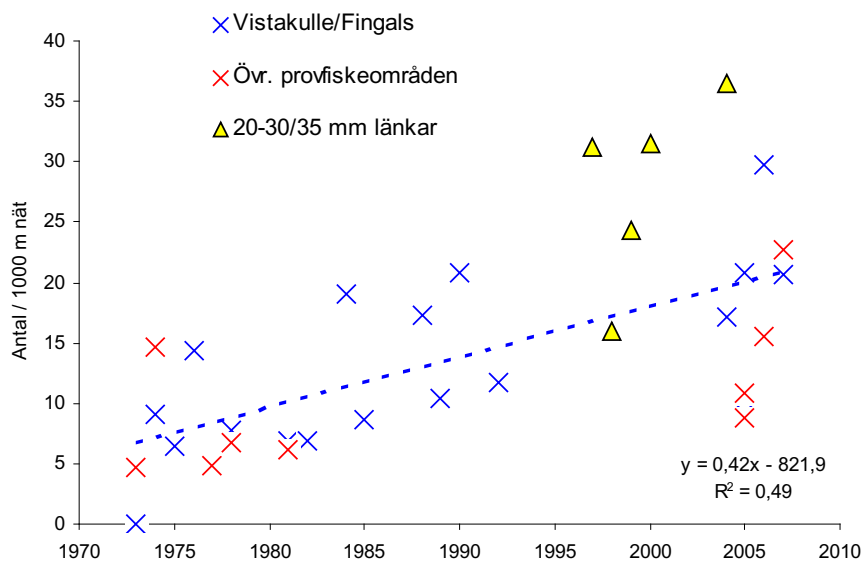
Att den tillbakaräknade förstaårstillväxten hos en ung fisk ofta är högre än hos en äldre fisk brukar kallas Rosa-Lees fenomen (Lee, 1912). Anledningen till att man ofta har detta samband beror i första hand på att det finns en storleksberoende mortalitet hos beståndet ifråga. För bestånd som utsätts för ett hårt storleksselektivt fiske kan Rosa-Lees fenomen bli tydligt. Eftersom snabbväxande fiskar fiskas upp så snart de uppnått en viss storlek så är det endast långsamväxande fiskar som uppnår hög ålder. Således kan lutningen på förhållandet mellan förstaårstillväxt och ålder vid fångst i ett provfiske ge en bild av hur omfattande ett storleksselektivt fiske är. I fallet med sik i Vättern är nätfisket starkt storleksselektivt och man kan därför förvänta sig ett starkt negativt samband mellan ålder och tillbakaräknad förstaårstillväxt under perioder då fisketrycket är högt. Under perioden 1961–1980 var också detta samband tydligt, vilket skvallrar om ett högt fisketryck från ett starkt storleksselektivt fiske (Figur 14). Idag är dock situationen en annan. Sambandet mellan ålder vid fångst och förstaårstillväxt är svagt och lutningen av samma magnitud som i sjöar med lågt fisketryck (Figur 13). Sannolikt avspeglar detta nätfiskets kraftiga minskning på senare år.



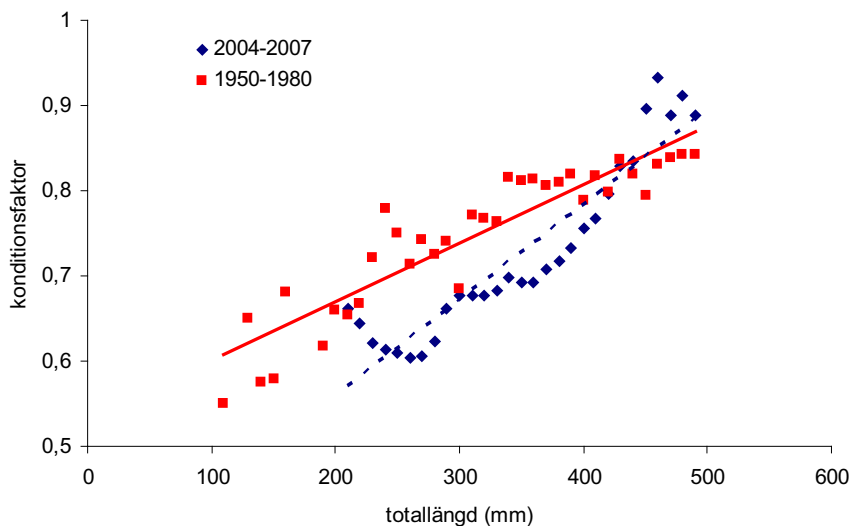
Figur 10. Fångstantal (a) och fångstvt per ansträngning (b), medelvikt (c) och fångstantal över 40 cm totallängd (d) av sik i djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden.



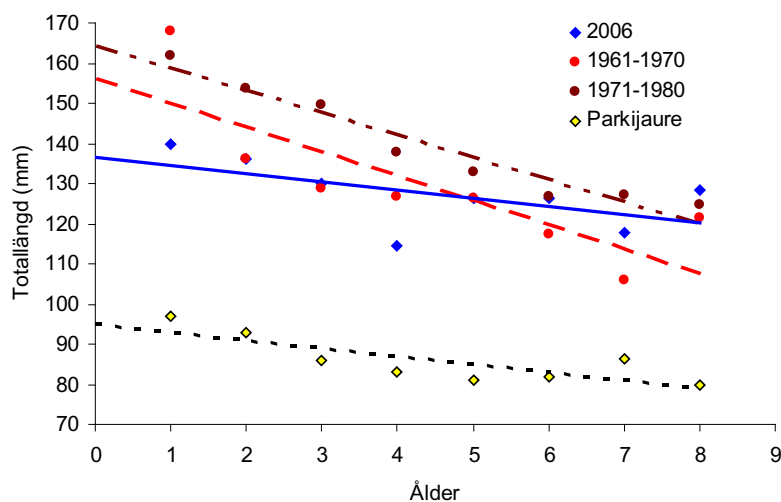
Figur 11. Responsskurvor för en GAM-modell med tre frihetsgrader över hur sikens förekomst under sommarmånaderna juli och augusti beror av två miljöfaktorer, djup (m) och bottenlutning (%). Y-axeln visar hur responsvariabeln (rödingförekomst) svarar på en linjär prediktorskala. Den streckade linjen visar standardfel ($2 \times SE$) och strecken på x-axeln anger var det funnits provtagningspunkter, dvs. varje streck motsvarar en nätstation.



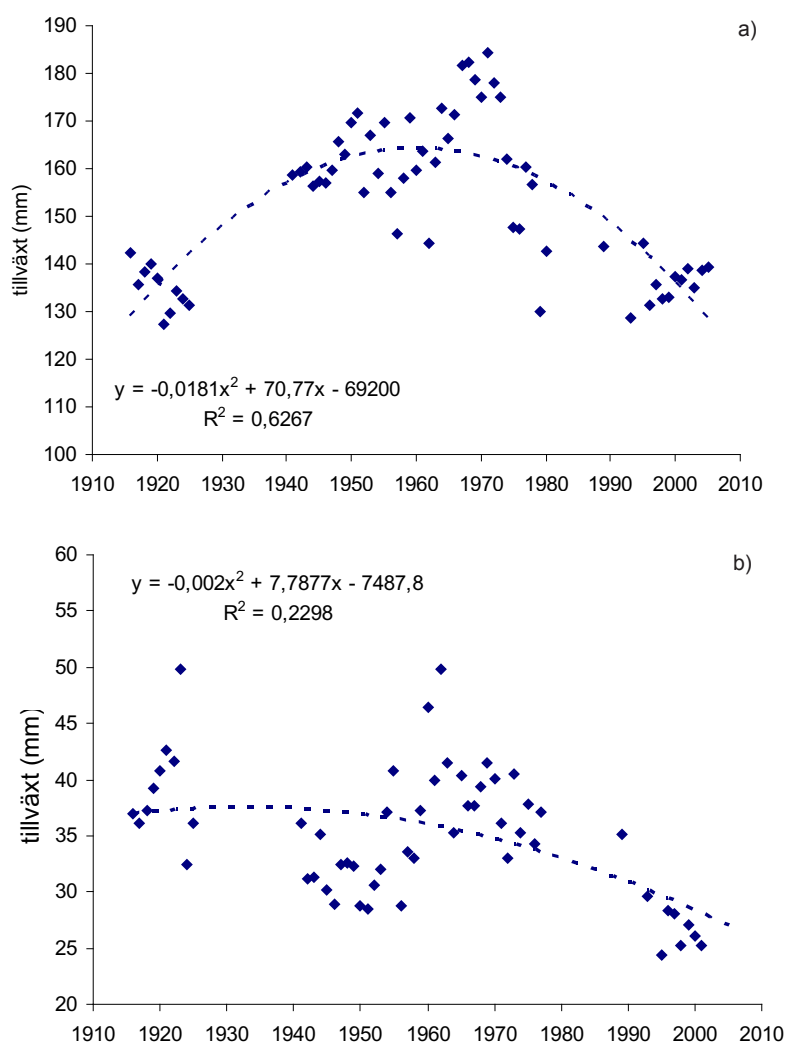
Figur 12. Trend i medelfångst av sik per längdenhet nät på djup mellan 20 och 50 meter i Vättern 1973-2007. Den längsta serien från ett enskilt område i Vättern är från Vistakulle/Fingals i sydöstra Vättern. Provfiskena har under perioden 1973-1992 skett med maskstorlekar från 10 till 64,5 mm i stolpe, 1996-2004 med 20-30/35 mm och 2005-2007 med 20-60 mm. Eftersom nättyp och ansträngning skiljer sig över tiden ska figuren ses som ett grovt mått på trend i fångst per ansträngning.



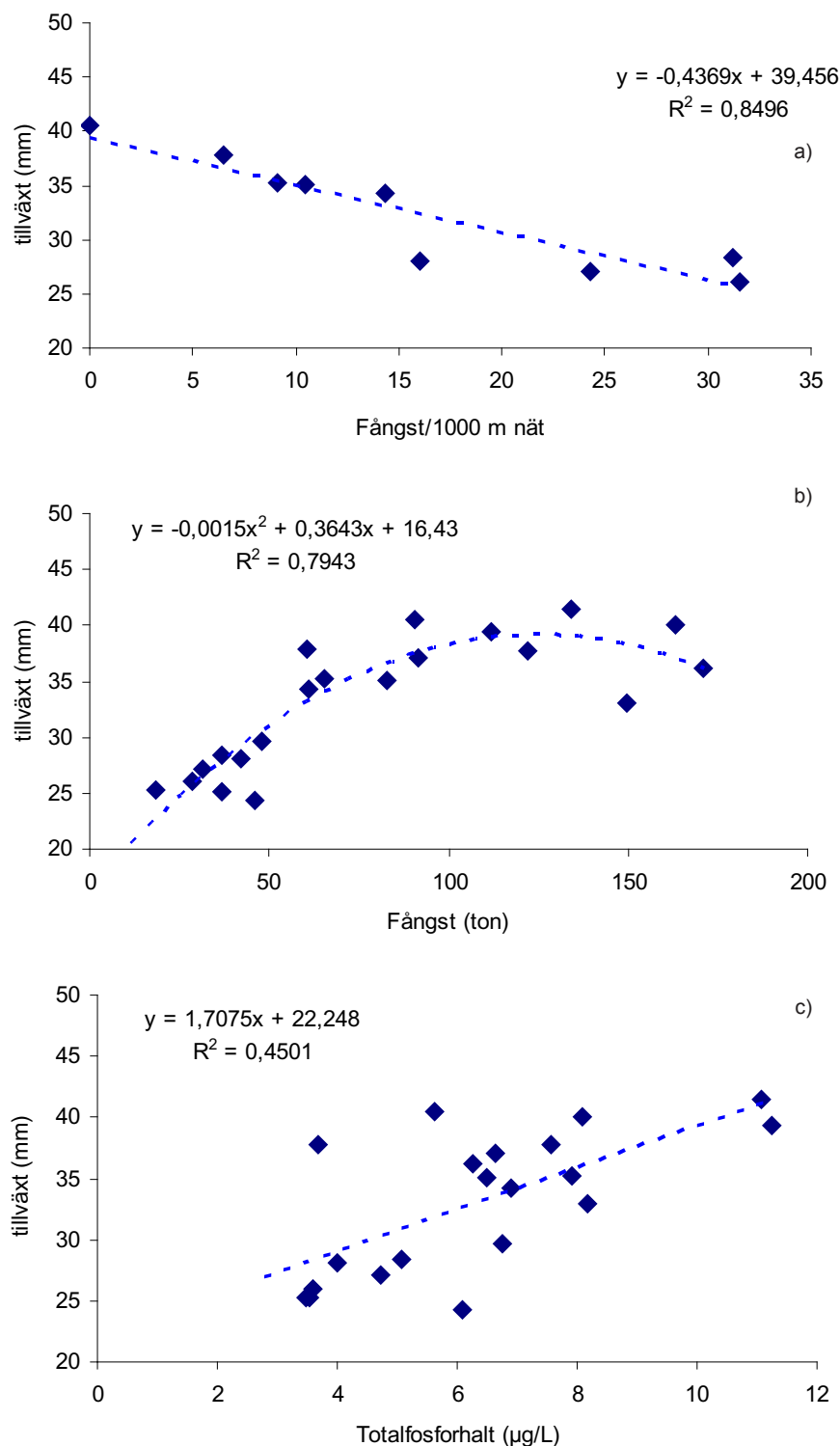
Figur 13. Fulton's konditionsfaktor ($100\,000 \times \text{vikten}/\text{längden}^3$) hos sikar i Vättern insamlade under åren 1950-1980 och 2004-2007, indelade i en centimeters längdintervall. Totalt antal sikar i respektive grupp 1950-1980 = 2 259 och 2004-2007 = 7 155 stycken. Medelvärden för varje längdintervall är baserat på minst 5 individer (i medeltal 140 individer per längdintervall).



Figur 14. Rosa-Lees fenomen, förhållandet mellan tillbakaräknad förstaårslängd och ålder vid fångst, hos sikar fångade i Vättern under olika tidsperioder. Ett ytterligare material från sjön Parkijaure har lagts till figuren, Parkijaure i Norrbotten utgör ett exempel på ett vatten med relativt lågt fisketryck.



Figur 15. Tillbakaräknad årlig tillväxt under a) första och b) femte tillväxtåret hos sik under åren 1916-2005. Varje punkt motsvarar medelvärdet för ett givet år. Antalet fiskar i varje grupp är minst fem. Totalt har tillbakaräknad tillväxt på sik för 3 663 individer använts.



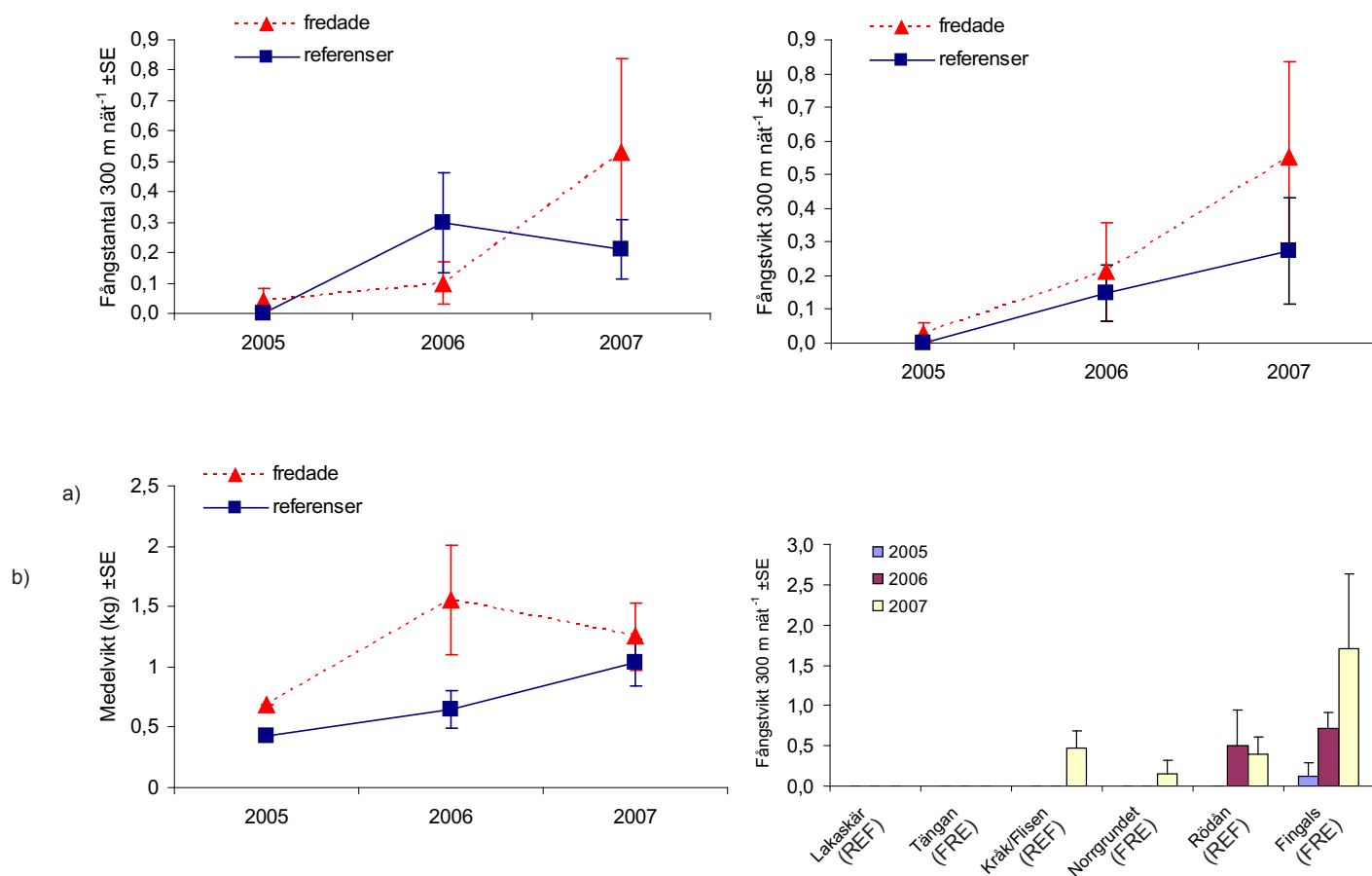
Figur 16. Förhållandet mellan tillbakaräknad femteårstillväxt hos sik från Vättern 1968-2007 och a) fångst per ansträngning av sik i provfisket med översiktsnät, b) fångst av sik i det yrkesmässiga fisket och c) totalfosforhalt ($\mu\text{g/L}$). Varje punkt motsvarar medelvärdet för ett givet år. Antalet fiskar i varje grupp är minst fem. Totalt har tillbakaräknad tillväxt på sik för 2 179 individer använts. Att det är färre antal år i a) beror på att det endast fanns data från provfisket under vissa specifika år och inte för hela perioden.

Öring

Fångsterna av öring var överlag relativt låga i provfisket. Bottensatta nät på stora djup är sannolikt ingen optimal metod för att fånga öringen i Vättern. Fångsterna av öring var högst på grunt vatten i djupzonen 10–30 m. Fångstantal och medelvikt hos öring har ökat successivt under åren 2005-2007. En ökning som är statistiskt säkerställd. De högsta fångsterna fanns i södra delen av sjön, framförallt i Rödån och i Fingals. Sannolikt beror skillnaden mellan norra och södra Vättern på att det finns fler lämpliga vattendrag för öringens uppväxt i södra delen av sjön. Närheten till goda uppväxtmiljöer i denna del av Vättern kan också säkert i viss mån förklara att medelstorleken hos öring är lägre i de södra

områdena, fångsten har ett större inslag av ung, småvuxen fisk. Det fanns inga skillnader mellan fredade områden och områden där fisket idag är tillåtet.

Ökningen i fångst av öring kan bero på ett minskat fisketryck men en annan förklaring kan också vara att öringen svarat positivt på det omfattande fiskevårdsarbete som lagts ned i Vätterns tillflöden. Det har inte funnits tid att inom ramen för detta arbete sammanställa elfiskeundersökningar kring Vättern för att undersöka om tätheterna av ung öring ökat på senare år. Ytan tillgängliga öringbiotoper i Vätterns tillflöden har ökat under de senaste åren i och med det arbete som bedrivits inom ramarna för programmet för biologisk återställning (BÅ) och det ideella arbete som företagits på lokal nivå.



Figur 17. Fångstantal och fångstsvikt per ansträngning samt medelvikt av öring i djupa översiktsnät 2005-2007 i a) fredade områden jämfört med referensområden och b) fördelat på samtliga enskilda provfiskeområden.

Endast ett fåtal öringar analyserades med avseende på maginnehåll på grund av den låga fångsten av öring. Samtliga individer med föda i magen hade ätit fisk. De bytesfiskar som kunde identifieras till art var siklöja, nors och stensimpa.

Abborre

Fångsterna av abborre ökade kraftigt under 2007. Ökningen i fångst bedöms framförallt bero på att 2-årig abborre (född 2005) som gynnats av den varma sommaren 2005 växt in i fisket. Samtidigt som fångsten ökat under 2007 har också medelvikten i fångsten minskat vilket kan tyda på att ett stort antal yngre fiskar från starka kohorter (som till exempel 2005 års årsklass) är på uppgång. Eftersom fångsten av större, sannolikt äldre, abborrar också har ökat något under 2007 kan ökningen inte bara bero på en förbättrad föryngring. Andra tänkbara förklaringar är att abborren gynnats av minskat fisketryck eller att den förändrat sin djupfördelning i samband med förändringar i förändringar i språngskiktets placering. Då abborren är en varmvattenfisk finns den största delen av populationen ofta på grundare vatten där fisket med de länkade näten inte varit lika intensivt. Den bästa djupzonen för abborre var således också mellan 10–30 meter. Om en del av populationen av någon anledning går djupare under en period kan det få stora konsekvenser för den totala fångsten. Detta problem understryker vikten av att fånga upp de miljögradients som fisken rör sig längs i ett övervakningsprogram.

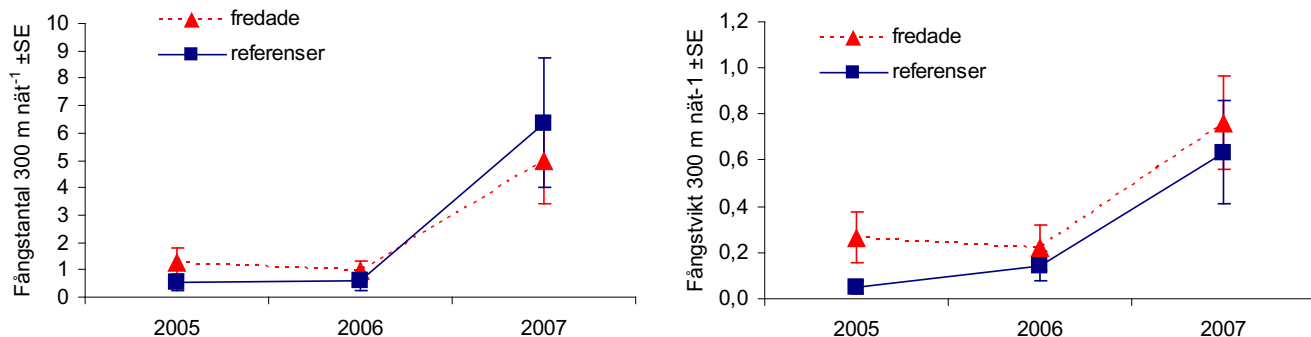
Nors

Norsen är en så kallad pelagisk art som förekommer både i den fria vattenmassan och längs botten. Arten fångas, trots att den är småväxt och långsmal, relativt ofta i nät på grund av att garnet lätt fastnar i norsens vassa tänder. Norsen i Vättern övervakas liksom övriga pelagiska fiskarter i de årliga hydroakustiska studier som Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium genomför med undersökningsfartyget *Ancylus*.

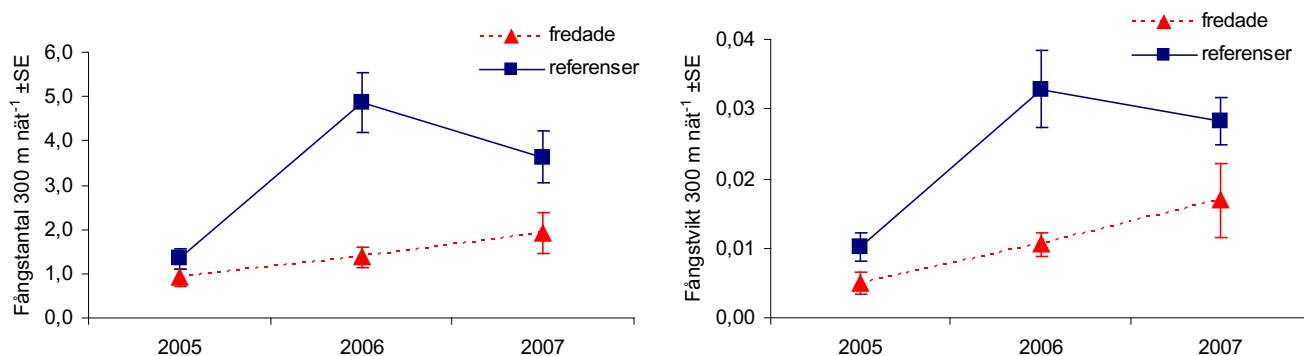
I provfisket skedde en statistiskt säkerställd ökning i fångst mellan åren 2005 och 2006. Ökningen över tid var något högre i fiskade områden men en likartad ökning över tiden fanns också i fredade områden. Variationen mellan områden och år var relativt hög. Någon motsvarande ökning i uppskattad biomassa av nors i ekoräkningarna med U/F *Ancylus* kan inte utskiljas. Biomassan nors äldre än 0+ har ökat något mellan åren 2005 och 2006 men inte i samma omfattning som provfisket med nät ger sken av. Provfisket med nät selekterar dock för stora individer (medellängden hos nors i provfisket är till exempel väsentligt högre än i trålningarna med *Ancylus*). Provfisket med nät täcker också en mindre del av vattenmassan, endast den bottennära delen. Rödån, i sydvästra Vättern hade de högsta fångsterna av nors. Fångsterna av nors var högst i djupzonen 30–50 m.

Siklöja

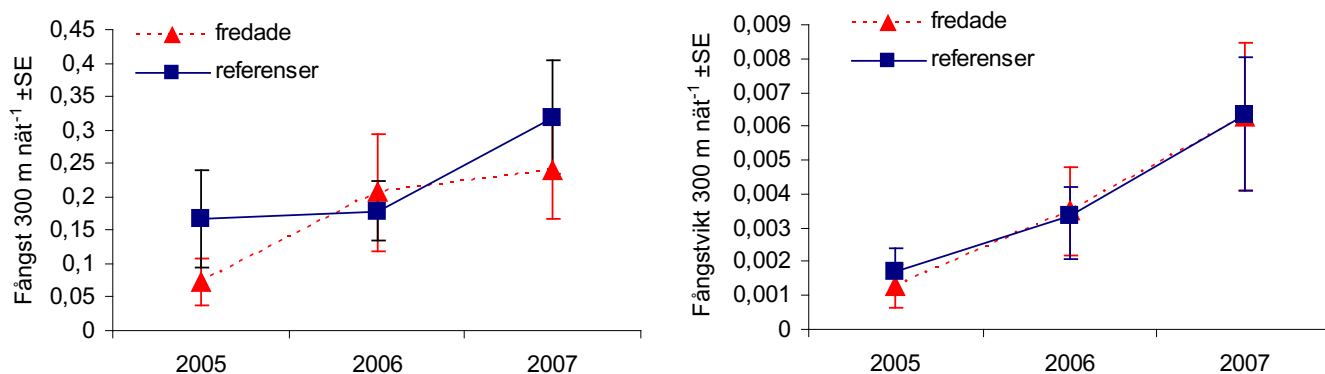
Fångsterna av siklöja var överlag mycket låga i provfisket. Maskstorlekarna i de nät som använts är för grova för att effektivt kunna fånga siklöja. Fångsterna av siklöja var högst i djupzonen 20–50 m. Fångsterna av siklöja har dock ökat successivt under åren 2005–2007. Denna ökning överensstämmer inte med motsvarande data från ekoräkningarna med *Ancylus*. Näten selekterar dock endast för de allra största sikløjorna, således är det svårt att göra en rättvis jämförelse mellan dessa metoder. Provfiskena kan sägas visa att storvuxen siklöja som går nära botten har ökat under perioden 2005–2007. Inga skillnader fanns mellan fredade jämfört med fiskade områden. Fångsterna är spridda över sjön och ojämnt fördelade mellan år. Medelstorleken tycks ha minskat jämfört med tidigare provfisket på 70- och 80-talet (Filipsson 1983). Tidigare fångades ofta vuxna sikløjor i en storlek kring 20 cm. Idag fångas dock, trots den stora ansträngningen med 20 mm maska, ytterst få individer över 17 cm total längd.



Figur 18. Fångstantal och fångstvik per ansträngning samt medelvikt av abborre i djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden.



Figur 19. Fångstantal och fångstvik per ansträngning samt medelvikt av nors i djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden.



Figur 20. Fångstantal och fångstvik per ansträngning samt medelvikt av siklöja i djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden.

Hornsimpap

Fångsten av hornsimpap i provfiskena var överlag relativt låg och arten förekom endast på de högsta djupen där fisket bedrevs. Provfiskeområdena med högst djup, Fingals och Rödån hade följaktligen också de högsta fångsterna av hornsimpap. Därutöver var fångsterna också relativt höga på Norrgrundet.

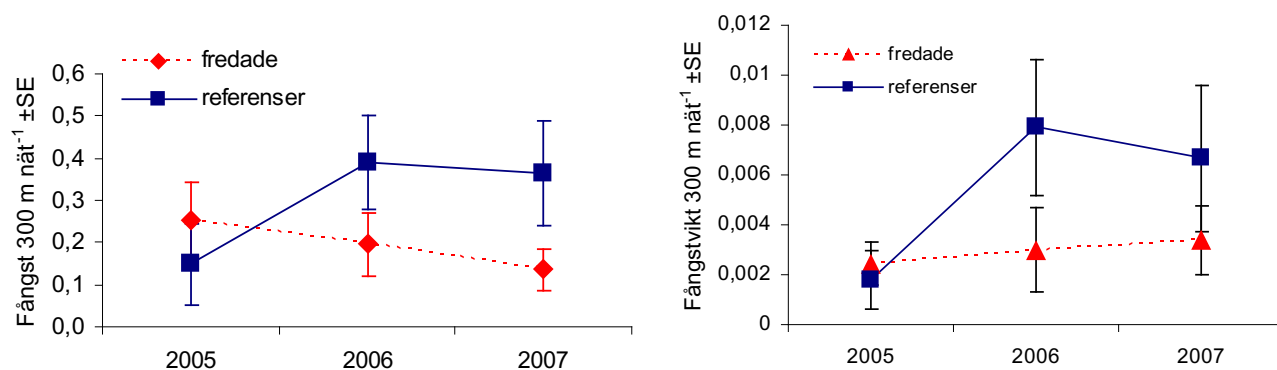
Det fanns inga statistiskt säkerställda trender för hornsimpap, varken i fångst per ansträngning eller i storleksfördelning, men en svag trend med ökade fångster. Jämfört med motsvarande provfisker under 70- och 80-talet har storleken hos hornsimpap blivit något mindre. Det är dock på basis av de sporadiska fångsterna i nätprovfiskena svårt att med bestämdhet bedöma artens status i Vättern. Hornsimpap kan dock vara särskilt prioriterad i framtida övervakningsprogram. Den är en utpräglad kallvattnart som endast finns i ett fåtal stora och djupa sjöar och den kan potentiellt vara en av de arter som reagerar mest negativt på ett förändrat klimat.

Gers

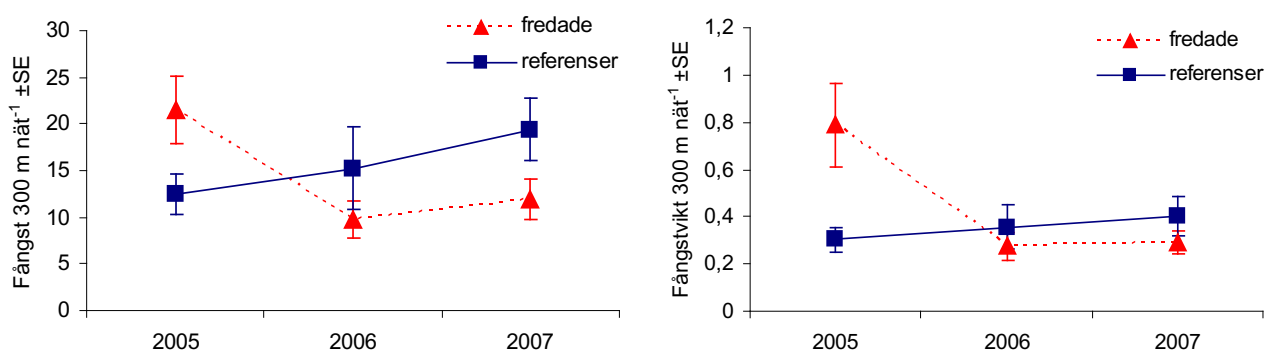
Gers var den numerärt vanligaste arten i provfisket. Arten tycks vara vitt spridd i Vättern och bedöms ha en gynnsam status. Utveckling över tiden i fångstantal per ansträngning ser ut att vara stabil även om det skett en viss minskning i fångstsvikt per ansträngning och en minskad medelvikt. Denna trend drivs av en förändring i samtliga av de fredade områdena efter regelförändringen 2005. Att gersen går tillbaka i fredade områden så snabbt efter införandet bedöms dock inte ha någon koppling till själva fredningen utan bör snarare bero på naturlig variation i de berörda områdena. Gersen är inte utsatt något nämnvärt fisketryck även om en viss bifångst av gers kan förekomma i 43 mm maska.

Lake

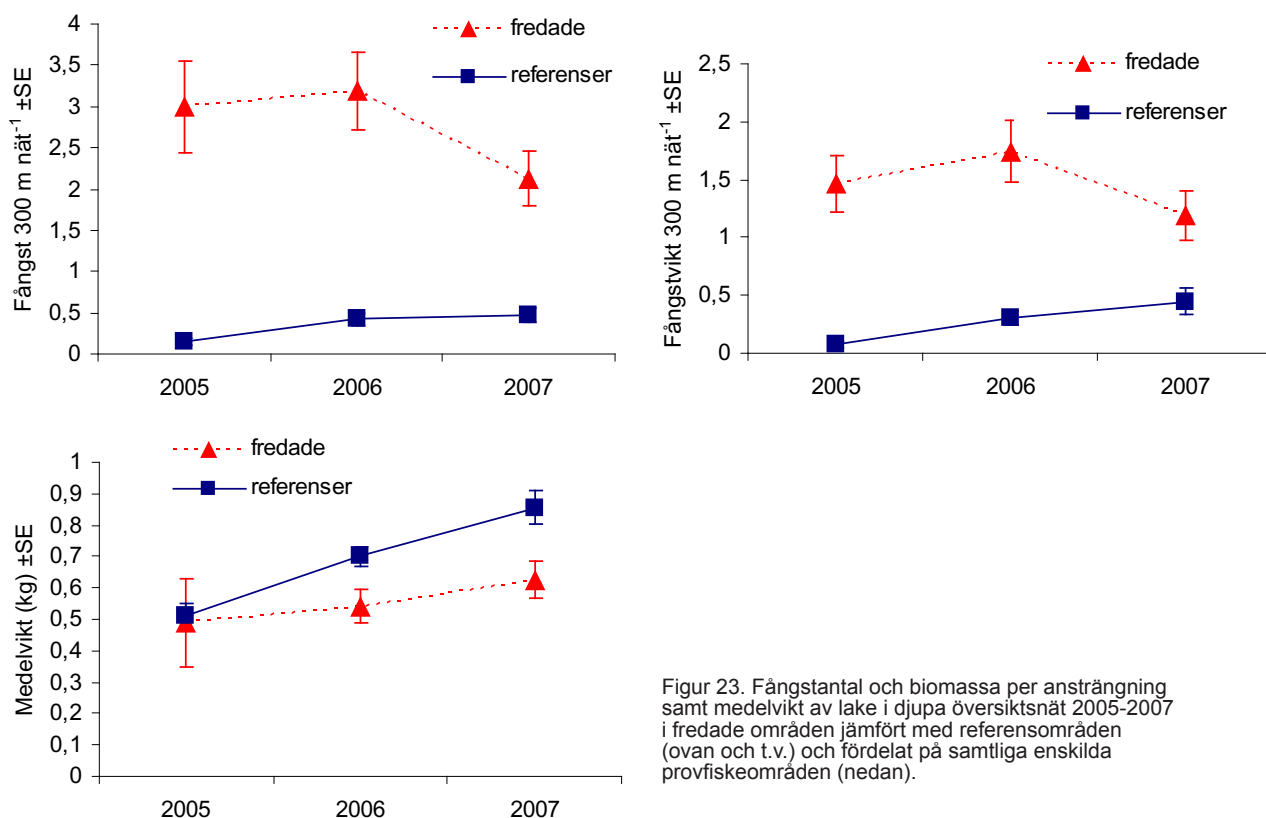
Sett över en längre tidsperiod har fångsterna av lake en för tillfället positiv trend i Vättern. Från att ha varit en sällsynt art i provfisken är laken numera vanlig och t.o.m. dominerande i vissa områden. Laken har sannolikt gynnats av ett minskat fisketryck. Under den period då provfisken pågick 2005-2007 har fångsten inte förändrats över tiden. Fångsterna ökade visserligen mellan 2005 och 2006 men en viss tillbakagång skedde sedan under 2007. Tillbakagången under 2007 kan dock delvis förklaras av ogynnsamma strömförhållanden under provfisket i Fingals, det enskilt viktigaste området för lake. Medelstorleken hos laken har dock ökat signifikant under provfiskeperioden 2005-2007. Att just Fingals tycks ha så höga tätheter av lake är svårt att förklara. Eventuellt kan det bero på närhet till lämpliga lekplatser och en gynnsam tillgång på bytesdjur. Under provfisket gjordes maganalyser på ett urval av de fångade lakarna (N = 169). Storleken på dessa lakar varierade mellan 247-702 mm totallängd (medellängd 430 mm). Av dessa hade 17 % tomma magar. Övriga undersökta lakar hade fisk och/eller glacialrelikta kräftdjur i magarna. Fiskrester hittades i 80 % av magarna och glacialrelikta kräftdjur i 71 %. De vanligaste fiskarterna var, i den ordning de förekom i magarna, siklöja, nors, gers, hornsimpap och storspigg. De vanligaste glacialrelikterna var *Saduria entomon*, *Gammaracanthus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* och *Mysis relicta*. Maginnehållet hos lakarna överensstämde relativt väl med vad som uppges i Svärdsön m.fl. (1988).



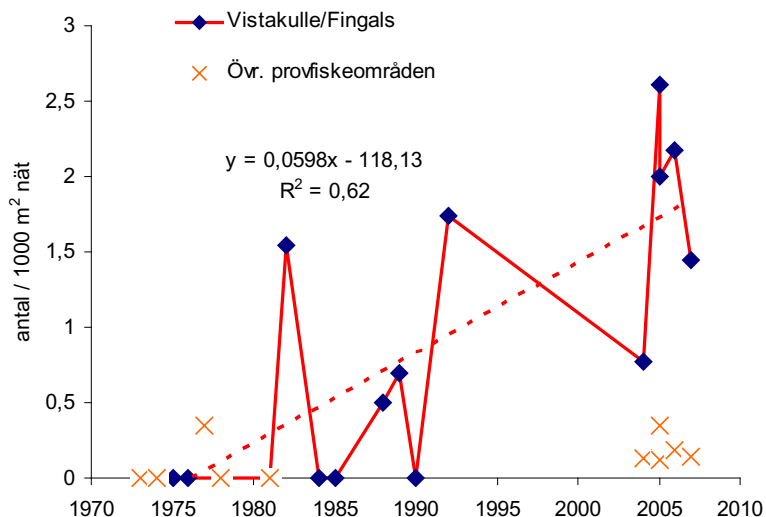
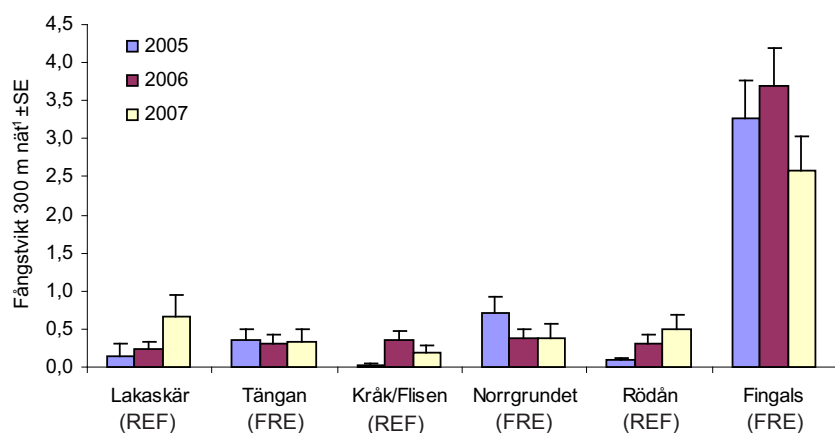
Figur 21. Fångstantal och biomassa per ansträngning samt medelvikt av hornsimp i djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden.



Figur 22. Fångstantal och biomassa per ansträngning samt medelvikt av gers i djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden.



Figur 23. Fångstantal och biomassa per ansträngning samt medelvikt av lake i djupa översiktsnät 2005-2007 i fredade områden jämfört med referensområden (ovan och t.v.) och fördelat på samtliga enskilda provfiskeområden (nedan).



Figur 24. Trend i medelfångst av lake per ytenhet nät på djup mellan 30 och 60 meter i Vättern 1973-2007. Den längsta serien från ett enskilt område i Vättern är från Vistakulle/Fingals i sydöstra Vättern. Provfiskena har under perioden 1973-1992 skett med maskstorlekar från 10 till 64,5 mm i stolpe, 1996-2004 med 20-30/35 mm och 2005-2007 med 20-60 mm. Eftersom nättyp och ansträngning skiljer sig över tiden ska figuren ses som ett grovt mått på trend i fångst per ansträngning.

Övriga fiskarter (harr, elritsa, mört, med flera)

Övriga, sporadiskt förekommande arter i fångsten med de djupa översiktsnäten var harr, småspigg, braxen, benlöja, storspigg, stensimpa, bergsimpa, elritsa, nissöga, lax, ruda, sutare, mört och id (se Bilaga 1). Samtliga dessa arter förekom i för liten utsträckning för att medge statistiska

analyser. Mört var relativt vanlig i fångsten under 2006 och 2007 men saknades helt 2005, delvis på grund av att fisket inte bedrevs på de grunda områden där mört är vanlig. På riktigt grunt vatten är mört en av de vanligare arterna i Vättern. Den var till exempel en av de dominerande arterna i de provfisken som bedrivits på rödingens lekgrund (Nyberg & Norrgård opublicerade data) och på grunt vatten i provfiskena med nordiska kustöversiktsnät (Figur 5).

Lekgrundsundersökningar

Totalt besöktes 63 lokaler under åren 2004-2006, några lokaler återbesöktes även. I flertalet områden ligger de definierade lokalerna nära varandra, till exempel vid Rosenlund och Stava. Lokalerna bedömdes som aktiva lekplatser vid fångst av lekmon hona alternativt utlekt fisk. På dessa kriterier klassades 28 av de 63 besökta lokalerna som aktiva lekplatser. Bland dessa fanns 18 av de 43 lokaler som presterades av Essvik (2004). Säkra rapporter om lek på ytterligare en lokal har inrapporterats. Vid 19 av de besökta lokalerna fångades endast hanar, alternativt observerades endast röding av obestämt kön, dessa lokaler har klassats som osäkra leklokaler. På 15 lokaler skedde varken observation eller fångst av röding, vid dessa bedömdes rödinglek inte ske vid undersökningstillfället. Samtliga besökta lokaler finns angivna med koordinater samt bedömda ur lekaktivitetssynpunkt i Bilaga 1. I denna bilaga finns även kompletterande grunddata från lekgrundsundersökningarna.

Köns- och längdfördelning

Totalt fångades 541 rödingar under rödinglekprovfisket 2004-2006. Hösten 2004 fångades 98 individer, varav 21 % utgjordes av honor (17/81). Både hösten 2005 och 2006 uppgick andelen honor till 26 % (2005: 261 (69/192), 2006: 184 (47/137). Andelen

honor stämmer väl överrens med jämförbara provfisken utförda under 1969-1973, andelen honor uppgick då till 27 % (Essvik 1977). I fångstuppegifter från lekrödingfiske åren 1931-1938 vid grundet Höjen uppgick andelen honor till 41,5 %, andelen honor var även betydligt högre i Alms tidiga undersökningar. Detta antas dock av Essvik bero på olikheter i fångstmetodiken (Essvik 1977), se nedan. En koncentration av fiskeansträngningen till den korta period då högleken infaller torde även ge betydligt högre andel honor i fångsten.

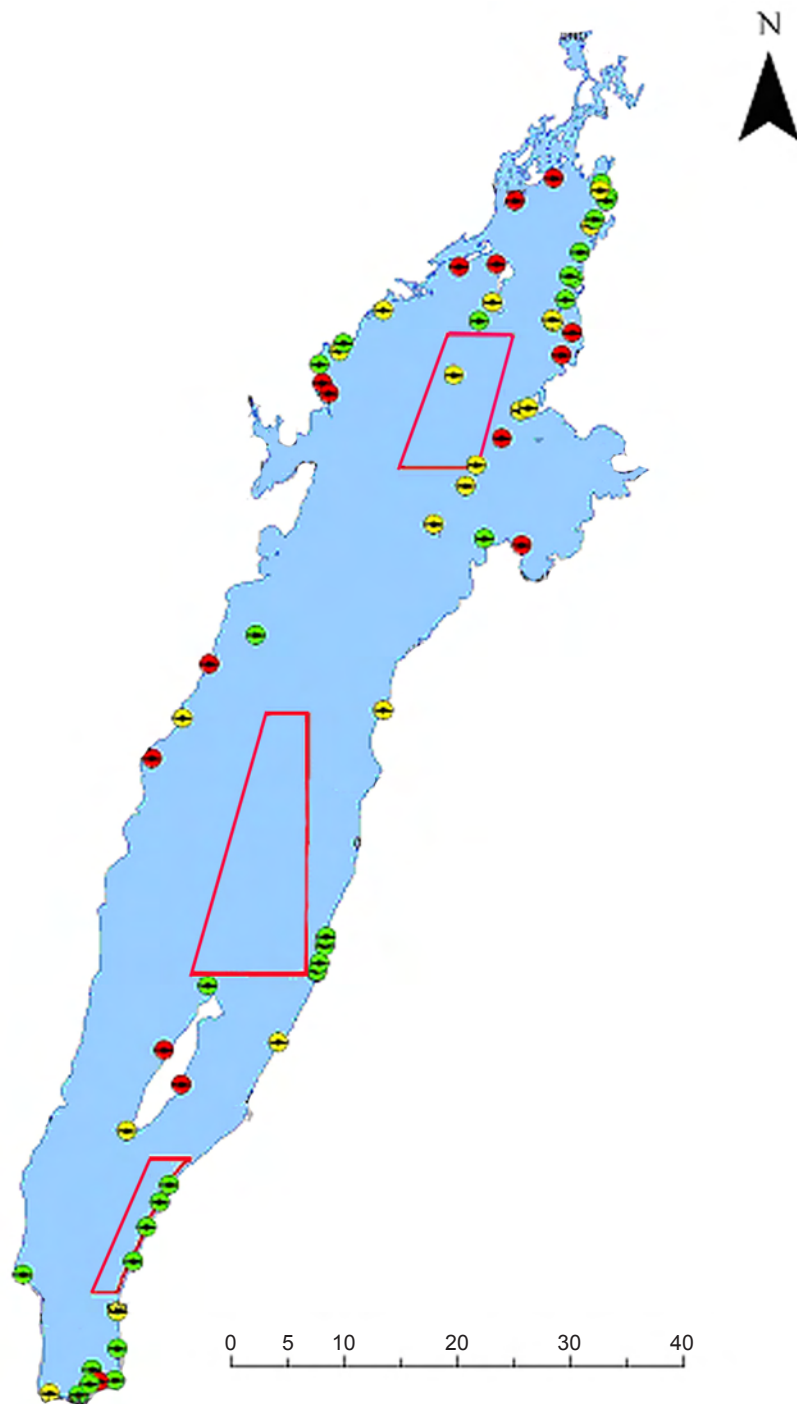
Medelstorleken på den fångade rödingen 2004-2006 var 61,2 cm. Jämfört med tidigare lekprovfisken efter röding i Vättern skiljer sig medelstorleken till viss del (se Tabell nedan), detta kan dock delvis bero på olikheter i metodiken. Vid professor Gunnar Alms undersökning på 1930-talet (Essvik 1977) användes så kallade strönet vid provfisket. Vid denna typ av fiske läggs ett långt och djupt nät runt lekplatsen för att sammandras och på så vis samla ihop fisken. Längdfördelningsdiagram från detta fiske har tyvärr inte återfunnits. Essvik (1977) påpekar dock att genomsnittsstorleken på honorna ökat betydligt vid provfisket 1969-1973 jämfört med provfiskena på 1930-talet.

Aktivt lek område

Eventuellt lek område

Ej lek område

Lekplats



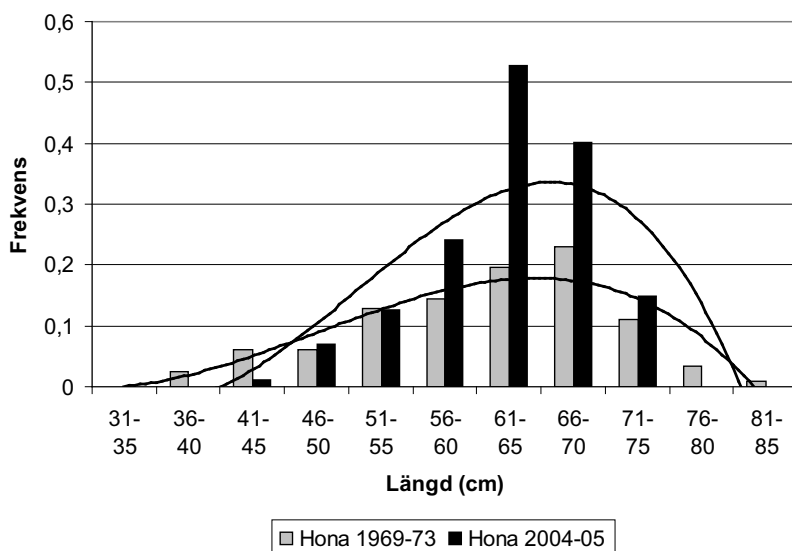
Figur 25. Inventerade rödinglekgrund. Lekaktiviteten på samtliga lokaler som besöktes har bedömts efter en tregradig skala: Aktivt lek område, Eventuellt lek område, Ej lek område.

Tabell 4. Medellängder hos fångad lekröding vid olika provfisken i Vättern.

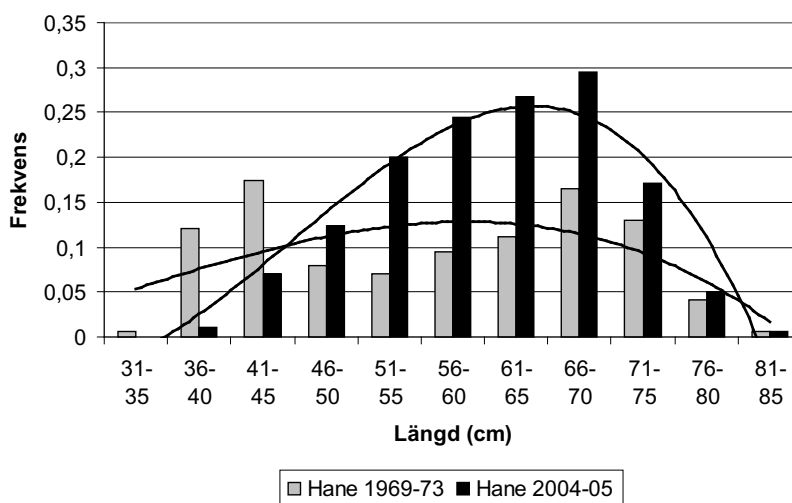
	Hanar			Honor			Totalt		
	N	Mean (cm)	SD [cm]	N	Mean (cm)	SD (cm)	N	Mean (cm)	SD (cm)
1930-talet ¹							335	51,7	
1967-1973 ²	315	56,8	13,0	117	61,2	9,8	432	58,0	12,4
2004	81	58,6	9,8	17	62,7	7,4	98	59,3	9,6
2005	192	61,6	8,9	69	61,6	6,8	261	61,6	8,4
2006	135	63,2	9,0	47	64,8	4,3	182	63,6	8,2
2004-2006	408	61,5	9,3	133	62,9	6,4	541	61,9	8,7

¹ Utvärdering av sju års lekprovfiske med strönet, längdintervall: 35–76 cm (Essvik1977).

² Utvärdering av sju års lekprovfiske med rödingnät (8–15 varv/aln) av samma typ som använts 2004-2005 (8–12 varv/aln) (Essvik1977).



Figur 26 Längdfrekvensdiagram för rödinghonor fångade i anslutning till leken i Vättern under perioden 1969-1973 och under 2004-2005.



Figur 27. Längdfrekvensdiagram för rödinghanar fångade i anslutning till leken i Vättern under perioden 1969-1973 och under 2004-2005.

Vid provfisken 1969-1973 användes samma typ av nät som 2004-2006, dock användes till viss del viss del finmaskiga nät 1969-1973. Försök som gjordes under 2006 visade dock på att längdfördelningen inte påverkas nämnvärt då finmaskigare nät används (se Bilaga 4). Då individuppgifter från provfisken 1969-1973 inte återfunnits har data från 2004-2006 grupperats enligt tidigare utvärdering för att möjliggöra en längdfördelningsjämförelse. Honornas längdfördelning var likartade jämfört med tidigare uppgifter från 1969-1973, dock sakna både de minsta och största storleksklasserna vilket är vanligt hos hårt beskattade bestånd. Oskattade bestånd uppvisar en mera naturligt avtagande längdfördelning för större fisk vid standardiserade provfisker. En naturlig längdfördelning för fisk fångad vid riktade lekprovfisker torde vara förskjuten mot större individer. Den största honan som fångades 2004-2006 var 74 cm jämfört med provfisket 1969-1973 då flertalet honor i intervallet 76-85 cm fångades.

Då individuppgifter från provfisket 1969-1973 återfunnits är det inte möjligt att göra en säker bedömning av huruvida längdfördelningen hos Vätterns rödinglekbestånd har förändrats fram till dags dato.

Intensivundersökning på utvalda rödinglekområden

På intensivområdena gavs möjlighet att studera olika faktorer mera ingående. Förutom att mera exakt bestämma lekperiodens längd studerades fångsten per ansträngning över tiden och totalt, samt hur könsfördelningen och längdfördelningen varierade över tiden. Även mönster i återfångster studerades. Rosenlundsgrundet utelämnades 2006 då fångstresultatet 2005 bedömdes vara för dåligt för att ge svar på frågorna ovan.

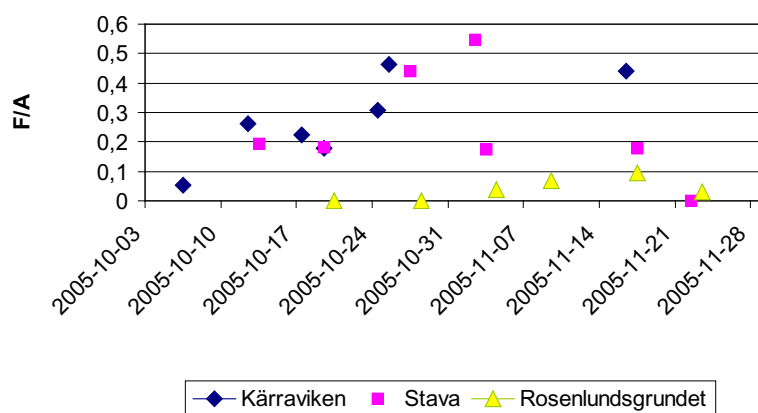
Fångst per ansträngning över tiden

Ett av syftena med intensivstudien av de tre lekområdena var att belägga lekperiodens längd samt hur lekaktiviteten förändras över tiden. Resultaten från 2005 visar som förväntat ökad fångst per ansträngning under den så kallade högleken, se figuren nedan. Vid det sista besöket vid Kärraviken respektive Stava bestod fångsten nästan uteslutande av utlekta hanar, således täcktes sannolikt hela lekperioden in för dessa lokaler. Troligen var leken inne i sitt slutskede även vid Rosenlund vid det sista besöket.

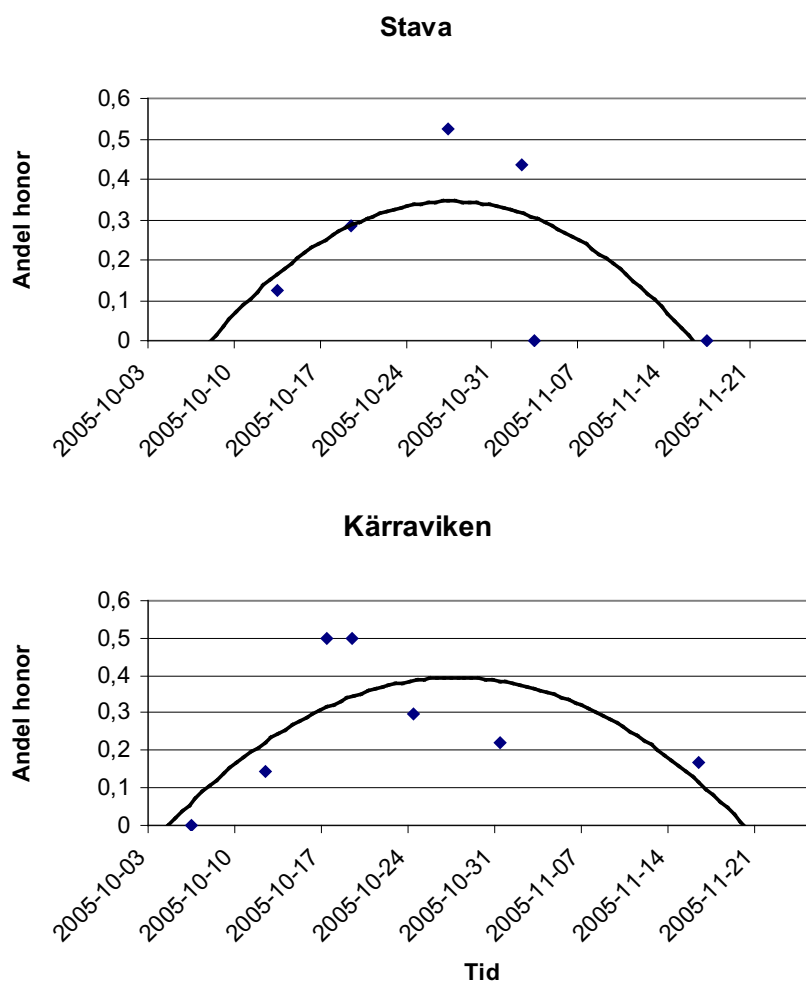
Könsfördelningen över tiden på intensivområdena tyder på att honorna i huvudsak uppehåller sig under en kortare tid på lekplatsen, det vill säga under den förmodade tidsperiod för högleken. Andelen honor i fångsten ökade väsentligt under den aktuella tiden (se Figur 29). Vid Stava fångades två icke-lekmogna honor i mitten av oktober, i månadsskiftet oktober-november ökade dock andelen honor. Vid Kärraviken var andelen honor störst runt den 20 oktober, den sista honan som fångades (2005-11-16) var utlekt.

Den totala fångsten per ansträngning samt honornas andel av fångsten (sett över tiden) tyder på att högleken 2005 i Kärraviken inföll runt den tredje veckan i oktober. Vid Stava torde högleken inträffat i månadsskiftet oktober – november och vid Rosenlund ett par veckor senare. Detta stämmer väl tidsmässigt med tidigare beskrivningar av när rödingens lek äger rum (Essvik 2004). Även temperaturmässigt stämmer tiden för höglek enligt Essviks uppgifter (1977), en ökad aktivitet hos honorna noterades då vattentemperaturen sjönk under 10°C.

På grund av besvärliga vindförhållanden hösten 2006 kunde inte intensivfisket genomföras till fullo enligt planerna detta år. Det mindre dataunderlaget från hösten 2006 tyder på några dagars förskjutning framåt i tiden vid både Kärraviken och Stava, troligen är detta ett resultat av variationer i väderleksförhållanden mellan de två åren. I övrigt är resultaten likartade med de från hösten 2005.



Figur 28. Fångst per ansträngning över tiden uttryckt som antal fångade rödingar per nättimme under intensivundersökningen hösten 2005.



Figur 29. Andelen rödinghonor i fångsten över tiden på intensivundersökningen vid Stava (exklusive Stava – Utsikten söder) och Kärraviken (exklusive Smedsudden) hösten 2005.

Det fanns inga signifikanta skillnader i längdfördelningen hos den fångade rödingen med avseende på fångsttillfälle inom lekperioden.

Fångst per ansträngning jämfört med tidigare studier

En jämförelse med provfiskena 1969-1973 försvåras p.g.a. olikheter i metodiken. Framför allt på grund av att näten vid det tidigare provfisket i allmänhet vittjades endast två gånger per dag, vilket innebär att man hade betydligt längre nätfisketider än vid provfisket 2005-2006 (nätfisketiden i snitt 107 minuter). Att vittja näten oftare och att effektivt fiska den bästa tiden på dagen torde i sig ge betydligt högre fångst per ansträngning. Orsaken till att kortare nätfisketider användes vid det senare provfisket var att minimera rödingmortaliteten.

För att nå jämförbara värden på fångst per ansträngning halverades F/A-värdet från 2005-2006, detta ansågs vara det mest riktiga eftersom näten i snitt vittjades fyra gånger/dag under denna period.

I Tabell 5 kan man utläsa att F/A var högst på de två grund som besökts kortast tid under 1969-1973, detta är förmodligen ett resultat av att dessa lokaler endast besökts under högleken. Essvik (1977) anger Höjen, Flisen, Glättenäs, Tängan och Stava som grund där det tidigare förekom ett betydande romtäcktsfiske i samband med leken. Även Rosenlundgrundet och området vid Ombo anges som betydelsefylla lekområden. Jämfört med resultaten från tidigare års provfisker kan man förmoda att de två lekområdena Stava och Kärraviken troligen utgör betydelsefylla lekområden för Vätterns röding i dagsläget.

Tabell 5. Fångst per ansträngning från 1969-1974 samt 2005-2006, endast lokaler med betydande nätansträngning har tagits med. Observera att resultaten från 2004-2006 extrapolerats (se stycket ovan). Lokaler med nollresultat 1969-1974 presenteras ej.

År	Lokal	Antal nättimmar	Antal rödingar	Antal rödingar per nättimme
1969-1973	Höjen	6 006	6	0,001
1969-1973	Glättenäs	1 528	204	0,133
1969-1973	Klanga S	3 204	57	0,018
1969-1973	Klanga M	1 363	38	0,028
1969-1973	Klanga N	2 853	49	0,017
1969-1973	Flisen	2 160	104	0,048
1969-1973	Ombo	88	18	0,205
1969-1973	Tängan	9	8	0,889
1969-1973	Sjötorp	648	1	0,002
2005 ¹	Rosenlundgrundet	261,7	14	0,027
2005-06 ²	Stava	540,6	144	0,133
2005-06 ³	Kärraviken	780,4	172	0,110

¹Rosenlundgrundet samt området utanför Rosenlundsbankarna.

²Fem dellokaler vid området Stava

³Kärraviken och Smedsudden

Återfångster under lektid

Totalt märktes och återutsattes 411 rödingar åren 2005-2006. Av de sammanlagt 44 individer som återfångats under lektid var endast fyra honor, de flesta återfångsterna skedde under samma år som märkning. Åtta rödingar återfångades mera än en gång. Tre rödingar återfångades på ett annat område i sjön än märkningslokalen, övriga återfångades på eller i direkt anslutning till märkningslokalen.

Vid Kärraviken uppgick återfångstprocenten under innevarande lekperiod till 15,1 % under 2005 och 10,2 % under 2006. Återfångsten 2006 av röding märkt 2005 uppgick till 13,7 %. Rödingen återfångades i flertalet fall i en annan del av området än märkningslokalen. Troligen passerar en stor del av rödingen Smedsudden på väg in till och ifrån lekplatserna längre in i vikens norra del.

Vid Stava uppgick återfångstprocenten under innevarande lekperiod till 6,4 % under 2005 och 3,4 % under 2006. Återfångsten 2006 av röding märkt 2005 uppgick till 3,4 %. Vid Stavaområdet skedde återfångsterna i stor utsträckning på andra lokaler än märkningslokalen, vilket kan tolkas som ett tecken på att rödingen här rör sig utmed ett längre strandparti under lekperioden.

Vid Essviks studier (1977) varierade återfångstprocenten mellan 0–50 % under påföljande år (återfångst på lekgrund ett år efter märkning), den genomsnittliga återfångstprocenten uppgick till 7,8 %. På grund av det låga antalet återfångade individer och de nämnda olikheterna i provfiskemetodiken har statistiska analyser mellan de båda provfiskena inte gjorts. Det är inte heller möjligt att utifrån återfångsterna göra en storleksuppskattning av de lokala lekbeståndena.

Genetiska analyser

Röding

Vi fann små genetiska skillnader mellan de tre intensivfiskade lekområdena, där framförallt röding från de norra delarna (Kärraviken) avvek från röding fångad i de södra och mellersta delarna av sjön (Tabell 6). Då vi grupperade fiskarna efter enskilda lekgrund framstod ett tydligt samband mellan geografisk och genetisk distans: närbelägna lekgrund skiljer sig i snitt mindre åt genetiskt, medan lekgrund som ligger långt ifrån varandra också uppvisar större genetiska skillnader (Figur 30).

De relativt små genetiska skillnaderna som observerades antyder att genflöde pågår mellan de olika lekgrunden, och att detta genflöde är större mellan närbelägna lekgrund. Den genetiska skillnaden mellan norra och södra lekområdet motsvarar ca 20 effektiva migranter per generation

(Tabell 6). Om man räknar med att generationstiden är ca 7 år och den genetiskt effektiva lekpopulationen är ca 25 % av det verkliga antalet lekfiskar, så motsvarar detta genflöde ca 11 lekfiskar som ”byter” mellan södra och norra lekområdet varje leksäsong. Denna siffra är emellertid en teoretisk uppskattning av antalet fiskar. I själva verket handlar det om hur gener successivt förflyttas mellan lekgrunden över sjön.

Sik

En jämförelse mellan provfiskares och Sötvattenslaboratoriets klassificering av älv- och sandsik visade att det i flera fall rädde oenighet om tillhörighet (Tabell 7). För de individer från 2007 som av sötvattenslaboratoriet bestämdes vara älvsik eller

sandsik, hade provfiskarena en annan uppfattning i hela 24 % av fallen. I många fall handlade det om individer som av sötvattenslaboratoriet bestämdes till ekotyp, men som av provfiskare ansågs svårbestämda och därför fördes till en tredje grupp bestående av osäkra individer. Slutsatsen av denna jämförelse, i kombination med att en ganska stor andel individer bedömdes som osäkra av både provfiskare och sötvattenslaboratoriet, antyder att det i många fall är svårt att göra en säker bedömning av enskilda individer baserat på morfologiska karaktärer som till exempel noslängd. Detta verifierades med en multivariat diskriminantanalys av totalt 24 morfologiska karaktärer. Det fanns en signifikant skillnad i morfologi mellan typerna ($F_{48,956} = 3,08$; $p < 0,001$), men samtidigt ett överlapp som visar att vissa individer är svåra att klassificera (Figur 31). Vi har i de genetiska analyserna utgått från Sötvattenslaboratoriets klassificering, eftersom den var den enda som fanns tillgänglig för båda insamlingsåren.

Studier av hela materialet sammanlagt samt enskilda stickprov av båda siktyperna visar att det totalt sett och hos stickprov av sandsik finns ett underskott av

heterozygota individer (positiva F_{IS} -värden, se Tabell 8). Detta indikerar att det finns någon form av genetisk struktur i materialet som helhet, samt inom sandsiken. En jämförelse mellan sand- och älvsik visar på små men statistiskt signifikanta skillnader mellan typerna (Tabell 9). Jämförelser mellan lokaler inom respektive ekotyp visade på genetiska skillnader mellan sandsik fångade på olika lokaler men att detta mönster inte finns hos älvsiken (Tabell 9). Närmare analyser av lokalskillnader antyder att det hos sandsiken kan finnas ett samband mellan geografisk och genetisk distans (Figur 32), precis som hos rödingen (se ovan). Det är således större genetiska skillnader mellan lokaler som ligger långt ifrån varandra jämfört med närbelägna lokaler. Detta mönster finns inte hos älvsiken (Figur 33).

För att illustrera de genetiska skillnaderna mellan och inom de två siktyperna gjordes en PCA baserad på genetiska data. Den visade på små men tydliga skillnader mellan typerna (stickprover av sand- och älvsik grupperar separat), men också på en viss genetisk variation inom siktyperna, framförallt inom sandsiken (Figur 34).

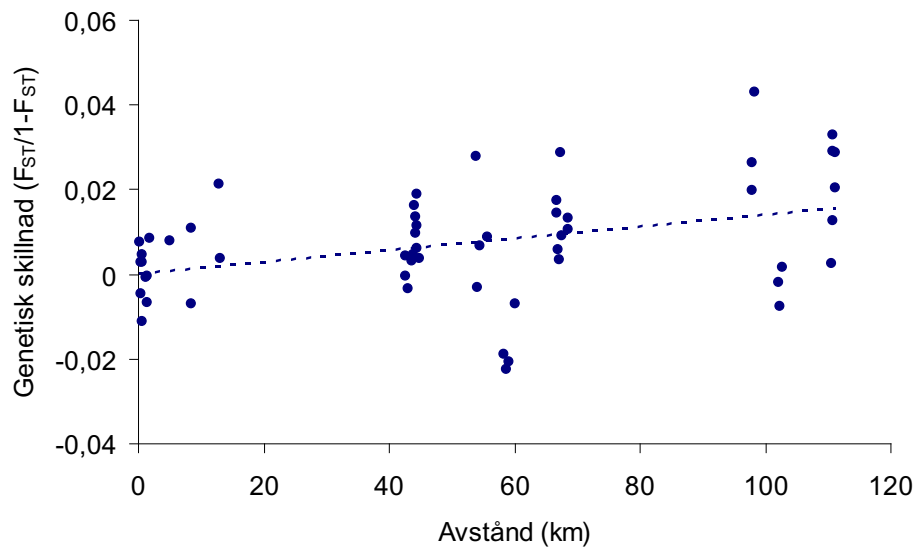
Tabell 6. Genetiska skillnader hos röding. Parvisa genetiska skillnader (F_{ST}) (nedan diagonalen) och skattningar av effektiva antalen migranter per generation (ovan diagonalen) mellan de tre intensivfiskade områdena.

	Rosenlundsgrundet	Stava	Kärraviken
Rosenlundsgrundet		76	21
Stava	0,003		76
Kärraviken	0,012***	0,003**	

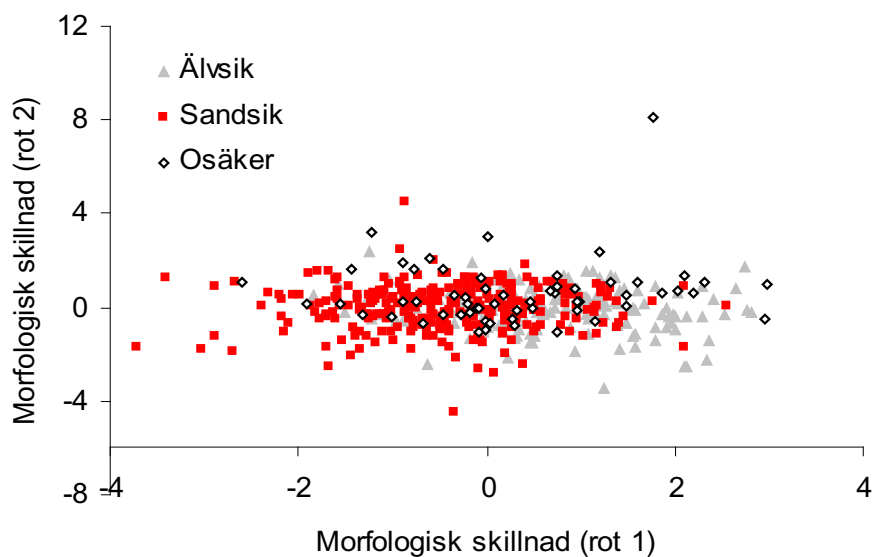
** $p < 0,05$; *** $p < 0,01$

Tabell 7. Klassificering av sik baserat på morfologi. I tabellen framgår antalet sikar som Sötvattenslaboratoriet och provfiskare klassificerade som sandsik, älvsik och osäker typ. Denna tabell inkluderar endast de individer som fångades 2007 och som senare analyserades genetiskt.

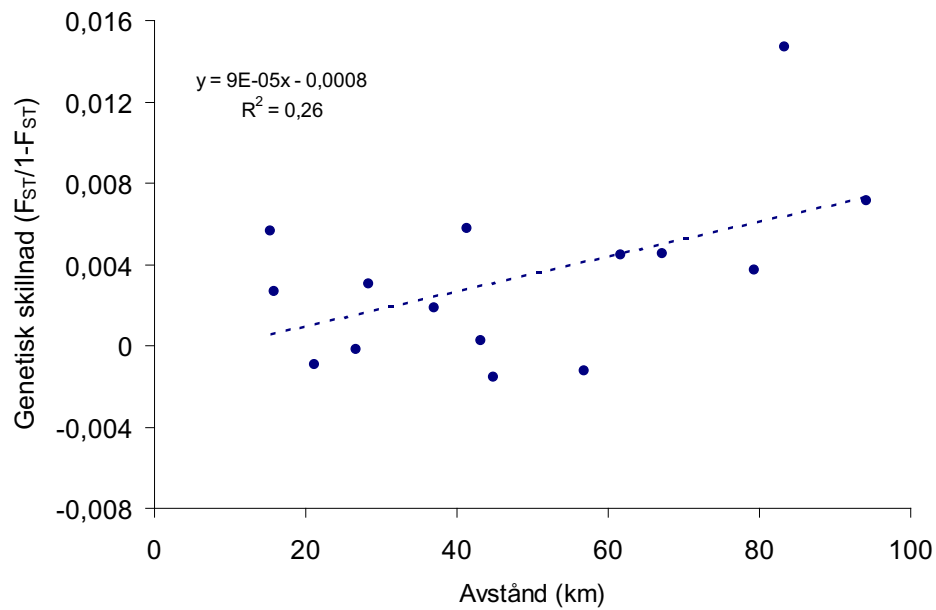
	Provfiskare		
Sötvattenslaboratoriet	Sandsik	Älvsik	Osäker
Sandsik (n = 236)	210	7	19
Älvsik (n = 120)	27	60	33
osäker (n = 43)	23	6	14



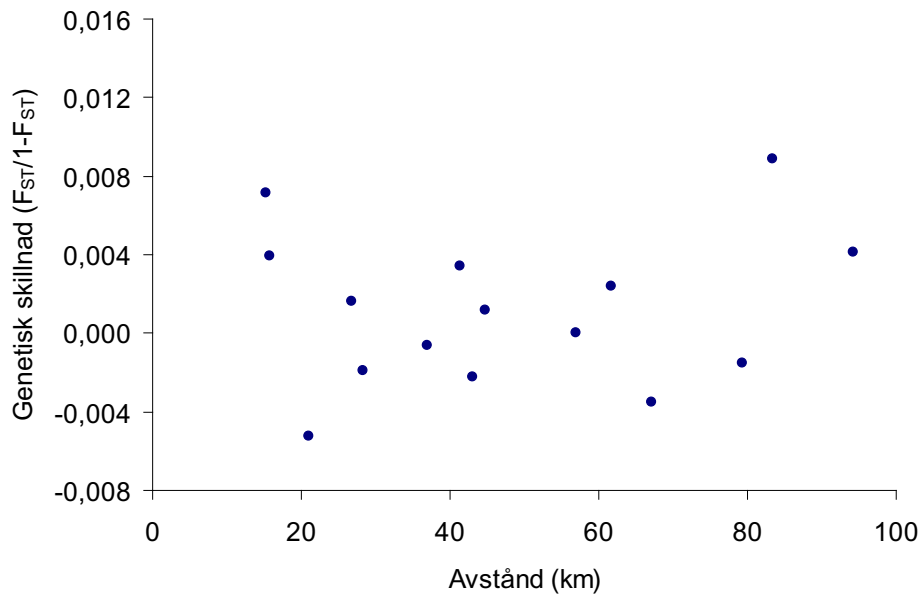
Figur 30. Sambandet mellan geografisk och genetisk distans hos stickprov av röding. Varje punkt motsvarar en jämförelse mellan två stickprov. Sambandet är statistiskt signifikant (Pearson $r = 0,29$; $p = 0,028$).



Figur 31. Diskriminantanalys av 24 morfometriska mått hos sik. Endast rot 1 är signifikant, vilket innebär att fördelningen längs X-axeln bäst illustrerar totala skillnader i morfologi mellan ekotyperna.



Figur 32. Sambandet mellan geografisk och genetisk distans hos stickprov av sandsik. Varje punkt motsvarar en jämförelse mellan två stickprov. Sambandet är på gränsen till statistiskt signifikant (Pearson $r = 0,52$; $p = 0,054$).



Figur 33. Sambandet mellan geografisk och genetisk distans hos stickprov av älvsik. Varje punkt motsvarar en jämförelse mellan två stickprov. Sambandet är inte statistiskt signifikant (Pearson $r = 0,15$; $p = 0,37$).

Tabell 8. Jämförelser av observerade och förväntade (i en population med slumpmässig parning) genotypfrekvenser inom stickprov av sik. Ett positivt F_{IS} -värde indikerar att det kan finnas en genetisk struktur inom stickprovet, dvs. att stickprovet består av individer från fler än en population.

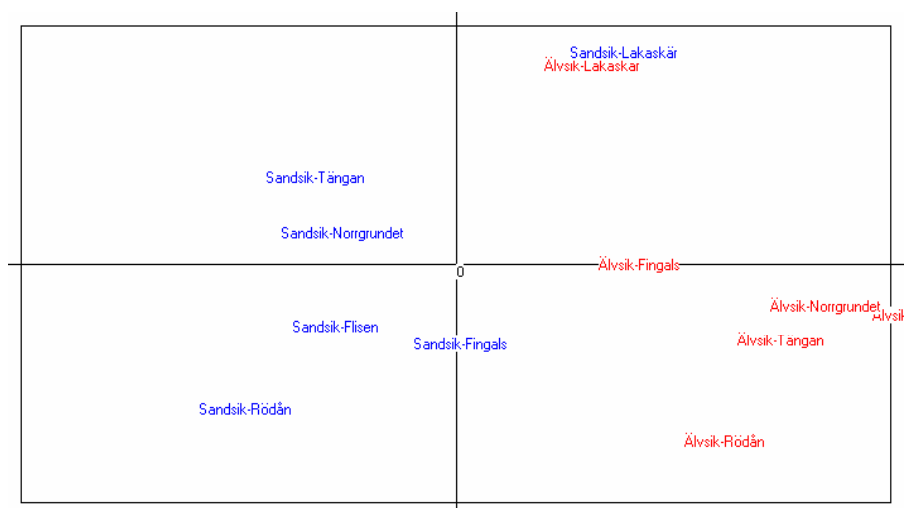
Ekotyp	Lokal	F_{IS}
Älvsik	Fingals	-0,049
	Flisen	-0,005
	Lakaskär	0,029
	Norrgrundet	0,032
	Rödån	-0,006
	Tängan	0,01
	Totalt	0,005
Sandsik	Fingals	0,054**
	Flisen	-0,005
	Lakaskär	0,036*
	Norrgrundet	0,013
	Rödån	0,02
	Tängan	0,009
	Totalt	0,023***
Mellanform (osäker)	Totalt	0,049***
Totalt		0,023****

* $p < 0,10$; ** $p < 0,05$; *** $p < 0,01$; **** $p < 0,001$

Tabell 9. Genetiska skillnader (F_{ST}) mellan älvsik och sandsik, samt mellan lokaler inom respektive ekotyp.

Jämförelse	F_{ST}
Älvsik vs Sandsik	0,007****
inom Älvsik	0,002
inom Sandsik	0,003***

*** $p < 0,01$; **** $p < 0,001$



Figur 34. PCA baserad på genetiska data. Båda axlarna är signifikanta och förklarar tillsammans 46 % av den totala genetiska skillnaden (F_{ST}) mellan stickproven av sand- och älvsik.

Diskussion

De provfisken och inventeringar som här rapporteras ger den första möjligheten att med tillräcklig statistisk precision göra en samlad bedömning av statusen hos flera av Vätterns fiskarter. Tidigare provfisken har bedömts vara något för lågintensiva och sporadiska och utan den stora yttäckning i de provfisken som här rapporteras (Degerman 2004).

Sammantaget visade de genetiska analyserna att rödingen i Vättern ur ett evolutionärt och bevarandegenetiskt perspektiv kan betecknas som en population men att det dock fanns en skillnad mellan sand- och älvsik. Sandsiken tycks förekomma i flera, mer eller mindre isolerade populationer i Vät-

tern. Älvsiken verkar representeras av bara en lekpopulation. Dessa resultat antyder att man bör förvalta de två siktyperna separat (se till exempel, Ugedal med flera 2002). Ett problem i detta sammanhang är svårigheten att endast baserat på sikarnas utseende klassificera dem. I denna rapport behandlas fortsättningsvis rödingen som en distinkt population. De två typerna av sik behandlas huvudsakligen också som ett sammanhållet bestånd på grund av svårigheten att separera dem direkt i fält. De två formerna kommer dock att separeras i en fördjupad analys av 2006 och 2007 års resultat baserad på tillgängliga genetiska data. Ett arbete som pågår i skrivande stund.

Har fisken svarat på införandet av fredningsområden?

De flesta arter har ökat i antal sedan de nya fiskereglerna infördes 2005. Framförallt arter som beskattas inom fisket (sik, röding, öring) eller som är vanliga bifångster i fisket med nät (nors). Arter som inte beskattas av fisket (hornsimp, gers, med flera) har oförändrad fångst per ansträngning sedan 2005, bortsett från siklöjan som ökar i fångst trots att det inte förekommer något riktat fiske efter arten. Fisket med nät har tidigare varit relativt omfattande särskilt med tanke på att Vättern är en så lågproduktiv sjö och att målarterna har en sen könsmognad och därmed är särskilt känsliga för hårt fiske. Därför är det inte förvånande att man får ett positivt gensvar när nätfiskets ansträngning minskat med 84 % på mindre än en tioårsperiod och hårdare fiskeregler dessutom införs med fredningen som den kanske största enskilda inskränkningen av fisket (Figur 34).

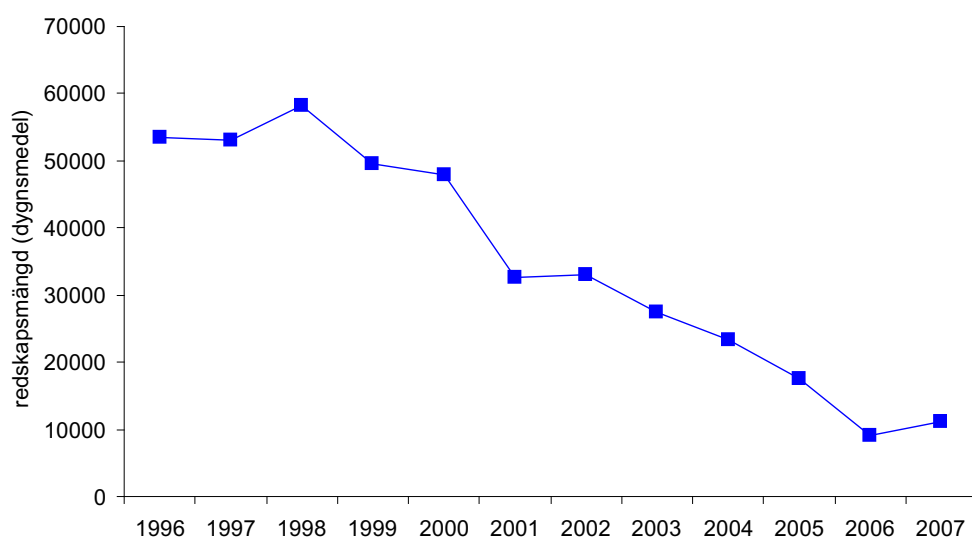
Det är möjligt att den positiva trenden för vissa arter skulle ha varit ännu tydligare om det inte varit för de störningar som påverkat 2007 års fiske (se Tabell 2). Störningarna från framförallt strömmar var då påtagliga och försvårade fiskets utförande, särskilt i de två sydligast belägna områdena. Trots att stationerna med mest uppenbara störningar från strömmar tagits bort i analyserna finns en risk för att detta fenomen påverkat fångsten under 2007 i negativ riktning.

Det är svårt att med säkerhet säga i vilken omfattning som införandet av fredningsområden har bidragit till de ökade fångsterna av flertalet arter under perioden 2005-2007, särskilt med tanke på att fiskets intensitet i referensområdena sjunkit på senare år. Skillnaderna mellan fredade områden och fiskade referensområden var relativt små för de flesta arter men likväl

fanns vissa trender som kan tyda på att en skillnad mellan dessa områden och övriga områden där fiske är tillåtet på sikt håller på att byggas upp. Att det är just målarterna för fisket (och fredningen) som utvecklas i olika riktning i fredade respektive fiskade områden tyder också på att fisket, även om det numera är av betydligt mindre omfattning än tidigare, fortfarande har en effekt på bestånden. Effekterna av fredning i de motsvarande marina exempel som finns är ofta stora och anmärkningsvärt snabba (se till exempel sammanställningen i Halpern & Warner 2003 och Halpern 2002). Generationstiden, tillika åldern vid könsmognad, för Vätternröding är dock hög, till och med jämfört med många marina arter. Hanarna når könsmognad under sitt sjätte tillväxtår och honorna under sitt åttonde (Hammar & Filipsson 2007). Generationstiden hos fiskar är inte nödvändigtvis identisk med ålder vid könsmognad, för långlivade arter kan generationstiden vara något högre än åldern vid könsmognad, men det är en relativt god approximation. Det är således kanske först efter ett antal år, när avkomman från den generation rödingar som förhoppningsvis gynnats av fredningen blir tillräckligt stora för att fångas i ett provfiske som man med säkerhet kan bedöma fredningens effekter på röding.

En viktig aspekt för att fredning ska ge önskvärt resultat är att fredningsområdena är tillräckligt stora och rätt utformade. Om fiskets målarter är vandringsbenägna och ifall fredningen och andra förvaltningsinsatser minskat ansträngningen och ökat selektiviteten så kan man få en positiv effekt på bestånden i sjön som helhet, men svaga lokala effekter inne i fredningsområdena. Eftersom det främst är arter som utsätts för fiske som ökat efter att de nya reglerna införts är det sannolikt att åtminstone en del i beståndens uppgång beror på de nya reglerna.

Då varje enskild art har sin specifika livshistoria, vandringsbenägenhet och fiskemortalitet är det sannolikt att skilda arter kommer att reagera olika starkt på en fredning. Till exempel kan man förvänta sig att en vandringsbenägen art som röding inte kommer att reagera lika starkt på att ett mindre område fredas än en mer stationär art skulle göra. Rödingens vandringar i Vättern kartlades redan på slutet av trettio-talet och beskrivs i detalj av Alm (1951). Återfångster av röding fångade på åtta olika lekgrund, vitt spridda i sjön redovisas där i kartor. En ny analys av återfångsterna av rödingar utanför lektid, januari – augusti, i Alms (1951) studie visar att de flesta rödingar vandrar rela-



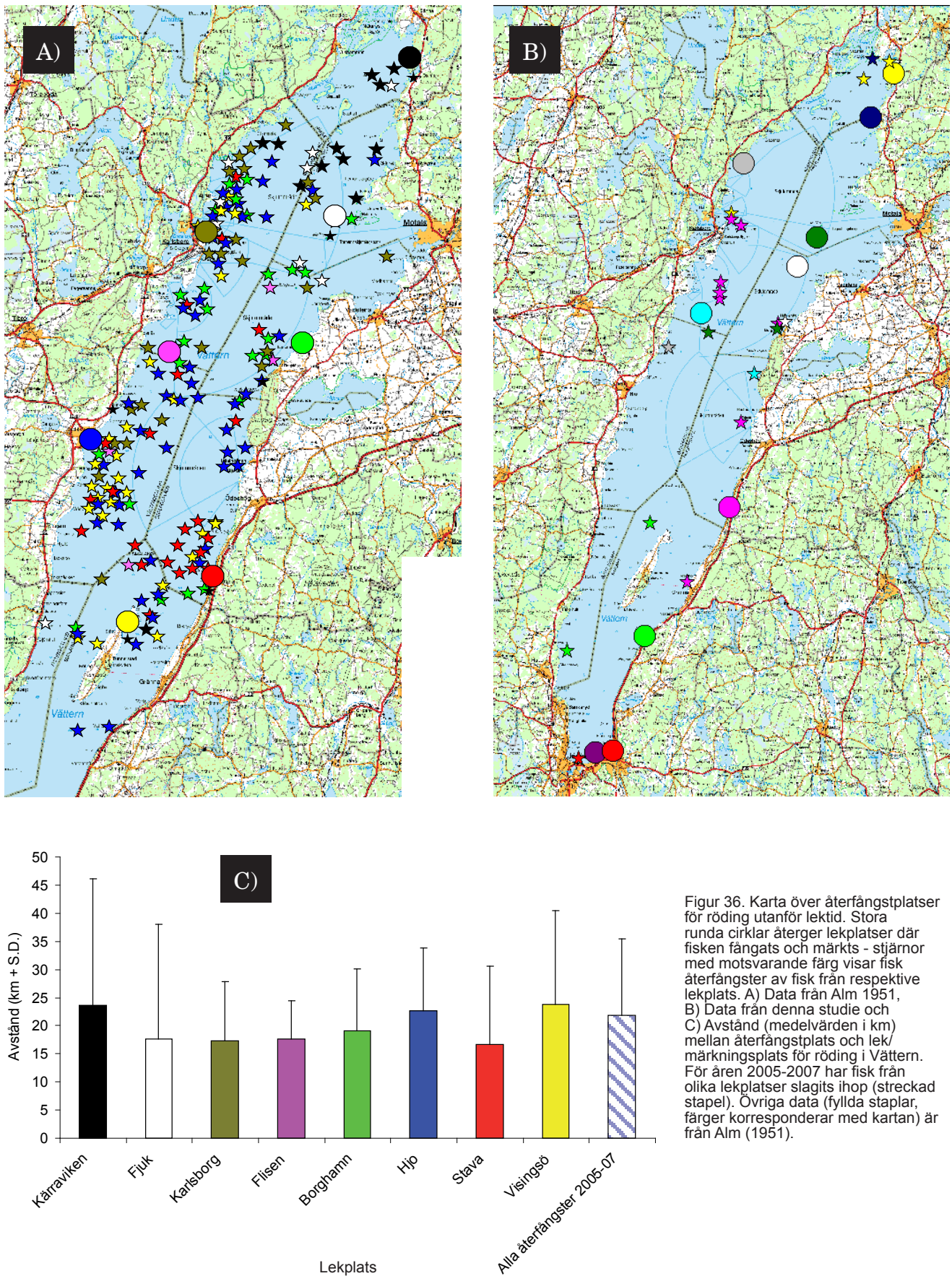
Figur 35. Ansträngning i det yrkesmässiga nätfisket under 1995-2006. Statistik från Fiskeriverket baserat på fångstjournaler.

tivt långt från sina lekplatser (Figur 36). I medeltal var återfångsterna cirka 20 km från lekgrundet där de först fångades, 90 % av rödingarna fångades inom 40 km från respektive lekgrund (Figur 36). De rödingar som märkts och återfångats i denna studie är väsentligt färre än i Alms studie, men de flesta återfångster tycks även i detta fall hålla sig inom 40 km från återutsättningsplatsen. Det innebär att de flesta rödingar under en säsong uppvisar ett visst mått av stationärt beteende men att de trots detta företar väsentligt längre vandringar än medeldiametern på fredningsområdena, som är knappt 12 km. Det tycks inte finnas någon statistiskt säkerställd effekt av områdenas storlek på utvecklingen i fångst per ansträngning av sik och röding, men det bör poängteras att det största av de fredade områdena, Norrgrundet, hade något högre fångster av storvuxen fisk och dessutom en snabbare positiv utveckling i fångst av storväxt sik och röding. En annan aspekt som bör tas hänsyn till är också de olika fiskefria områdenas sinsemellan olika betydelse för fisken. Studien av rödingens lekgrund visar att två (Tängan och Fingals) av de fredade områdena och samtliga av referensområdena innehåller potentiella lekområden eller ligger i nära anknytning till sådana. Det återstående fredade området, Norrgrundet, är dock istället i första hand ett område för födosök och tillväxt.

Sikarnas vandringar i Vättern har så vitt vi vet inte studerats, men däremot finns ett antal studier av sikars vandringar i Östersjön, framförallt från den finska kusten. Den älvlekande siken, motsvarigheten till Vätterns älsvik, kan där företa mycket långa vandringar, upp till 700 km (Wigren 1962, Lehtonen & Himberg 1992). Uppgifterna om vandringsbenägenheten hos älvlekande sik varierar mellan olika studier och områden. Enligt de flesta studier håller sig den älvlekande siken dock inom en radie av 100 km (Neuman & Saulamo 2002). Den havslekande siken, som mest liknar Vätterns sandsik, är mer stationär och företar sällan längre vandringar än 200 km. Vandringarna i Dahr (1947) låg till exempel mellan 7 och 16 km i medeltal och i Lehtonen med flera (1981) fångades 75 % av de märkta sikarna inom en 20 km-radie från märkningsplatsen. Sandsikarna i Vättern skulle således vara mer stationära än älsvikarna, något som i viss mån stöds av de

genetiska studierna. Sandsikarna hade till skillnad från älsvikarna en tydlig tendens till så kallad "isolation by distance". Detta innebär att sikarna får mer och mer avvikande genetisk struktur ju längre från varandra de fångas vilket tyder på att de har flera lekplatser och en begränsad migration mellan lekplatserna. Därför är det rimligt att anta att effekten av fredningsområden kan bli mer accentuerad för sandsik än älsvik. Eftersom sandsikarna dessutom i dagsläget tycks växa sig större än älsvikarna och därmed blir mer påverkade av fisket är det också rimligt att förvänta sig en snabbare och mer lokal effekt av fredningsområden för sandsik.

Om införandet av fredning leder till en ökad täthet och en ökad medelstorlek hos fisken i ett område kan man efter en tid förvänta sig att få täthetsberoende effekter på fiskens livshistoria. Till exempel kan man förvänta sig, förutsatt att arten i fråga är resursbegränsad, att fiskens tillväxthastighet avtar och att fiskens vandringsbenägenhet eventuellt ökar. När tillgången på föda på grund av ökad konkurrens avtar inne i fredade områden kommer således fisken att söka sig utanför dessa områden där tillgången på föda är högre. Denna mekanism kan bidra till att höja spridningen av fisk från fredade områden och således bidra till en högre avkastning i fisket (Murawski m.fl. 2004, Abesamis & Russ 2005). Näslund med flera (1992) visade i en tidigare studie att rödingen i Visjön ökade sin spridningsbenägenhet under perioder då konkurrensen om föda var hård och fiskens kondition och tillväxt därför försämrades. Flertalet av de studerade arterna förefaller redan ha en sviktande tillväxt (mer om detta nedan under rubriken Trender över tiden för fisket i Vättern). Särskilt under den period då många arter är beroende av bottenfauna tycks både tillväxt och kondition vara i avtagande. I dagsläget finns inget som tyder på att tillväxten är lägre i de fredade områdena men på lång sikt finns en risk för att stagnerande tillväxt kan bromsa den positiva trend som nu tycks ha inletts i de fredade områdena, särskilt i ett lågproduktivt system som Vättern. Att positiva effekter av införande av fredningsområden på avkastningen i fisket kan begränsas på grund av en försämrad tillväxt har visats av bland annat Rose med flera (2001) och Gårdmark med flera (2006).



Figur 36. Karta över återfångstplatser för röding utanför lektid. Stora runda cirklar återger lekplatser där fisken fångats och märkts - stjärnor med motsvarande färg visar fisk återfångster av fisk från respektive lekplats. A) Data från Alm 1951, B) Data från denna studie och C) Avstånd (medelvärden i km) mellan återfångstplats och lek/märkningsplats för röding i Vättern. För åren 2005-2007 har fisk från olika lekplatser slagits ihop (streckad stapel). Övriga data (fyllda staplar, färger korresponderar med kartan) är från Alm (1951).

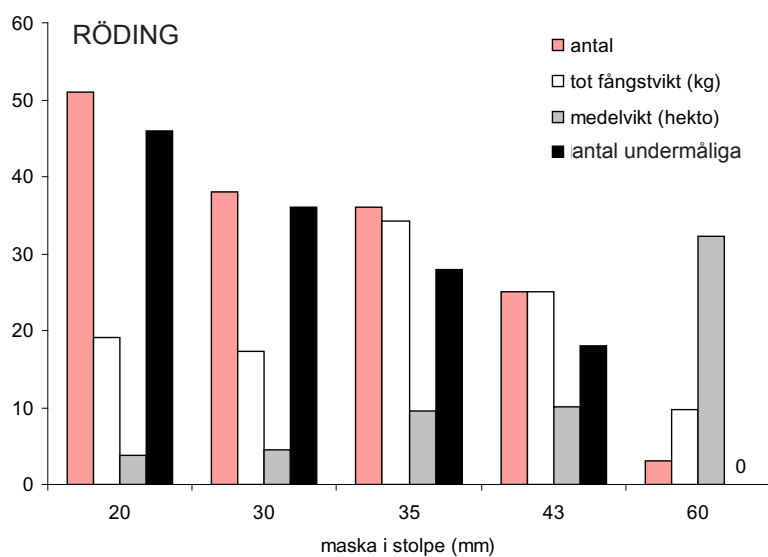
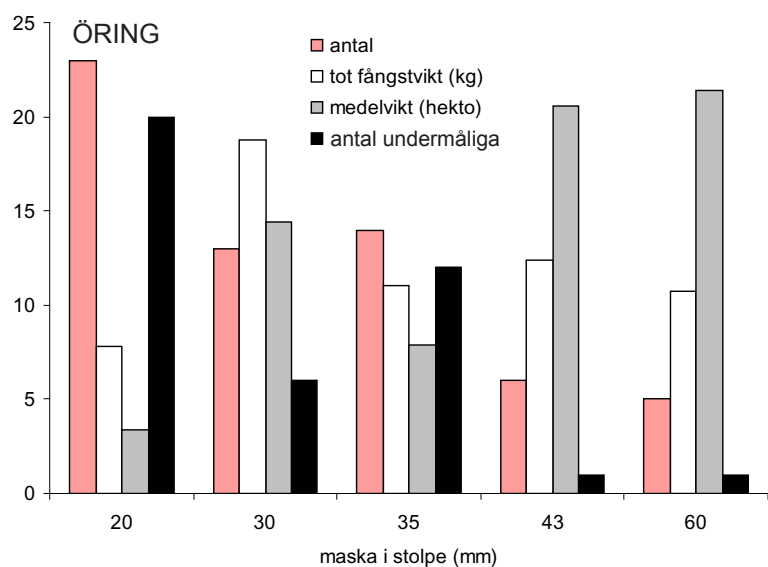
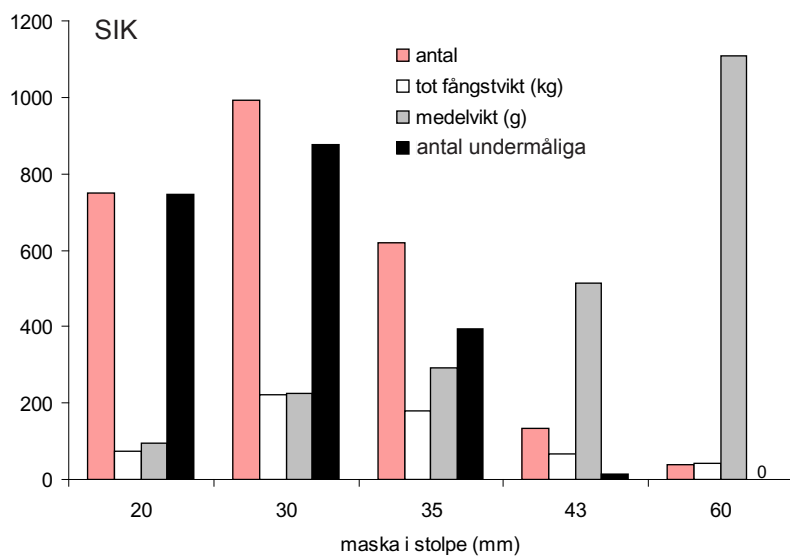
Utvärdering av övriga regelförändringar

Förutom införandet av fredning infördes andra nya regler som på sikt kan få en effekt på fiskbestånden. Det höjda minimimåttet på röding från 40 till 45 och sedan till 50 innebar en motsvarande justering av minimimaskstorleken på vissa djup. På djup överstigande 30 meter får numera endast maskor med en vidd i stolpe på som minst 60 mm användas. På djup understigande 30 meter är motsvarande maskvidd 43 mm i stolpe. Eftersom både 43 och 60 mm maska användes i provfiskena är det möjligt att göra en analys av hur denna regelförändring påverkar bifångster av oönskade arter och storlekar och fiskets potentiella avkastning. Ett stort problem med nätfisket har tidigare varit att unga rödingar under minimimåttet fångats i näten (se till exempel Hammar & Filipsson, 2007). Tanken med de nya reglerna gällande maskvidd har varit att minska denna oacceptabelt höga bifångst, särskilt på djup överstigande 30 meter där rödingarna huvudsakligen befinner sig.

Resultatet från provfisket visar att bifångsten av undermålig röding blir väsentligt lägre med 60 mm maska. Under de tre år som provfisket pågått har inte en enda undermålig röding fångats med 60 mm maska. Bifångsten av undermålig röding har således minskat från 72 % av fångstantalet med tidigare regler till 0 % med de nya reglerna. Den totala fångsten av röding över minimimåttet sjunker visserligen också men bara med 23 %. På djup under 30 meter har ett fåtal undermåliga rödingar fångats, totalt två stycken, vilket också får betecknas som en acceptabel nivå på bifångst. Även bifångsten av andra arter som hornsimpa, nors, lake och gers som inte är intressanta för fisket i samma utsträckning som siken och rödingen (annat än som

kräftbete) minskar markant med de nya reglerna. Det bör dock påpekas att provfisket pågått under sommarhalvåret och att yrkesfisket med nät numera sker främst under hösten och vintern. Det är möjligt att sikens och rödingens djupfördelning och rörelseaktivitet och därmed fångsterna/bifångsterna av dem är annorlunda under denna årstid.

Fångsten av sik påverkas också av de nya reglerna. Fångstvikten av sik med 60 mm maska är ca 40 % lägre än med 43 mm maska. Med tanke på den tämligen starka statusen hos sikbeståndet och att den stagnerande tillväxten hos sik i viss mån kan härledas till inomartskonkurrens skulle det finnas en möjlighet att öka uttaget av sik genom att tillåta mindre maskstorlekar, till och med mindre än 43 mm. För att optimera fiskets uttag av sik skulle man baserat på provfiskets fångster fiska med en maskstorlek strax under 35 mm. Ett fiske med mindre maskstorlekar skulle dock innebära en återgång till tidigare nivå på bifångster av undermålig röding vilket inte är acceptabelt. Det finns således en konflikt mellan fisket efter en icke hotad art, sik, och en hotad art, röding, som fångas som bifångst i fisket av den icke hotade arten. I en sådan situation måste den hotade artens överlevnad sättas före fisket efter den icke hotade arten. Försök har pågått för att minimera bifångsten av röding i fisket efter sik genom att välja platser där rödingen är mindre vanlig (Nyberg & Sandström 2007). Detta försök föll dock inte särskilt väl ut. Endast två av 25 undersökta områden hade acceptabla bifångster av röding. Att utveckla ett mer selektivt fiske efter sik som ger ökad avkastning inom sikfisket och minimala bifångster av röding bör dock vara en prioriterad uppgift inom framtidens förvaltning.



Figur 37. Medelvikt, totalfångst i vikt per ansträngning och antal per ansträngning samt antal undermåliga per ansträngning av sik (minimimått 35 cm), öring (minimimått 50 cm) och röding (minimimått 50 cm) i fem olika maskstorlekar.

Rödingens lekaktivitet

Under 2004-2006 bedömdes aktiv rödinglek äga rum på knappt hälften av de besökta lokalerna. På flertalet av lokalerna fångades och observerades relativt mycket röding. På ytterligare ett tiotal lokaler påträffades lekmogen röding utan att kriterierna för konstaterande av aktiv lek uppfylldes. Det är dock anmärkningsvärt att ingen röding över huvudtaget påträffades på 13 av de historiskt mest kända och betydelsefulla leklokaler som beskrivits av Essvik (2004). Geografiskt ligger de i nuläget mest aktiva leklokaler i sydöstra och nordöstra delarna av Vättern. Ofta rör det sig om större områden med lek på flertalet ytmässigt mindre definierade leklokaler. Utmed Vätterns östra kant, speciellt i den södra delen, sker troligen en relativt utbredd strandlek på längre sträckor. Vid jämförelser med tidigare undersökningar är fångsten per ansträngning på de två intensivbevakade områdena, Stava och Kärraviken, relativt hög, troligen utgör dessa två områden betydelsefulla lekområden för Vätterns röding i dagsläget.

Rödingens lekperiod i Vättern är utdragen i tiden till följd av vattentemperaturskillnader mellan den norra grundare delen och den djupa södra delen. Liksom tidigare undersökningar (Essvik 1977) tyder resultatet från lekrödingundersökningen på att högleken sker vid en vattentemperatur på ca 9 °C. Majoriteten av honorna uppsöker lekgrunden under denna korta tidsperiod, endast ett fåtal honor som inte bedömdes

vara lekmogna fångades tidigare under lekperioden. Då hanarna anländer till lekområdena relativt tidigt finns det aktiva rödingar på lekgrunden från och med början av oktober i sjöns norra del. I sjöns södra del finns det emellertid lekmogen röding kvar på lekgrunden fram till slutet av november. Denna kunskap motiverar den långa lekfredningstiden från 15 september – 15 december. Med tanke på att utlekt röding, speciellt hanar, ofta stannar kvar en tid på lekplatserna kunde även en förlängning anses vara motiverad.

Längd- och könsfördelningen stämmer relativt bra med tidigare studier (Essvik 1977). Den onaturligt branta avslutningen på längdkurvan för honor kan vara ett tecken på att beståndet skattas för hårt. Underlagsmaterialet är dock för litet och heterogent för att man skall kunna dra några statistiskt säkra slutsatser.

Totalt märktes och återutsattes 411 rödingar åren 2005 och 2006, 44 av dessa återfångades under lektid. Återfångsterna tyder liksom tidigare studier (Essvik 1977) på att rödingen är relativt trogen sina lekområden. Under lektid återfångades endast tre rödingar på ett annat område i sjön än märkningslokalen, övriga återfångades på eller i direkt anslutning till märkningslokalen. Återfångstprocenten står i paritet med resultat från tidigare studier, förhoppningsvis ger kommande års provfiske ett större underlag som möjliggör ytterligare bestånds och mortalitetsbedömningar.

Trender över tiden för fisken i Vättern

Genom att sammanföra resultaten från de senaste årens provfisken i Vättern med den tidigare provfiske-serien vid Vistakulle i sydöstra delen av sjön kan man få en ungefärlig fiskeoberoende bild över utvecklingen i fångst per ansträngning av vissa arter. För tre arter finns en väldigt tydlig trend över tiden: lake, röding och sik.

Laken gick under 70-talet från att ha varit en vanlig art i fångsten till en på gränsen till osynlig tillvaro. Efter ett intensivt fiske med så kallade lakstrutar fiskades laken ned till mycket låga nivåer, vilket också kunde noteras i de provfisken som pågick under 70- och 80-talet i Vättern (Svårdson m.fl. 1988). Idag tycks beståndet på sina håll ha återhämtat sig relativt väl och laken är i ett av provfiskeområdena, Fingals, en av de dominerande arterna.

Fångsterna av röding under 2005-2007 har trots en mycket stor insats, varit låga. Trenden under dessa år har förvisso varit svagt ökande fångster men fångstnivåerna är dock trots detta låga i jämförelse med det tidigare provfiskeprogrammet i sydöstra Vättern. Fångsten per ansträngning var under perioden 2005-2007 endast några procent (cirka 2 %) av vad den var under 1970- och 80-talet. Förvisso har dessa olika fisken inte skett med exakt samma nättyp, men de längre och djupare nät som använts 2005-2007 borde rimligtvis ha en högre potentiell fångst per ytenhet på grund av att de längre näten får en kraftigare ledarmseffekt och genom att de har en något större andel maskstorlekar som fångar röding. Nivån på minskningen i fångst av röding kan således diskuteras men att en kraftig nedgång skett står dock utom allt tvivel. I en annan analys av Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium har också visats att rödingens tillväxt förändrats på senare år (Hammar & Filipsson 2007). Rödingarna växer allt sämre och har lägre kondition än de haft tidigare under 80- och 90-talet. Dessa uppgifter i kombination med de vikande fångsterna i yrkesfisket gör att beståndssituationen idag måste bedömas som fortsatt allvarlig.

Samtidigt som fångsterna av sik i yrkesfisket minskat har fångsten i de provfisken som företagits i Vättern under åren 1973-2007 haft en motsatt trend. Antalet sikar i fångsten har ökat kontinuerligt under den aktuella perioden medan biomassan (det vill säga den totala fångstvikten) varit i stort sett oförändrad över tiden. De tre senaste åren (2005-2007) då bestånden följts i ett mer omfattande övervakningsprogram har både antal och biomassa av sik ökat.

Svårdson med flera (1988) beskrev det negativa sambandet mellan fångsten av sik och röding i fångststatistiken för Vättern. Mellan åren 1914-1986 var korrelationen mellan sik och röding negativ, särskilt tydligt blev detta mönster efter 1953 då de mer effektiva nylonnäten kom in i fisket. De senaste åren (1990-2007) har dock trenden varit den omvända, det finns istället ett mycket starkt positivt samband mellan fångsten av sik och röding i likhet med den allra tidigaste delen av den aktuella tidsperioden (1918-1935). Med högsta sannolikhet speglar detta fiskets något lägre ansträngning under dessa perioder. Under perioder med låg fiskeintensitet finns ett positivt samband mellan ansträngning och fångst för bägge arterna men under perioder med hög fiskeintensitet finns inget positivt samband för röding men däremot för sik. Den stora avvikelser mellan fångsten per ansträngning i oberoende standardiserade provfisken och den kommersiella fångststatistiken som beskrivits tidigare, exempelvis i fallet sik, understryker dock vikten av försiktighet i slutsatser när analyser endast är baserade på fångststatistik från yrkesfisket.

Den höga fångsten av sik under perioden 1955-1975 kan inte endast tillskrivas nylonnäten utan också en ökad näringstillgång. Den ökade tillförseln av organiskt material och fosfor till Vättern från och med 40-talet som kulminerade i slutet av 60-talet ökade produktiviteten i sjön och därmed potentiellt tillgången på bytesdjur för sik vilket har bedömts gynna avkastningen. Tillväxten hos sik under deras djurplanktonbero-

ende fas (det första tillväxtåret framförallt) var också något högre under perioden 1945-1975 än under någon annan tidsperiod under förra seklet. Ett positivt samband mellan produktivitet och tillväxt hos röding och sik har bland annat visats av Milbrink med flera (2003), Ruhle (1989) och Thomas & Eckmann (2007).

Tillväxt och kondition hos sik i Vättern har dock minskat på senare år. En stor andel av populationen har stagnerande tillväxt och försämrad kondition i längdintervall 25–40 cm. Skillnaden i kondition mellan sikar insamlade 2004-2007 och 1950-1980 minskar successivt efter att sikarna uppnått en längd av 20 cm och är som störst i storleksintervallet 25–35 cm. Eftersom sikarna inte rekryteras till de maskstorlekar som används inom det kommersiella fisket förrän vid ca 38 respektive 45 cm så innebär den minskade tillväxten att endast en liten del av beståndet växer sig så stora att de kan fångas inom fisket vilket på sikt leder till allt lägre fångster trots att beståndets numerära storlek fortfarande är hög. Fördjupade studier över Vättersikarnas genetik, tillväxt och kondition pågår i skrivande stund och de resultat som här rapporteras får anses preliminära. Jämförande analyser mellan denna och tidigare studier av sik i Vättern, exempelvis Svärdson (1963) visar att tillväxten hos olika årsgrupper hos sik förvisso är korrelerad till sjöns produktivitet (mätt som $\mu\text{g fosfor/L}$) men att detta samband är relativt svagt och att andra parametrar också tycks vara av betydelse. Det finns ett positivt samband mellan yrkesfiskets uttag och sikens tillväxt (som planar ut på en årsfångst av cirka 75 ton) och ett starkt negativt samband mellan fångst per ansträngning av sik i provfisken och tillväxt. Det sistnämnda är särskilt tydligt för sikar i åldrarna 3–6 år. Likaledes finns ett negativt samband mellan medelstorlek och medelfångst per ansträngning i de olika områden där provfisket skett. Slutligen finns ett samband mellan kalenderår och avtagande tillväxt. Tillväxten avtar successivt under den aktuella perioden. Kopplingen till kalenderår kan mycket väl bero på att det finns trender i produktivitet, fiskemönster och täthet av sik under den aktuella perioden. Men, i en liknande analys av förändringar i tillväxt

hos sik i tyska Lake Constance (Thomas & Eckmann, 2007) tolkades dock sambandet med kalenderår som ett tecken på att det starkt storleksselektiva fisket med nät bidragit till evolutionärt betingade förändringar i tillväxtkapaciteten hos sikarna, ett scenario som kan vara möjligt också i Vättern även om detta ännu inte testats. Långsamt växande individer som köns-mognar tidigt kan således ha gynnats före de snabbväxande individer som utsätts för ett högre fisktryck. För att kunna bedöma vilken enskild faktor som tycks ha det starkaste sambandet med förändringar i siken stillväxt genomfördes en så kallad multipel regression. Resultatet visar att tätheten av sik (mätt som fångst per ansträngning i ett provfiske) är den faktor som tycks ha starkast samband med tillväxt.

Även en del andra arter utöver sik tycks ha fått en förändrad storlekssammansättning och tillväxtmönster. Den dominerande planktonätaren siklöja är mer småväxt idag jämfört med på 70- och 80-talet. Ett likartat mönster finns som nämnts tidigare för unga planktonätande sikar. Detta skulle kunna tolkas som att tillgången på djurplankton minskat i samband med den oligotrofiering som sjön genomgått. Det finns dock inga tydliga mönster i djurplanktonbiomassa i den övervakning som sker inom ramen för Vätternvårdsförbundets vattenmiljöprogram. Denna provtagning omfattar dock endast i mindre utsträckning de mer storvuxna djurplanktongrupper som planktonätande fiskar vanligtvis föredrar.

Kondition och tillväxt hos de storleksgrupper av sikar vars födoval baseras på bottenfauna har minskat påtagligt. Delvis kan denna förändring förmodligen tillskrivas förändrad produktivitet men det är också tänkbart att en ökad konkurrens om bottenfauna i allmänhet och glacialrelikta kräftdjur i synnerhet kan ha bidragit till försämrad tillväxt och kondition hos Vätterns och sikar. Sikarnas födoval har studerats av Svärdson med flera (1988). Dels finns ett material insamlat 1964-1967 och ett annat från mitten av 80-talet. I detta tämligen omfattande material som både samlats in under sommaren och vintern bestod födan hos sikar i storleksintervallet 30–60 cm uteslutande av olika typer av bottenfauna och glacialrelikta kräftdjur. Bland

de sistnämnda var släkten som *Mysis*, *Pal- lasea* och *Monoporeia* de enskilt viktigaste. Totalt 145 sikar ur fångsten i de provfisken som här presenteras har analyserats med avseende på maginnehåll (Persson, 2007). Till skillnad från de tidigare studier som redovisas av Svärdson med flera (1988) utgjorde djurplankton och fisk betydande delar av födan. Särskilt för sikar över 40 cm längd var fisk en betydande andel av födan, vilket förmodligen kan vara en anledning till att sikar över 40 cm har en lika hög eller kanske till och med högre kondition idag än på 70- och 80-talet (Figur X). Detta kan tyda på att konkurrensen om bottenfauna idag är så stor att sikarnas tvingas jaga andra bytesdjur. Ökad konkurrens om bottenfauna kan vara en konsekvens av att sikbeståndet i dagsläget tycks vara väldigt starkt, att laken är på snabb tillbakagång, att signalkräftan spridit sig till stora delar av sjön, även på större djup och att produktiviteten samtidigt minskat.

Det kan också finnas andra anledningar till trender i fångst och tillväxt hos Vätterns fiskar. Förändringar i klimat kan ofta få stora konsekvenser på växelvarma arter som fiskar. Särskilt rekryteringen, det vill säga överlevnaden under tidiga livsstadier, kan vara mycket beroende av väderförhållanden. De generellt sett varma somrarna och höstarna under senare delen av 90-talet och under flertalet år under 2000-talet bör ha gynnat varmvattenarter som abborre, gädda och mört. Även arter med lägre temperaturpreferenser som vuxna, till exempel sik, kan gynnas av värme under vår och försomrar. Tidiga larv- och yngelstadier har oftast högre temperaturpreferenser än de vuxna fiskarna. Varmt vatten ger en extra skjuts för dem att växa sig stora och därmed undkomma predatorer och svält. Att fångsten av abborre ökat så kraftigt under 2007 bedöms till exempel vara en temperatureffekt i första hand.

Förekomsten av vintrar med is är en annan faktor som kan ha en stor betydelse för rekryteringen hos vissa höstlekande arter som till exempel sik, siklöja och röding. Avsaknaden av rejäla isvintrar, den senaste var 1996, kan göra att den ökade produktion av djurplankton som uppstår när isen spricker upp under våren inte förekommer i samma utsträckning som tidigare med en negativ effekt på överlevnaden hos de känsliga små ynglen som kläcker under våren. Betydelsen av att tillgången på föda måste vara synkroniserad med det tillfälle då fisken kläcker har diskuterats under ett flertal decennier i den vetenskapliga litteraturen (bland annat efter publiceringen av Cushing, 1975) och är en av de mest vedertagna teorier som används för att förklara naturliga variationer över tiden i fiskbeståndens status. Tidigare analyser av variationer i biomassa i U/F *Ancylus* trållningar och ekoräkningar har också visat att starka årsklasser av siklöja är korrelerade till förekomsten av isvintrar och tidpunkten för islossningen (Nyberg m.fl. 2001). De varma torra somrarna under 2000-talet bör normalt vara ogynnsamma för öringen, men eftersom många Vätternbäckar är grundvattenförsörjda har de god vattenföring och gynnsamma temperaturer jämfört med många andra sydsvenska vattendrag (Degerman m.fl. 2006).

Att många arter gått framåt under den period som provfisket pågått bedöms i första hand bero på förändrat fisketryck och inte huvudsakligen på grund av förändringar i klimat. I många fall är det kallvattenarter som sik, nors och röding som ökat vilket rimligtvis inte kan förklaras med endast klimatrelaterade faktorer när samtidigt varmvattenarter som abborre ökar. Ökningen tycks heller inte främst bestå av att nya årsklasser går in i fisket utan snarare på en minskad dödlighet på vuxen fisk vilket talar för att förändringarna i fångst beror på förändrade fiskeregler, förändrat fiskemönster. I fallet med öring förefaller ökningen också vara kopplad till en framgångsrik fiskevård.

Hur har fisket påverkats?

Har fredningen gett upphov till ett förändrat fiskemönster hos yrkesfiskarna? För att få svar på den frågan har de yrkesfiskare som bedriver fiske med nät (de som rapporterat fångst från nätfiske under 2006) tillfrågats om hur deras fiskemönster förändrats efter införandet av fredningen. Fredningen har påverkat en stor del av yrkesfiskarena, särskilt införandet av det stora fredningsområdet kring Norrgrundet, vilket tvingat fiskarna att tränga ihop sig på mindre ytor än tidigare. De flesta fiskare är också, trots att de har förståelse för rödingens besvärliga situation, kritiska till de nya reglerna. Dels för att införandet av fredningsområden begränsar fiskemöjligheterna men också för att införandet av en minimimaskstorlek på 60 mm på djup överstigande 30 meter gör det mycket svårt att bedriva ett ekonomiskt lönsamt fiske efter den numera småvuxna och magra siken som inte fastnar i så grova maskor.

I och med att fisket numera sker framförallt under hösten och vintern, eftersom i stort sett samtliga fiskare ägnar sig åt kräftfiske på heltid under sommarhalvåret, så pågår fisket under den period då stora områden är fredade under fiskens lektid. Detta innebär att yrkesfisket endast kan nyttja vissa enstaka områden där fiskeansträngningen följaktligen blir relativt hög. Detta fenomen kan ha bidragit till fiskets fortsatt minskade uttag på senare

år. Det kan också innebära att fisketrycket blir högt i vissa begränsade områden. Med tanke på att fiskets målarter dock är relativt rörliga så bedöms detta inte ge upphov till negativa lokala effekter på bestånden.

I många studier av fredning i marina områden har det uppstått ett mycket omfattande fiske i kanterna nära fredningsområdenas gränser. Denna omlokalisering av fiskeansträngningen kan i viss mån bromsa de positiva effekterna av fredningen, särskilt om det rör sig om små fredningsområden (se diskussionen i Jones 2007). Detta ser dock inte ut att vara fallet i Vättern. Ingen av de tillfrågade fiskarna fiskar i kanterna av fredningsområdena utan samtliga har flyttat sitt fiske relativt långt från de fredade områdena. Anledningen till detta är framförallt att områdena i kanterna till fredningsområdena inte anses vara lämpliga som fiskeplatser.

Ingen särskild ansträngning har gjorts för att undersöka hur fritidsfisket i Vättern påverkats av införandet av de nya reglerna. Sannolikt har dock denna fiskargrupp också tvingats till ett förändrat fiskemönster. Enligt uppgifter från fisketillsynen i Vättern finns ingen större tendens till att fisket lokaliseras till kanterna på fredningsområdena, möjligtvis finns dock en viss anhopning av trollingbåtar på den östra kanten av Norrgrundet (munt. medd., Michael Bergström, fisketillsynsman).

Avslutande ord

Sammanfattningsvis tycks de nya fiskereglerna ha gett ett relativt bra resultat, även om det i dagsläget är svårt att separera effekten av den minskade fiskeansträngning med nät som påbörjats långt innan reglerna infördes och effekten av de nya reglerna. Även om det fanns relativt få statistiskt säkerställda skillnader mellan de fredade områdena och de områden där fiske idag pågår så fanns tydliga trender för vissa arter som kan förstärkas i takt med att tiden går. På grund av detta och den långa generationstiden hos vissa arter är det viktigt att övervakningsprogrammet får fortsätta ytterligare ett antal år och att inga större förändringar görs i fredningsområdenas storlek och utformning.

De mycket små skillnader som observerades mellan olika lekgrund antyder att rödingen i Vättern ur ett evolutionärt och bevarandegenetiskt perspektiv kan betecknas som en distinkt population. Ur förvaltningssynpunkt bör dock påpekas att överexploatering av vissa områden, eller utslagning av enskilda lekgrund, kan få konsekvenser för den totala produktionen av röding i sjön. Förflyttningarna av lekfisk mellan lekgrund tycks förvisso vara relativt begränsad, att döma av märkningsstudierna, men ändå tillräckligt vanliga för att det, ur ett evolutionärt perspektiv, inte ska uppkomma en mer påtaglig genetisk differentiering. "Homingbeteendet" hos röding kan dock vara tillräckligt starkt för att fördröja återkoloniseringen av överexploaterade eller utslagna lekgrund. Detta kan

till exempel i viss mån förklara att rödingen ännu inte återkommit till lekgrundet Höjen som förstördes i samband med militärens bombövningar på 60- och 70-talet (Essvik 1977) trots de omfattande restaureringsinsatser som där genomförts, samt att många andra grund, som tidigare varit aktiva, inte längre används som lekplatser.

Den negativa fångststatistiken för röding har länge tolkats som att beståndet gått starkt tillbaka. Eftersom fiskets intensitet samtidigt minskat har det dock varit svårt att bedöma beståndets status endast baserat på fiskestatistiken. Våra resultat från provfiskena verifierar dock den svåra situationen för rödingen i Vättern. De mycket låga fångsterna av röding, i medeltal endast ett drygt 40-tal individer årligen, trots en mycket omfattande insats med både långa och djupa nät stämmer till eftertanke. Att vi dessutom endast kunnat verifiera lek på hälften av de lekgrund som tidigare bedömts vara rödingens viktigaste är nedslående. Den positiva trend som inletts i samband med att de nya reglerna införts är visserligen glädjande men skulle denna trend brytas och fortsätta nedåt i framtiden finns all anledning att överväga ännu hårdare fiskeregler. För att förvaltningen snabbt ska kunna svara på en fortsatt minskning av rödingbeståndet i Vättern är det viktigt att övervakningen av beståndet får fortsätta så att åtgärder kan sättas in i tid ifall ett av landets mest skyddsvärda fiskbestånd närmar sig utrotning.

Tack

Att bedriva provfisken i Vättern är sannolikt det mest påfrestande man kan ge sig på i provfiskeväg. Strömmar, stora djup, oberäknliga vindar, nät sprängfyllda med kräftor och gers. För att ro något sådant iland behöver man bra provfiskare. Vi vill därför rikta ett mycket stort tack till vårt provfiskelag: Magnus Andersson, Daniel Melin, Adam Ludvigsson och Daniel Rydberg. Vi vill också tacka de personer som deltagit under kortare perioder av provfisket: bland annat Per Säverot och Malin Setzer. Michael "Micko" Bergström och Dag "Dagge" Johansson utförde en stor del av fältarbetet vid provfiskena på lekgrunden. Layout och korrekturläsning av rapporten gjordes av Teresa Soler. De laborativa analyserna gjordes förutom av författarna av Ingrid Tjensvoll, Irene Bystedt, Tore Prestegaard, Helena Björklund och Johan Hammar. Ett flertal personer har varit delaktiga i planering och förberedelser: Erik Degerman, Bo Essvik, Anton Halldén, Mikael Johansson, Per Nyberg, Stefan Sjögren

och Mårten Åström. Olof Filipsson, Anders Kinnerbäck, Kerstin Söderberg och Ingrid Tjensvoll hjälpte till med att införliva provfiskedata från denna och äldre studier från Vättern i Fiskeriverkets databaser. Vi har också haft stor nytta av alla hjälpsamma personer som erbjudit oss boende trots illaluktande fisk och udda arbetstider: Magnus Johansson i Olshammar, Curt Liljeskiöld i Stora Röå samt Sture Bergman i Brandstorp. Vi vill också tacka fiskare från samtliga fiskekategorier för givande diskussioner och erfarenhetsutbyte. Slutligen vill vi tacka Ingemar Berglund, Ulf Bergström, Erik Degerman, Martin Engström, Olof Filipsson, Johan Hammar, Anton Halldén, Måns Lindell och Per Nyberg för konstruktiva och bra kommentarer på ett tidigare utkast av rapporten. Detta arbete finansierades av Europeiska fonden för fiskets utveckling, Fiskeriverket, Länsstyrelsen i Jönköpings län och statliga fiskevårdsmedel.

Referenser

- Abell R., Allan, J. D. & B. Lehner 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134: 48-63.
- Abesamis, R. A. & G. R. Russ 2005. Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecol. Applications* 15(5): 1798-1812.
- Alm, G. 1934. Vätterns röding. Meddelande från Kungliga Lantbruksstyrelsen, Nr 2. 26 s.
- Alm, G., 1951. The Tagging of char, *Salmo alpinus*, Linné, in Lake Vättern. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 32:1 5-31.
- Appelberg, M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskeriverket Information* 2000:1. 33 p.
- Bergström, U., Ask, L., Degerman, E., Svedäng, H., Svenson, A., & M. Ulmestrand 2007. Effekter av fredningsområden på fisk och kräftdjur i svenska vatten. *Finfo* 2007:2.
- Cushing, D. H. 1975 *Marine ecology and fisheries*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dahr, E. 1947. Biologiska studier över siken vid mellansvenska Östersjökusten. Meddelanden från statens anstalt för sötvattenfisket. 28: 1-79.
- Dannewitz, J., E. Petersson, T. Prestegard & T. Järvi 2003. Effects of sea-ranching and family background on fitness traits in brown trout *Salmo trutta* reared under near natural conditions. *Journal of Applied Ecology* 40: 241-250.
- Degerman, E., Nyberg, P. & M. Appelberg 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multimesh gillnets. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64: 91-100.
- Degerman, E. 1999. Vätterns litorala fiskfauna - övervakning av biologisk mångfald. Vätternvårdsförbundets årsskrift 1999: 71-77.
- Degerman, E., Magnusson, K. & B. Sers. 2006. Beståndsstatus hos insjööring i södra Sverige. Information från Svenskt Älfiskeregister Nr1, 2006. 11s.
- Degerman, E. 2003. Vätterns fiskar och fiske i backspegeln. I: Fiske och Fiskar i Vättern, redaktörer: Lindell, M. och A. Hall-dén. Vätternvårdsförbundet 62: 9-30.
- Degerman, E. 2004. Provfisken i Vättern - bakgrund till förslag till framtida program. Internrapport Fiskeriverket. 15 s.
- Eklöv, A. och Andersson, B. O., 1996. Rödingen i Ören, undersökning av lekmiljö och närområde 1993-1994. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1996) 1: 13-25.
- Ekman, S. 1916. Om Vätterns älsvik. *Svensk Fiskeritidskrift* 25(4): 101-107.
- Ekman S. P. 1907. Om rödingens lekplatser – en sak att iakttaga vid rödingodling. PM. 3 s.
- Ekman, T. 1909. Undersökningar öfver rödingens i Vättern lefnads och särskilt lekförhållanden m.m. Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm 1: 1-11. (nytryck).
- Ekman, T. 1916. Siken. *Svensk Fiskeritidskrift* 23: 65-68.
- Essvik, B., 1977. Röding och militär verksamhet i Vättern. Utredning och fiskevårdsåtgärder under en provotid. *Fiskeristyrelsen rapport* 1977. 94 s.
- Essvik, B., 2004. Rödingens lekplatser och överlevnad vid återutsättning av fisk. Vätternvårdsförbundets rapportserie nr 82. 40 s.

- Filipsson, O. 1983. Vätterns fiskbestånd belysta genom provfisken med bottennät. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 61 s.
- Filipsson, O. 2003. Begränsat fiske gav större fiskar i en fjällsjö. *Finno* 2003:7. 24 s.
- Finstad, A. G., Jansen, P. A. & A. Langeland. 2000. Gillnet selectivity and size and age structure of an alpine Arctic char (*Salvelinus alpinus*) population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1718-1727.
- Fiskeriverkets Utredningskontor i Jönköping, 1993. Vistakulleundersökningarna. Nätprovfisken i Vättern norr om Huskvarna 1973-1992. PM. 36 s.
- Fiskeriverket, 2008. Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet. Redovisning av regeringsuppdrag. 146 s.
- Grimås, U., Nilsson, N. A. & C. Wendt 1972. Lake Vättern: effects of exploitation, eutrophication, and introductions on the salmonid community. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 29: 807-817.
- Gårdmark, A., Jonzén, N. & M. Mangel 2006. Density-dependent body growth reduces the potential of marine reserves to enhance yields. *Journal of Applied Ecology* 43: 61-69.
- Gårdenfors, U. 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. Artdatabanken i Uppsala. 496 s.
- Halldén, A och Törnqvist, S., 1992. Undersökning av några leklokaler i norra Vättern 1991. Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping. Rapport 1992.
- Halpern, B. S. & R. R. Warner 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5: 361-366.
- Halpern, B. S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matters? *Ecological Applications* 13: 117-137.
- Hammar, J. 2006. Varför har den unga storrödingens tillväxt försämrats i Vättern under perioden 1972-2004. PM, Fiskeriverket. 11 s.
- Hammar, J. & O. Filipsson 2007. Varför minskar rödingens kondition i Vättern och vilket urval har yrkesfisket egentligen gjort? PM, Fiskeriverket. 41 s.
- Jones, P. J. S. 2007. Point-of-view: Arguments for conventional fisheries management and against no-take marine protected areas: only half of the story? *Rev. Fish Biol. Fisheries* 17: 31-43.
- Kjellman, J. 2003. Growth and recruitment of burbot. Doktorsavhandling, Helsingfors Universitet.
- Lee, R. M. 1912. An Investigation into the methods of growth determination in fishes. *Cons. Perm. Int. Explor. Mer. Publ. Circumstance* 63.
- Lehtonen, H. & Himberg, M. 1992. Baltic Sea migration patterns of anadromous, *Coregonus lavaretus* (L.) s. str., and the sea spawning European whitefish *C. l. widegreni* Malmgren. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 39: 463-472.
- Milbrink, G., Vrede, T., Rydin, E., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Blomqvist, P. & L. Tranvik 2003. Restaurering av regleringsmagasin – optimering av fisk- och planktonproduktion genom balanserad näringsanrikning. Slutrapport för perioden 2000-2003.
- Murawski, S. A., Rago, P., & M. Fogarty 2004. Spillover effects from temperate marine protected areas. *American Fisheries Society Symposium* 42: 167-184.
- Naturvårdsverket, 1997. Övervakning av kustfisk. Handbok för miljöövervakning. 8 s.
- Nilsson, S. 1855. Skandinavisk fauna. Fjerde delen. Fiskarna.-C.W.K. Gleerups Förlag, Lund.
- Nyberg, P., Bergstrand, E., Degerman, E. & O. Enderlein 2001. Recruitment of pelagic fish in an unstable climate: studies in Sweden's four largest lakes. *AMBIO* 30(8): 559-564.
- Nyberg, P. & A. Sandström, 2007. Försöken med selektivt nätfiske efter sik i Vättern 2005. PM. 12 s.
- Näslund I., Milbrink, G., L.-O. Eriksson & S. Holmgren 1992. Importance of habitat productivity differences, competition and predation for the migratory behaviour of Arctic charr. *Oikos* 66 (3): 538-546.
- Persson, N. 2007. Sympatriska morfer av *Coregonus lavaretus* i Vättern – Hur skiljer sig födoval? Examensarbete vid Högskolan i Skövde. 32 s.

- Rose, K. A., Cowan, J. H., Winemiller, K. O., Myers, R. A., & R. Hilborn 2001. Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *Fish and Fisheries* 2: 293–327.
- Ruhle, C. 1989. Growth pattern and maturation in Arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) of Lake Walenstadt, Switzerland. *Aquatic Sciences* 51(4): 296–305.
- Rydberg, D. 2006. Röding och sik i Vättern - tillväxt förr och nu. Examensarbete vid Göteborgs universitet. 29 s.
- Saulamo, K. & E. Neuman 2002. Local management of fish stocks - significance of migrations. *Finno* 2002:9. 18 s.
- Smith, 2002. BACI design. In: *Encyclopedia of Environmetrics*, Ed.: A. H. El-Shaarawi and W. P. Walter. Vol 1: 141–148. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Smitt, F. A. 1895. Skandinavien's Fiskar. Bearbetning och fortsättning af F.A. Smitt. Stockholm, 1895. 3 volymer. 1 239 s.
- Svärdson, G., Filipsson, O., Fürst, M., Hansson, M. & N.-A. Nilsson, 1988. Glacialrelikernas betydelse för Vätterns fiskar. Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm 15. 61 sidor.
- Svärdson, G. 1979. Speciation in Scandinavian Coregonus. *Inst. Freshwater Res. Drottningholm Rep.* 57: 1–95.
- Svärdson G. 1963. Balansen mellan sik och röding i Vättern. *Svensk Fiskeritidskrift* 149–152.
- Söderberg, K., Forsgren G. & M. Appelberg 2004. Samordnat program för övervakning av kustfisk i Bottniska viken och Stockholms skärgård - utveckling av undersökningstyp och indikatorer. *Finno*. 89 s.
- Thomas G. & R. Eckmann 2007. The influence of eutrophication and population biomass on common whitefish (*Coregonus lavaretus*) growth - the Lake Constance revisited. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 402–410.
- Thoresson, G. 1996. Metoder för övervakning av kustfiskbestånd. *Kustrapport* 1996:3.
- Thörnqvist, S. 2006. Områden av riksintresse för yrkesfisket. *Finno* 2006:1. 66 s.
- Ugedal, O., T. F. Næsje, R. Saksgård, O. T. Sandlund & K. Østbye. 2002. Do commercial gill-net fisheries impact polymorphic European whitefish in Lake Femund, Norway? *Archivum für Hydrobiologia Special Issues in Advanced Limnology* 57: 563–567.
- Underwood, A. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3–15.
- Weir, B.S. & C.C. Cockerham 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38: 1358–1370.
- Wikgren, B. J. 1962. Resultaten av sikmärkningar inom Åland och vid Luvia. *Husö biologiska station Meddelande* 3: 1–26.
- Vätternvårdsförbundet 2007. Vattenvårdsplan 2006–2012. Vätternvårdsförbundet rapport 91. 52s.
- Vätternvårdsförbundet, 2008. Bevarandeplan för Natura 2000 i Vättern. Vätternvårdsförbundets rapportserie nr XX. 93 s.
- Østbye, K., L. Bernatchez, T. F. Næsje, M. Himberg & K. Hindar. 2005. The evolutionary history of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) as inferred from mtDNA phylogeography and gillraker numbers. *Molecular Ecology* 14: 4371–4387.

