

Fiskundersökningar i Vänerns strandzon

- en test av två kvantitativa
provtagningsmetoder



Titel: Fiskundersökningar i Vänerens strandzon – en utvärdering av två kvantitativa
provtagningsmetoder

Tryckår: 2012

ISSN: 1403-6134

Kartor: © Sjöfartsverket

Författare: Alfred Sandström Björn Bergquist, Henrik Ragnarsson-Stabo och Magnus Andersson. SLU-
sötvattenslaboratoriet

Granskad av: Ulf Bergström, Fredrik Nilsson, Sara Peilot

Foton: Alfred Sandström

Utgivare: Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 69

Rapporten finns som pdf på www.vanern.se

Copyright: Vänerens vattenvårdsförbund. Kopiera gärna texten i rapporten men ange författare och
utgivare. Användande av rapportens fotografier eller bilder i annat sammanhang kräver tillstånd från
Vänerens vattenvårdsförbund.

Förord

Vänern fick en ny regleringsstrategi i oktober 2008. Denna rapport ingår som en del i den miljöeffektuppföljning av Vänerns nya regleringsstrategi som påbörjades 2009. Undersökningen finansieras av medel från Naturvårdsverket.

Sara Peilot
Vänerns vattenvårdsförbund
2012-06-18

Innehåll

Abstract	2
Sammanfattning	3
1. Inledning.....	4
Metoder för provtagning av fisk i strandzonen	4
Kan en förändrad reglering påverka fiskars tidiga livsstadier?	5
Kunskap om fiskens rekryteringsmiljöer - viktigt för naturvård och fysisk planering	6
Syfte	6
2. Material och metoder	8
Undersökningsområde.....	8
Provtagningsdesign	9
Tidpunkt	9
Elfiskemetodik	9
Små undervattensdetonationer	12
Habitatbeskrivning	14
Provfiske med översiktsnät	16
Statistiska analyser och databearbetning.....	16
3. Resultat.....	18
Habitatet	18
Fångster	18
Storleksfördelning	19
Habitatval	21
Hur många provpunkter bör man undersöka?	22
Jämförelse med nätprovfiske.....	25
4. Diskussion	28
Artsammansättning.....	28
Jämförelse mellan metoder – precision och arbetsåtgång.....	28
Jämförelse mellan metoder – art- och storleksselektivitet	30
Jämförelse med strandelfiske	30
Sällsynt förekommande arter	31
Habitatval	32
Tillämpningsområden.....	32
Slutsatser	34
Slutord	34
5. Tack!.....	35
6. Referenser.....	36
7. Bilaga	42

Abstract

Shallow, vegetated habitats have an important role as spawning and nursery areas for several species of fishes in lakes. Such habitats are often laborious to monitor with conventional sampling methods. We evaluate two quantitative methods for sampling of young fishes in shallow habitats; point abundance with electro-fishing and low-impact pressure wave sampling using small underwater detonations. The study was conducted in an extensive archipelago area in Lake Vänern, Sweden. Both methods rendered quantitative estimates on the most common fish species in the littoral zone. More species were observed using underwater detonations. This method also provided data with lower variation among samples and fish within a wider size interval. These differences are interpreted to mainly depend on the larger sample area of detonations. Species distribution and juvenile fish density estimates and size-structure was compared with results from a standardised multi-mesh gill-net programme running in the same area. The dominant fish species in the gill-net program were recorded with both methods although the relative composition differed, mainly as a consequence of differences in species and size selectivity. Detonations provided additional, small-bodied, species that were not recorded in the gill-net program. The estimated total fish density in shallow water in the investigated area was 2.6 individuals per m² with small detonations and 10.9 with electrofishing. The corresponding estimates of biomass were 6 and 20 g per m². These figures are valid only for fish in the covered size-interval of 2-15 cm total length. The differences between methods are mainly interpreted as a consequence of differences in the estimation of effective sample area. The estimated fish densities are slightly higher compared to similar measures on fish abundance in pelagic areas of Lake Vänern. The studied methods can provide information of particular relevance for identifying essential fish habitats, understanding ecosystem dynamics and assessing long-term changes in Lake Vänern, e.g. due to climate change or new water level regimes.

Sammanfattning

Grunda vegetationsrika livsmiljöer har en viktig roll som lek- och uppväxtområden för flera fiskarter i sjöar. Sådana miljöer är ofta arbetskrävande och svåra att följa med konventionella provtagningsmetoder. Vi utvärderade två kvantitativa metoder för provtagning av unga fiskar i grunda livsmiljöer: punktvis elfiske och små undervattensdetonationer. Studien genomfördes i Rackeby skärgård i södra Vänern i närheten av Kållandsö. Bägge metoderna gav en möjlighet att skatta tätheten hos de vanligaste arterna i strandzonen. Med det upplägg vi testade fungerade de små undervattensdetonationerna bäst. Fler arter fångades med undervattensdetonationer. Denna metod gav också data med lägre spridning och fångade fisk inom ett bredare storleksintervall. Skillnaden mellan metoderna bedömdes bero på att provytan var större med detonationerna och att det fanns risk för skrämseleffekter i elfisket. Täthet samt art- och storlekssammansättning hos unga fiskar jämfördes med ett standardiserat provfiske med översiktsnät som genomfördes vid samma tidpunkt i samma område. De vanligaste arterna (abborre, mört, benlöja och braxen) i nätprovfisket var också vanliga i fångsten med de bägge testade metoderna. Artsammansättningen var dock annorlunda i nätprovfisket som fångade en mindre andel småvuxen abborre och en större andel småvuxna karpfiskar. Liknande skillnader har observerats i andra studier där man utvärderat nätprovfisken gentemot andra metoder. Vår tolkning är att skillnaden främst beror på inbördes skillnader i olika arters fångstbarhet och nätelektivitet. Den skattade totala fisktätheten på grunt vatten i det undersökta skärgårdsområdet var 2,6 individer per m² med små detonationer och 10,9 med elfiske. Motsvarande skattningar av biomassa var 6 respektive 20 g per m². Skattningarna innefattar endast de mindre fiskar som kunde fångas med de testade metoderna. Skillnad i täthet mellan de båda metoderna tolkades främst bero på skillnader i uppskattningen av effektiv fångstyta. De uppskattade fisktätheterna är något högre än motsvarande skattningar för fisk i samma storleksintervall i den öppna utsjön. Undersökningsresultaten ger värdefull information om de strandnära ekosystemens dynamik, underlag till fysisk planering samt möjligheter att följa upp långtidseffekter av till exempel klimatförändringar och förändrad vattennivåreglering.

1. Inledning

Grunda strandnära miljöer har många viktiga ekologiska funktioner och höga generella naturvärden. De är viktiga för häckande och flyttande fåglar samt som spridningskorridorer för många arter och karaktäriseras ofta av en hög artdiversitet (Tolonen m. fl. 2005; Christensen m. fl. 2007). Ett flertal fiskarter är också beroende av grunda miljöer, särskilt under leken och uppväxtperioden. Gädda leker ofta på översvämmade strandängar, en miljö som är skyddad för vågpåverkan, näringsrik med gott om lämpliga byten och samtidigt värms upp tidigt på våren så att gäddynglen kläcker före sina bytesfiskar (Kallasvuo m. fl. 2009). Yngel och årsungar av mört, braxen, björkna, sarv, sutare och abborre söker också skydd i vegetationen i det strandnära området (Lewin m. fl. 2004).

Metoder för provtagning av fisk i strandzonen

Det finns många möjliga metoder för insamling och kvantifiering av fisk i strandzonen. Problemet är därför ofta inte att fånga fisken utan att göra det på ett standardiserat och kvantitativt sätt. Många arter är till exempel svåra att samla med fällor eftersom de kräver att fisken aktivt rör sig in i fällan. Det är också generellt svårt att samla in fisk i grunda och vegetationsklädda miljöer på grund av att vegetation, stenar, block och nedfallna träd försvårar provtagningen. Idag finns det ingen nationell metod utprovad och standardiserad för insamling av unga och/eller småvuxna fiskar på grunt vatten.



Små fiskar aggregerar sig ofta i täta stim som ett sätt att försvara sig mot predatorer vilket påverkar förutsättningen för provtagning.

Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges Lantbruksuniversitet har tidigare utvecklat en metodik där man med små kontrollerade undervattensdetonationer bedövar fisk inom ett litet begränsat område för att samla in fisken (Snickars m.fl. 2007). Metoden har hittills endast använts och utvärderats i brackvattenmiljöer. Under året kommer en manual för undersökningstypen att färdigställas (Ulf Bergström, personlig kommentar). Metoden lamslår fiskar inom en given radie (1-5 m) från detonationspunkten. Fångstradien är beroende av sprängstyrka, fiskart och fiskstorlek. Flytande fisk samlas in med håv och sjunken fisk med hjälp av fridykning/dykning. Upplägget är en variant av så kallad Point Abundance Sampling (PAS) vilket är en metod som ursprungligen utvecklades av Blondel m. fl. 1970 för att studera häckande fåglar. Den är speciellt lämpad för att undersöka arter som uppvisar en klumpvis förekomst av individer (som t. ex. fiskstim). Metoden baseras på teorin att många små provytor ger en bättre populationsuppskattning än några få stora provytor.

En alternativ metod till undervattensdetonationer är insamling av fisk med elfiske, d.v.s. den metodik som används för att kvantifiera laxfiskar i vattendrag (Degerman & Sers 1999). Elfiske är en väl fungerande metod i grunda vatten (<2 m) med låg till måttligt hög konduktivitet (<30 mS/m). Den lämpligaste metoden för att samla in yngel/årsungar inom olika habitat är punktelfiske s.k. "Point Abundance Sampling by Electrofishing (PASE)" (Nelva m. fl. 1979). Nelva m. fl. (1979) var bland de första som använde metoden för att undersöka fiskförekomsten i de övre delarna av floden Rhône. Elfiskemetoden har sedan vidareutvecklats och anpassats till insamling av fiskyngel i olika habitattyper (Copp & Penáz 1988; Copp 1989). Metoden, som medger en kvantifiering av unga fiskar i grunda vattenområden (<2 m), har använts i ett flertal studier i både sjöar och vattendrag (Copp 1990, Persat & Copp 1990, Copp 1992, Copp m.fl. 1994, Copp & Garner 1995, Garner 1997, Lewin m.fl. 2004, Garner 2006, Janac & Jurajda 2007, Vilizzi & Copp 2008).

Andra redskap som använts för att samla in fiskyngel är t. ex. strandnot, snörpvad, fallfälla, håv, mjärdar, finmaskiga nät och olika typer av yngeltrålar (Freeman m. fl. 1984, Kubecka 1993, Byström 2006, Lappalainen & Urho 2006, Jurajda m. fl. 2009, Prchalova m. fl. 2009, Scharf m. fl. 2009, Nunn m. fl. 2010). Slutligen finns olika former av dykinventeringar där man visuellt observerar yngel (Brosse m. fl. 1999).

Kan en förändrad reglering påverka fiskars tidiga livsstadier?

En ändrad regleringsstrategi för Vänern med lägre vattenstånd och minskade vattennivåvariationer innebär sannolikt att växtsamhällena längs Vänerns stränder, skär och vikar kommer att förändras. Den senast undersökningen av stråkvis inventering 2011 av Vänerns stränder, visar på att två vintras kraftiga nedisning inte har minskat andelen landvegetation utan tvärtom så har andelen medelstora träd ökat signifikant med 60 %. Mängden vass har dock minskat med 20 % i antal meter och 36 % med avseende på antal strån. En kraftig nedisning räcker alltså inte för att mota igenväxning av landvegetation om inte vattenståndet samtidigt är högt (Finsberg, 2012). Vissa arter av terrest vegetation som buskar och träd samt vass kommer troligen att sprida sig längre ut på stränderna och ut på de grundområden som idag står under vatten eller befinner sig i vattenlinjens närhet. Samtidigt kommer andra arter som växer i eller nära vattnet att minska eller försvinna. Vänerns vikar kan dessutom, förutom ett förändrat växtsamhälle, få ett sämre vattenutbyte. Redan idag har vikarna tidvis problem med sämre vattenkvalitet, syrebrist och algblomningar, vilket sannolikt kommer att förvärras vid ett lägre vattenstånd där vattenståndsnivåerna varierar mindre. Många växter och djur vid Vänerns vikar och stränder är beroende av vattenståndsvariationer för att fortleva.

Ett flertal fiskarter leker och växer upp i vegetationsklädda, grunda och skyddade miljöer. Sannolikt är det denna grupp fiskar som påverkas mest av en reglering genom att deras möjligheter till rekryteringsframgång påverkas. Ett exempel på en särskilt känslig art är gäddan som är känd för att leka och växa upp på mycket grunt vatten (Sundblad m. fl. 2009). Casselman & Lewis (1996) fann ett negativt samband mellan vattenståndet under sensommaren (augusti-september) och årsklasstyrka hos gädda i Lake Ontario. Hurley (2008) studerade effekten av en vattenståndssänkning i området Georgia Bay/Severn Sound i norra Lake Ontario på gädda och den närbesläktade arten muskellunge (*Esox masquinongy*) genom att dra strandnot på grunt vatten. Båda arternas habitatval förändrades efter vattensänkningen men man kunde inte konstatera några stora effekter på de vuxna bestånden. Andra fiskarter i Vänern som helt eller delvis växer upp på mycket grunt vatten är till exempel abborre, sutare, sarv, mört, benlöja, björkna och braxen.

Av de olika förändringar som kan uppkomma i samband med en förändrad reglering bedöms eventuella förändringar i undervattensvegetationen vara en nyckelfaktor.

Vegetationsförändringar kan få följeffekter på fiskar och andra djur som lever associerade till den struktur som vegetationen erbjuder. Vegetationen har ofta en flerfaldig betydelse för fiskar som leksubstrat, födomiljö och som gömsle.

Kunskap om fiskens rekryteringsmiljöer - viktigt för naturvård och fysisk planering

Det finns många anledningar till att identifiera viktiga lek- och uppväxtområden för fisk. Kunskap om viktiga lekområdets utbredning är ett betydelsefullt underlag för förvaltning av fisket. Dels för att fisket på och i anslutning till lekplatser ofta kan vara mycket högt och det därför kan vara nödvändigt att freda just dessa områden för fiske som en förvaltningsåtgärd och dels för att man vill freda uppväxtområden för fiske för att minska fisketrycket på den unga icke köns mogna fisken. Kartläggningar av uppväxtområden kan också utgöra underlag för olika former av naturskydd. Att ett område är ett viktigt uppväxtområde är i sig ett argument för ökat skydd. Lek- och uppväxtområden hyser även ofta höga allmänna naturvärden och är till exempel viktiga födosöksområden för fåglar. Många fiskarters rekrytering kan vara känslig för miljöstörningar som fysiska ingrepp i miljön, utsläpp och övergödning (Sandström m. fl. 2005, Sandström & Karås, 2002). Det är därför viktigt att deras viktigaste rekryteringsområden har ett utvecklat och långsiktigt skydd och att man tar hänsyn till dessa områden i olika exploateringsärenden.

Syfte

Syftet med studien var (i) att testa och jämföra två metoder för kvantifiering av fiskyngel och unga fiskar i strandnära områden i sjöar, (ii) att undersöka vilka fiskarter som nyttjar Väterns grunda partier som uppväxtområden och (iii) vad som karaktäriserar de viktigaste uppväxtområdena för olika arter.

I studien har två metoder utvärderats: punktelfiske och små undervattensdetonationer. Båda metoderna antas ha flera fördelar; de kan användas i de flesta typer av habitat, de ger kvantitativa data, de skadar inte habitatet och de har endast en mindre grad av artselektivitet. En annan fördel var att det var möjligt att använda ett snarligt försöksupplägg för båda metoderna. Provtagningsresultaten har dessutom kunnat jämföras med fångsterna i ett nätprovfiske inom samma undersökningsområde som genomfördes samma vecka som

ungelundersökningarna. Denna jämförelse är, så vitt vi vet, den första i sitt slag och bör ge resultat som är intressanta för en bredare grupp av avnämare.

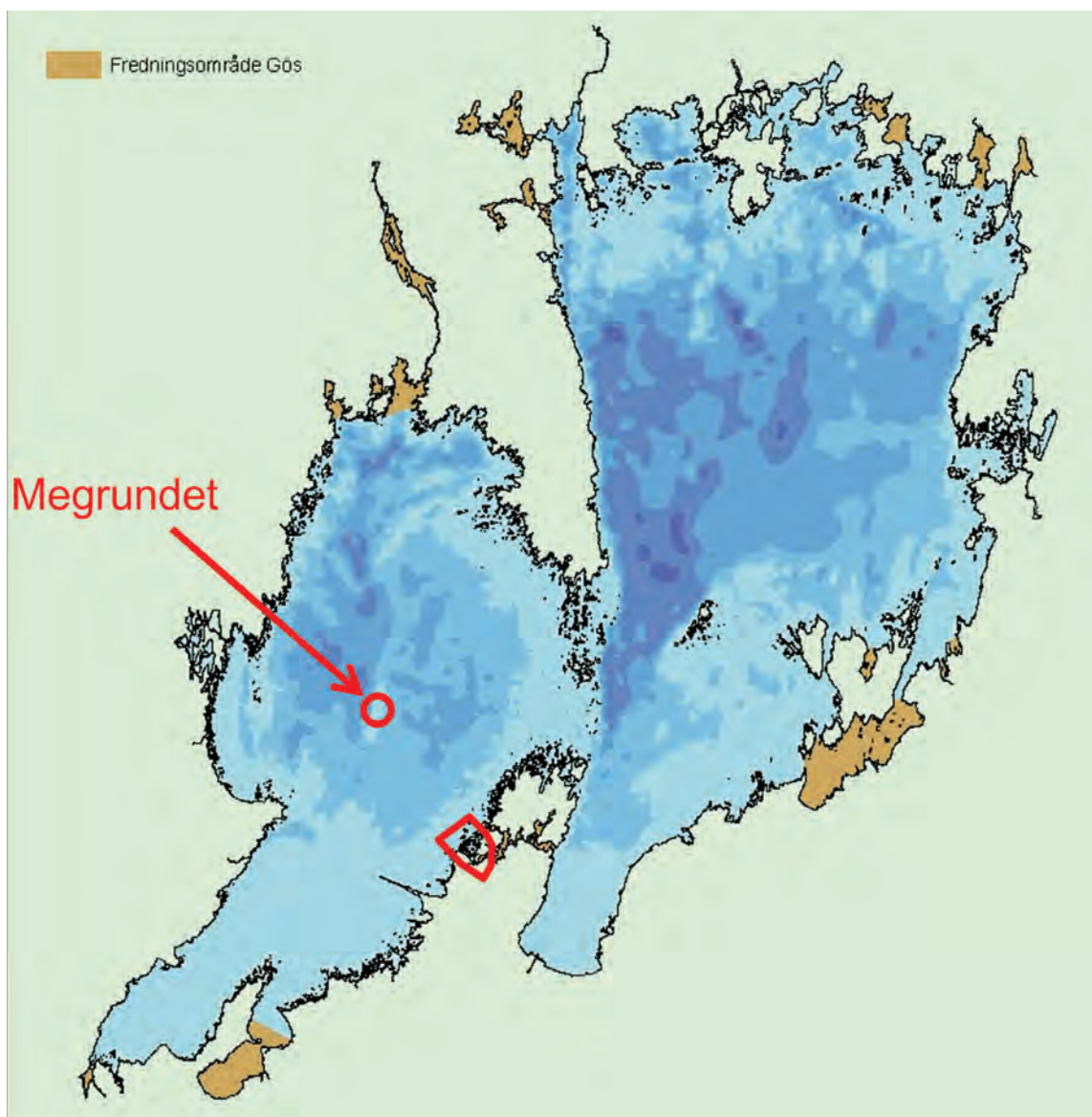


Väderförhållandena var mycket tacksamma under den vecka som undersökningen pågick. Vy från ytterskärgården.

2. Material och metoder

Undersökningsområde

Arbetet koncentrerades till Rackeby skärgård (främst områdena runt Lomefjorden och Skarefjorden) vid Spårön i sydvästra Vänern (Figur 1). Det aktuella området bedömdes som lämpligt då det är ett välutvecklat skärgårdsområde med en gradient från produktiva skyddade miljöer till hårt exponerade ytterskärgårdsmiljöer. Området är väl avgränsat vilket ger acceptabelt korta gångtider med båt. Området är också till stor del naturskyddat, och därför också relativt oexploaterat vilket minskar risken för att mänskliga störningar påverkar resultaten.



Figur 1. Provtagningsområdet Rackeby skärgård samt provtagningsplatsen för vattenkemi vid Megrundet. Fredningsområden för gös är markerade i gulbrunt.

Provtagningsdesign

Metodiken (både vad gäller provtagningsdesign och utförande) följde i stort det upplägg som SLU:s Institution för akvatiska resurser utvecklat för yngelprovtagning i Östersjön (Bergström m. fl. 2011). För att underlätta metodjämförelsen användes samma provtagningsupplägg för båda undersökningsmetoderna (punktelfiske och detonationer).

Metoderna kompletterar varandra med avseende på täckningen av olika djupzoner. Elfiske kan användas för de allra grundaste områdena (grundare än 0,5 m), båda metoderna kan användas för djup 0,5-2,0 meter och små detonationer kan användas på djup upp till 4-5 meter. Det maximala djupet för effektivt punktelfiske ligger på cirka 2 meter medan det maximala djupet för undervattensdetonationerna är beroende av sprängladdningens storlek. Med de små laddningar som användes i denna studie var det maximala provtagningsdjupet cirka 4 meter. I försöksupplägget lades stor vikt på att fördela provtagningspunkterna inom den överlappande djupzonen. Detta för att maximera jämförelsemöjligheterna (Lappalainen & Urho 2006).

Data har samlats in från ett stort antal utslumpade provpunkter, fördelade på olika djup och olika grad av vågexponering, inom det aktuella undersökningsområdet. Totalt slumpades 100 provpunkter ut i en exponeringsgradient (vindexponering) för respektive metod (Figur 2 och 3), samtliga inom 3 m djupkurvan på sjökortet. Eftersom sjökortens djupangivelser inte är så exakta var också strävan att fördela provpunkterna under själva provtagningsstillfället på olika djup. Vid provtagning av fiskyngel är det viktigt att fånga in gradienter i djup och exponering eftersom dessa miljövariabler har stor betydelse för olika arters utbredning. För att fångsten av fisk vid varje provpunkt inte skulle påverkas av provtagningen vid närliggande punkter förlades stationerna inte närmare varandra än 100 meter. Två båtlag med vardera två personer utförde provtagningen med respektive metod.

Tidpunkt

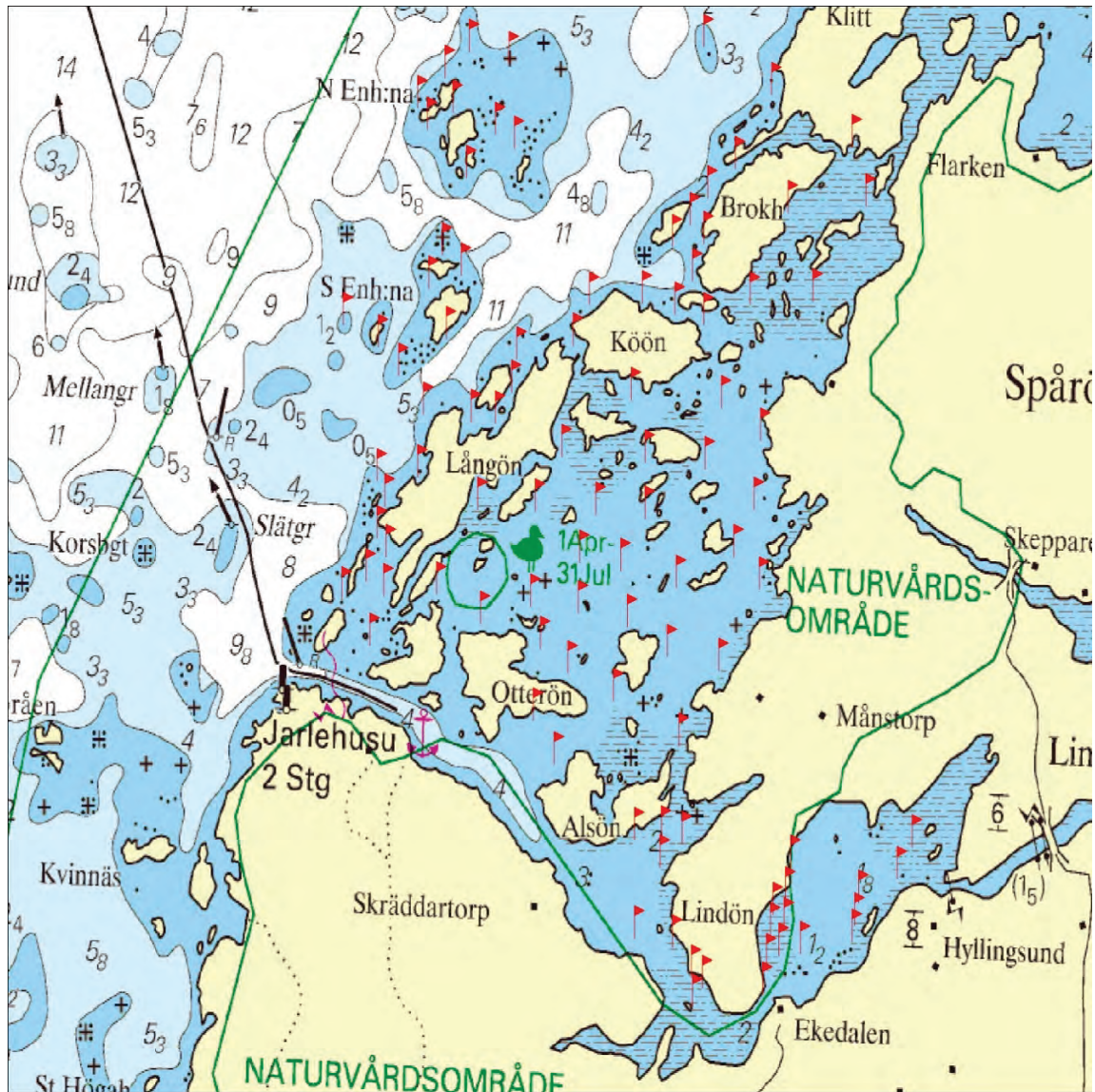
Jämförelsen av de båda undersökningsmetoderna (punktelfiske och detonationer) genomfördes under perioden 1-6 augusti 2011. Under samma period genomfördes också nätprovfisken inom samma område.

Elfiskemetodik

I det utvalda undersökningsområdet genomfördes elfiskeundersökningen som punktelfisken, på olika djup inom en exponeringsgradient. För elfisket användes ett Hans-Grassl elfiskeaggregat, som kan leverera både ”rak” likström och pulserad likström. Vid punktelfisken användes dock enbart ”rak” likström. Den utgående spänningen var 400 volt och strömstyrkan var 2 Ampere. Då punktelfiske kräver en något längre stavelektrod än vad som används vid traditionellt elfiske i vattendrag användes en 2,2 m lång stavelektrod. Ursprungligen var det planerat att använda en ännu längre stav, 3,0 m lång. Tyvärr gick det inte att få fram en sådan utan försöket fick genomföras med en något kortare stav än vad som planerades. Stavelektroden var försedd med en anodring som var 23 cm i diameter. På grund av svårigheter att hitta lämpliga vadbarea undersökningslokaler genomfördes inga av de renodlade strandelfisken (på djup understigande 0,6 m) som initialt planerades.

Totalt undersöktes 85 provpunkter Rackeby skärgård. Vid provtagningen fick båten sakta glida fram mot provpunkten och därefter doppades elfiskestavens anodring ned i vattnet framför båten på den utvalda platsen med strömmen påslagen under 5-10 sekunder. Den

bedövade fisken håvades sedan in med långskaftad håv med 2 mm maskstorlek. Provtagningspunktens exakta position togs sedan ut med GPS. Alla insamlade fiskar artbestämdes och längdmättes med millimeternoggrannhet. Braxen och björkna fördes samman till en grupp eftersom dessa arter under yngelstadierna är mycket besvärliga att skilja visuellt i fält.



Figur 2. Karta över utslumpade provtagningspunkter för punktelfiske. Observera den gröna linjen som anger gränserna för naturvårdsområdet. Karta © Sjöfartsverket.

För att kunna bestämma den effektiva fångstradien för anodringen och därmed provytan för varje enskild punkt gjordes en uppmätning av voltstyrkan (spänningen) på olika avstånd från ringen med hjälp av en kalibreringsstav och multimeter (Degerman & Sers 1999). Avståndet mellan elektroderna var 5 cm. Med hjälp av den uppmätta voltstyrkan beräknades sedan spänningsgradienten (Volt/cm) på olika avstånd från anodringen. För att uppnå galvanotaxis och effektivt kunna fånga fisken krävs normalt en spänningsgradient på minst 0,12 Volt/cm (Cuinat 1967). Eftersom fiskens reaktion och den effektiva fångstradien ofta kopplas till strömtätheten (Novotny 1990, Scholten 2003) beräknades även strömtätheten (Ampere/cm²) på olika avstånd från anodringen. Fångstradien är, förutom strömtätheten, även beroende av fiskens storlek (Scholten 2003). För att bestämma den effektiva fångstradien för de fångade

fiskarna i Rackeby skärgård jämfördes därför de uppmätta strömtätheterna med de tröskelvärden för strömtätheten och fisk i olika storleksklasser som Scholten (2003) har angivit. De erhållna fångstradierna och provytorna för fisk i olika storleksklasser vid punktelfisket i Rackeby skärgård redovisas nedan (Tabell 1).

Tabell 1. Fångstradie och provyta för fisk i olika storleksklasser vid punktelfisket i Rackeby skärgård, Vänern, augusti 2011. Tröskelvärden för strömtätheten (mA/cm²) vid olika storleksklasser är hämtade från Scholten (2003).

Art	Fisklängd (mm)	Tröskelvärde för strömtäthet (mA/cm ²)	Fångstradie (m)	Provyta (m ²)
Benlöja	20	0,15	0,31	0,31
Mört	30	0,10	0,36	0,41
Sarv	30	0,10	0,36	0,41
Björkna	30	0,10	0,36	0,41
Abborre	40	0,07	0,41	0,54
Abborre	50	0,05	0,51	0,83
Abborre	60	0,03	0,56	1,00
Abborre/mört/benlöja	80	0,01	0,61	1,19

De erhållna fångstradierna visar en relativt god överensstämmelse med de uppgifter som Scholten (2003) redovisar för en mindre anodring. Enligt Scholten (2003) ligger den effektiva fångstradien för en ring med 15 cm diameter mellan 0,1-0,3 m för fiskar mindre än 5 cm och mellan 0,5 och 0,8 m för fiskar som är 7-8 cm. Fångstradien vid punktelfisket i Vänern där en anodring med 23 cm diameter användes, varierade mellan 0,3 och 0,5 meter för fiskar mindre än 5 cm och var cirka 0,6 m för 6-8 cm långa fiskar.



Elfiske på grunt vatten.

Små undervattensdetonationer

Små undervattensdetonationer användes på vattendjup mellan 0,4 till 4,4 m. Provtagningsupplägget utfördes med samma ansats som elfisket, d.v.s. provtagningspunkter slumpades ut i olika habitat. Användandet av små detonationer kräver speciell utbildning och genomfördes av personal från Sötvattenslaboratoriet som har sådan utbildning. Totalt undersöktes 99 provpunkter (Figur 3).

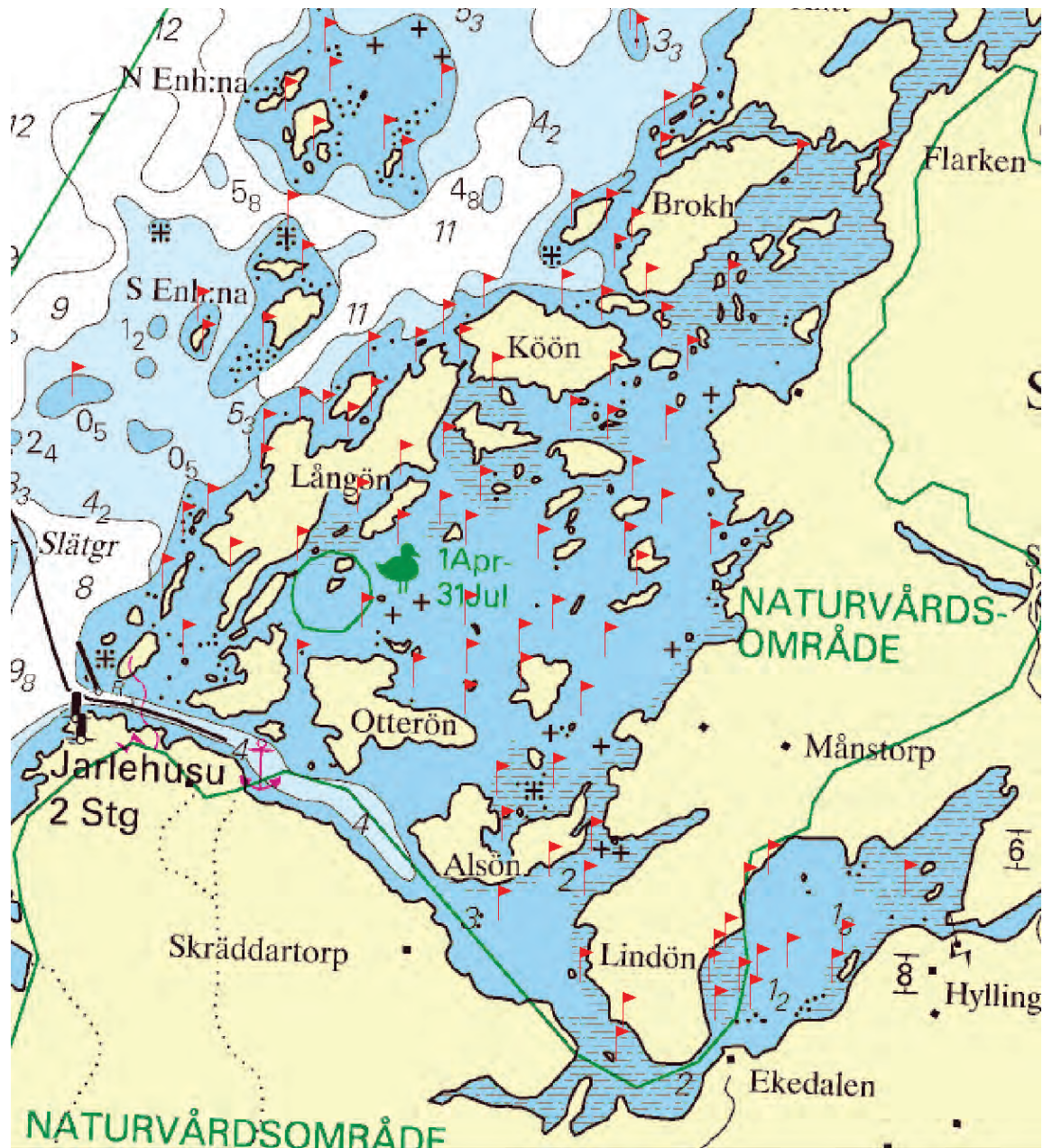
Det praktiska upplägget i fält följde i stort den rekommendation som tagits fram av SLU:s Institution för akvatiska resurser för Östersjömiljöer (kommer att beskrivas mer i detalj i kommande manual av Bergström m. fl.) och som använts i Sundblad m. fl. 2011. Det innebär att all fisk samlas in både från båt med långskaftad håv med en maskstorlek av 2 mm och via en dykare som tar upp fisk från botten och samtidigt karterar provtagningsområdet noggrant med avseende på djup, bottensubstrat, vegetationsförekomst och algpåväxt. Under en dag hinner ett arbetslag med två personer med mellan 12 och 40 provtagningsytor. Antalet beror i hög grad på hur mycket fisk som fångas och avståndet mellan provtagningsplatserna.



En sprängkapsel detoneras i vassen.

Provtagning av fisk inleds genom att båten långsamt glider fram mot provtagningsstationen varpå en mindre sprängladdning á 1 g i detta fall (en så kallad sprängkapsel) läggs ut cirka 10 meter framför båten och detoneras så nära mitten av vattenmassan som möjligt. Kapseln detoneras med ett så kallat Non-el® system. En slagtändare slår an en gnista som fortplantas genom en lång plastkabel ut till sprängkapseln som då detonerar. Detonationspunkten märks

noggrant ut med ankare och boj och positionen registreras med en GPS. Därefter samlas all flytande fisk in. När all fisk insamlats går en person ner i vattnet och samlar in all sjunken fisk medan kvarvarande person övervakar och mäter temperatur. Alla insamlade fiskar artbestämdes och längdmättes. Braxen och björkna fördes samman till en grupp eftersom dessa arter under yngelstadierna är mycket besvärliga att skilja visuellt i fält.



Figur 3. Karta över utslumpade provtagningspunkter för små undervattensdetonationer. Observera den gröna linjen som anger gränserna för naturvårdsområdet. Karta © Sjöfartsverket.

Kvantitativa skattningar av fiskyngeltäthet beräknades i likhet med elfisket för varje enskild provpunkt. Effektiv fångstradie för olika arter och storlekar beräknades med utgångspunkt från samband och parametervärden i Snickars m. fl. (2007) och O’Keeffe (1984).

Fångstradien skiljer sig något mellan olika arter främst beroende på simblåsans fysiologi (Tabell 2). Fångstradien ökar med minskande storlek (totalvikt i detta fall) och ökande laddningsmängd enligt följande:

$$\text{Fångstyta} = k \times W^{-a \times b}$$

Där k, a och b är konstanter som varierar med sprängladdningens styrka, fiskart och storlek. W är fiskens vikt i kilo. Fiskens vikt har räknats ut med hjälp av längd-viktsfunktioner från databasen NORS. Vi har anpassat konstanterna efter resultaten i Snickars m. fl. (2007). Där fanns endast information om ett begränsat antal arter (abborre, mört och gädda). Därför har vi antagit att närbesläktade arter med likartad fysiologi, särskilt avseende simblåsan (karpfiskar, abborrfiskar bland annat) har samma konstanter. I den innersta delen av undersökningsområdet var siktdjupet endast sju decimeter, vilket gjorde det mycket svårt att söka fiskyngel på botten. För dessa totalt 15 provpunkter beräknades antalet sjunkande fiskar med hjälp av andelen sjunkande fiskar som registrerats på övriga provpunkter.

Tabell 2. Fångstradie och provyta för de vanligast förekommande ålders/storleksklasserna av olika arter vid provtagning med små undervattensdetonationer. Rackeby skärgård, Vänern, augusti 2011. Mer utförlig beskrivning av beräkning av fångstradien anges i texten.

Art	Fisklängd (mm)	Fångstradie (m)	Provyta (m ²)
Benlöja	30	3,6	39,7
Benlöja	70	2,3	16,2
Mört	40	2,9	25,6
Mört	70	2,1	14,1
Abborre	50	2,1	13,8
Abborre	110	1,5	7,1
Braxen/björkna	40	2,9	27,1
Nors	40	3,2	31,2
Gers	40	2,3	16,9
Gädda	180	1,2	4,6

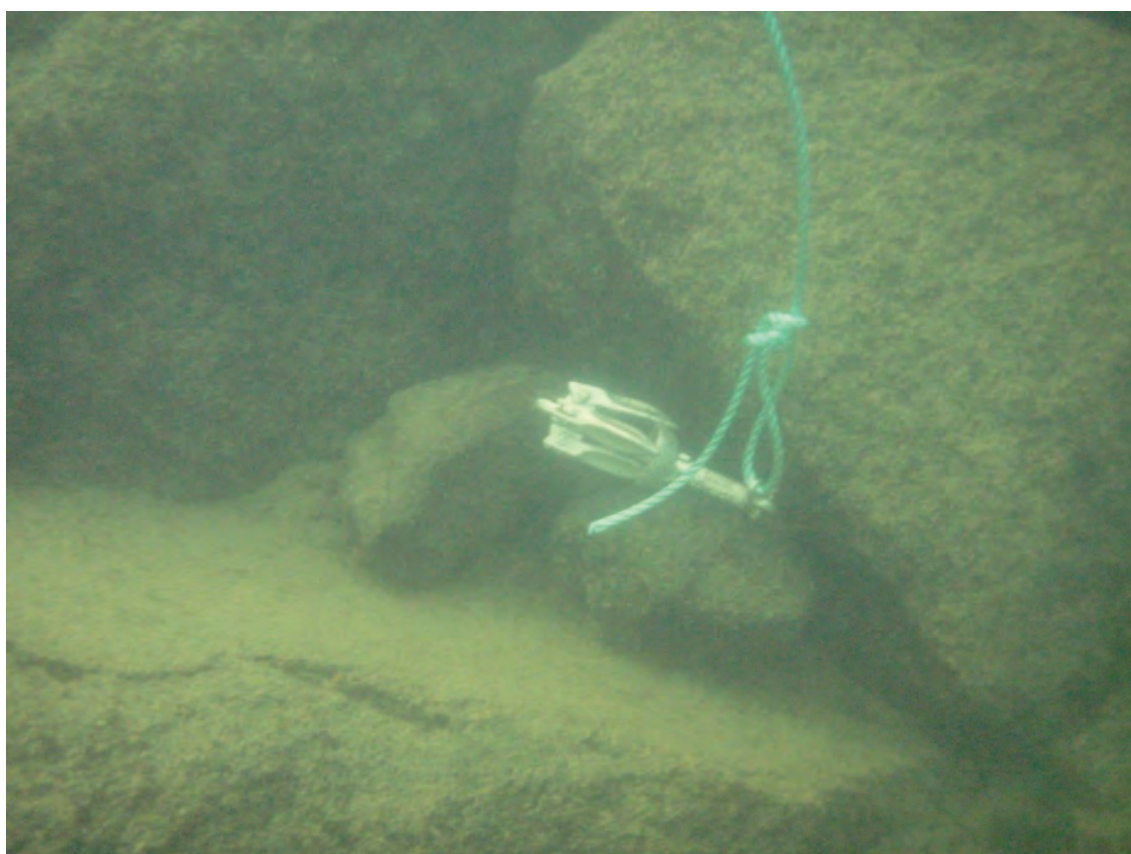
Habitatbeskrivning

I samband med insamlingen av yngel (med bägge metoderna) inventerades också habitatet på varje provtagningsplats. De parametrar som undersöktes var täckning av undervattensvegetation, påväxtalger, siktdjup, vattendjup, bottensubstrat, vattnets konduktivitet och ytvattentemperatur. Medan eller efter sjunkande fisk samlats in uppskattade dykaren/snorklaren i 3 m radie från provtagningsplatsens mittpunkt vegetationens förekomst (artvis) i procent för hela ytan, grad av generell algpåväxt på vegetationen (klasser från 0 till 4) samt procentuell fördelning av bottensubstrat (se nedan). Förekomsten av påväxtalger klassades enligt Naturvårdsverkets manual för inventering av grunda havsvikar (Tabell 3). Detaljerad information om vegetationens artförekomst och täckningsgrad är viktig för både karaktäriseringen av naturvärdet och för modelleringen av växt/fisksamhällen. Grad av påväxt har noterats systematiskt i tidigare inventeringar och kan ge ett visst mått på grad av eutrofiering och användas i framtida bedömningsgrunder för ekologisk kvalitet, därför noterades den även i detta fall.

Tabell 3. Bedömningskategorier vid dykinventeringar av graden av algpåväxt.

Klass	Beskrivning
4	"Kvävande", underliggande vegetation måste grävas fram och ser ut att må dåligt av täcket, alternativt bar botten med tät sammanhängande trådalgs matta
3	Kraftig trådalgs påväxt men underliggande vegetation ser frisk ut
2	Tydliga (ca femkronorsstora) ansamlingar av trådar
1	Nästan alla rutor där vegetationen ser ren ut (där finns alltid trådar)
0	Används nästan uteslutande för bar gyttjebotten där man kontrollerat med fingret att trådalger inte förekommer

Siktförhållanden (siktdjup) skattades med en Secchi-skiva på något djupare platser inom varje delområde. Detta för att undvika platser med bottensikt. Mätningen av siktdjupet genomfördes innan yngelprovtagningen påbörjades. Vattendjupet mättes vid varje provpunkt med decimeternoggrannhet. I varje delområde mättes också vattnets konduktivitet och temperatur. Dessutom togs vattenprover för vattenkemisk analys på två platser (Lomefjärden och Skarefjorden) inom det undersökta området. Vattenprovtagningen genomfördes den 15 augusti 2011, d.v.s. en dryg vecka efter yngelprovtagningen.



De yttre delarna av området dominerades av sten och klippbottnar. Ett litet ankare användes för att markera provplatserna.

Bottensubstrat är en viktig faktor, särskilt för växtsamhällen. Därför gjordes även en bedömning av bottensubstrat för varje inventerad yta. Procent täckningsgrad för olika substrat (se nedan för exakta kategorier) bedömdes i samband med dykning:

- o Häll/klippbotten
- o Block > 600 mm
- o Stora stenar 100-600 mm
- o Små stenar 60-100 mm
- o Grus 2-60 mm
- o Sand 0,06-2 mm
- o Finsediment (Silt 0,002-0,06 mm; Lera < 0,002)

Provfiske med översiktsnät

I samma område som de två metoderna utvärderades genomförs sedan 2010 årliga provfisken med nät (Andersson & Sandström, 2011). Provfisket utförs med modifierade nordiska kustöversiktsnät. Jämfört med vanliga kustöversiktsnät har näten två ytterligare maskstorlekar (6,25 & 8 mm). Dessa finmaskiga paneler ökar fångsten av unga fiskar och småväxta arter vilket gör att man får en något bättre bild av fisksamhällets sammansättning. Näten är 55 m långa och 1,8 m djupa samt består av elva sammansydda paneler. Varje panel är fem meter lång och har en bestämd maskstorlek d. v. s. avståndet mellan knutarna på 6,25, 8, 10, 12, 15, 19, 24, 30, 38, 48 och 60 mm. Provfiskeområdet fiskades i tre djupintervall; 0-3 m, 3-6 m, 6-12 m. Näten fördelades slumpvis i området inom de befintliga djupzonerna.

Statistiska analyser och databearbetning

Data från undersökningen datalagrades på SLU:s Institution för akvatiska resurser. Eftersom denna undersökning inte passar in bland de metoder för vilka det i nuläget finns publika databaser är det i skrivande stund inte klarlagt i vilken databas som materialet långtidslagras och görs publikt. Samband mellan täthet och förekomst hos olika fiskarter och miljöfaktorer testades med multivariat statistik i en CCA (canonical correspondence analysis). Analysen gör det möjligt att inkorporera miljöfaktorers betydelse i analysen av artsammansättning. Specifika samband mellan arters förekomst och täthet och vissa utvalda miljöfaktorer utvärderades också med "generalized additive models". Denna metod är särskilt lämpad för att analysera data med olika fördelningar och samband som inte nödvändigtvis är linjära. För att undvika överanpassning av modellerna så valde vi ett fixt antal frihetsgrader ($df=3$) i alla analyser (Se Zuur m. fl. 2007). Modellerna byggdes med kontinuerliga responsvariabler som smoothers och ett antagande om Poissonfördelning samt log-linkfunktioner. För att utvärdera vilken ansträngning som krävdes för att fånga förekommande arter med de olika metoderna använde vi programmet Estimate S[®]. Vi räknade ut Maos "smooth species accumulation curves" med tillhörande konfidensintervall (Colwell m. fl. 2004). Artdiversitet skattades genom att beräkna Gini-Simpson index ($GSI=1 - (\text{Summan av artförekomstfrekvens}^2)$). Jämförelser mellan fångsten med olika metoder gjordes med icke-parametrisk statistik, Mann-Whitney U-test.



*I de inre delarna av skärgårdsområdet var näckrosor mycket vanliga längs stränderna.
Bilden illustrerar pågående punktelfiske i näckrosbältet i Skarefjorden.*

3. Resultat

Det undersökta området i Rackeby skärgård uppvisar en tydlig näringsgradient med låg halt av näringsämnen i de yttre delarna och en relativt hög halt i de inre delarna (Tabell 4). Den tydliga näringsgradienten återspeglas också i stora skillnader i siktdjup mellan de yttre delarna och de inre delarna av skärgården. Antalet undersökta provpunkter var 85 med punktelfiske och 99 med små undervattensdetonationer. Antalet provpunkter per dag i fält var cirka 20 för bägge metoderna.

Tabell 4. Vattenkemiska och fysikaliska data för Megrundet (medelvärden 2010), samt Lomefjorden och Skarefjorden i Rackeby skärgård i augusti 2011.

Analys	Megrundet N	Lomefjorden	Skarefjorden
	<i>Medelvärde 2010</i>	<i>2011-08-15</i>	<i>2011-08-15</i>
Siktdjup (m)	4,6	1,9	0,7
Vattenfärg (mg Pt/l)	17	17	31
Klorofyll a (µg/l)	1	17	67
Syre (mg/l)	11,0	9,7	10,0
Konduktivitet (mS/m)	8,1	8,5	9,2
NH ₄ -N (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01
NO ₃ -NO ₂ -N (mg/l)	0,4	<0,1	<0,1
Tot-N (mg/l)	0,59	0,35	0,79
Tot-P (µg/l)	6	9	31

Habitatet

I samband med fiskundersökningen så genomfördes också en noggrann kartering av miljön på provtagningsplatserna. Undervattensvegetation, bottentyp och siktdjup var de viktigaste parametrarna som studerades. Totalt registrerades 24 arter av kärlväxter och kransalger (Tabell 1 bilaga). De vanligaste arterna var vit näckros, bladvass, hårslinga, ålnate och braxengräs. Täckningsgraden var lägre i ytterskärgården, särskilt på de mest vågexponerade lägena. I den innersta fjärden var djuputbredningen begränsad av det låga siktdjupet. Närmare stränderna var dock täckningsgraden av vegetation, särskilt näckrosor, mycket hög (se bild). Även förekomst och mängden fintrådiga alger registrerades i samband med dykningen. Överlag var mängden fintrådiga alger liten. Kvävande mattor av fintrådiga alger som ofta kan finnas i till exempel Östersjön påträffades inte alls. Bottensubstratet förändrades i skärgårdsgradienten. Mjuka sedimentbottnar var vanliga i innerskärgården och klipp- och stenbottnar vanliga i ytterskärgården. Cirka hälften av de undersökta provpunkterna hade mjukbotten (42 %) och hälften hårbotten (57 %). Sandbotten förekom mycket sparsamt (mindre än 1 %).

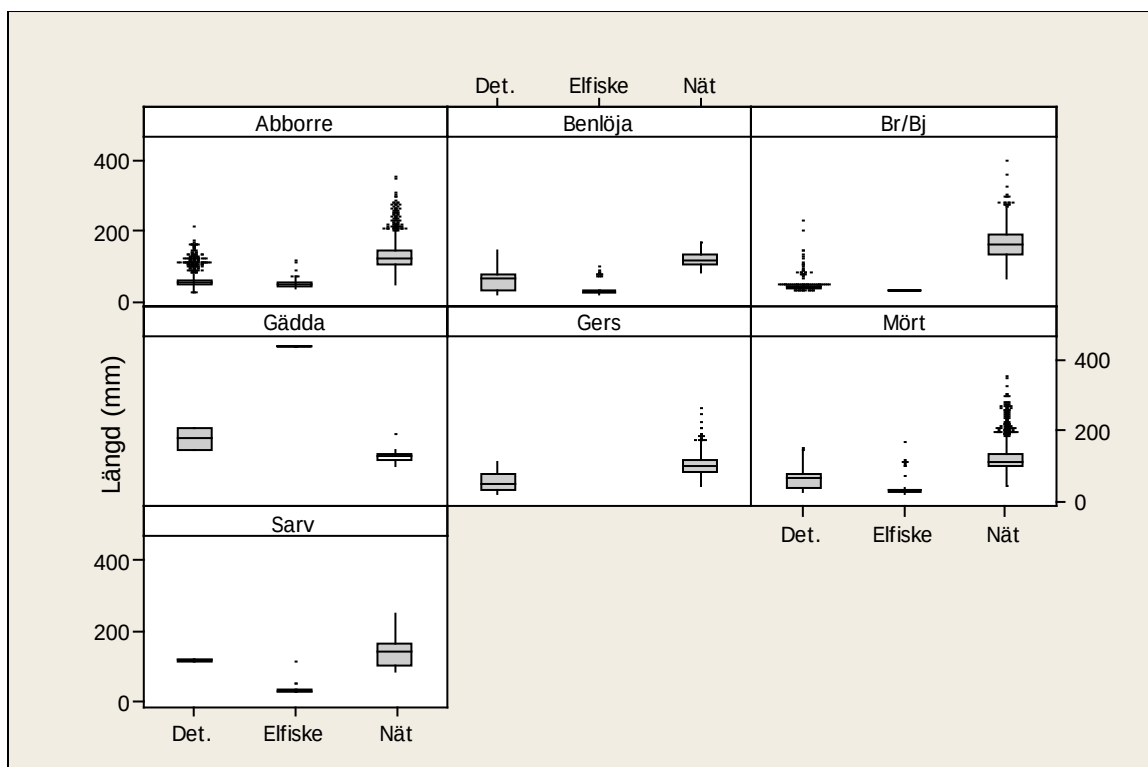
Fångster

Totalt fångades sex arter i elfisket och elva arter med små undervattensdetonationer. Undervattensdetonationerna täckte en större yta och fångade följaktligen fler fiskar (Tabell 2 bilaga). Andelen provpunkter utan fångst av fisk var cirka 17 % för små undervattensdetonationer och 65 % för punktelfiske. Abborre var den vanligast förekommande arten med detonationer, följt av mört och gers (Tabell 2 bilaga). Abborren hade också högst individtäthet med detonationer, cirka 1,3 individer per m² (Figur 7). De vanligaste arterna i elfisket var abborre, benlöja och mört. För bägge metoderna skattades tätheten av olika arter. Den totala fisktätheten varierade mellan 0 och 29 individer per m² med

detonationer och mellan 0 och 106 individer per m² i punktelfiske. Medeltätheten var 2,6 individer per m² med detonationer och 10,9 med elfiske (Figur 8). De få arter som fångades frekvent i punktelfisket (abborre, benlöja och mört) hade högre medeltäthet än i detonationerna. Särskilt tätheten av benlöja var signifikant högre med punktelfiske än med detonationer (Mann-Whitney U-test, p= 0,575, hypotes: ingen skillnad mellan metoderna), för de andra arterna fanns endast trender, inga signifikanta skillnader. Antalet provpunkter där fisk fångades var väsentligt lägre vid punktelfisket och variationen i fångst följaktligen också högre.

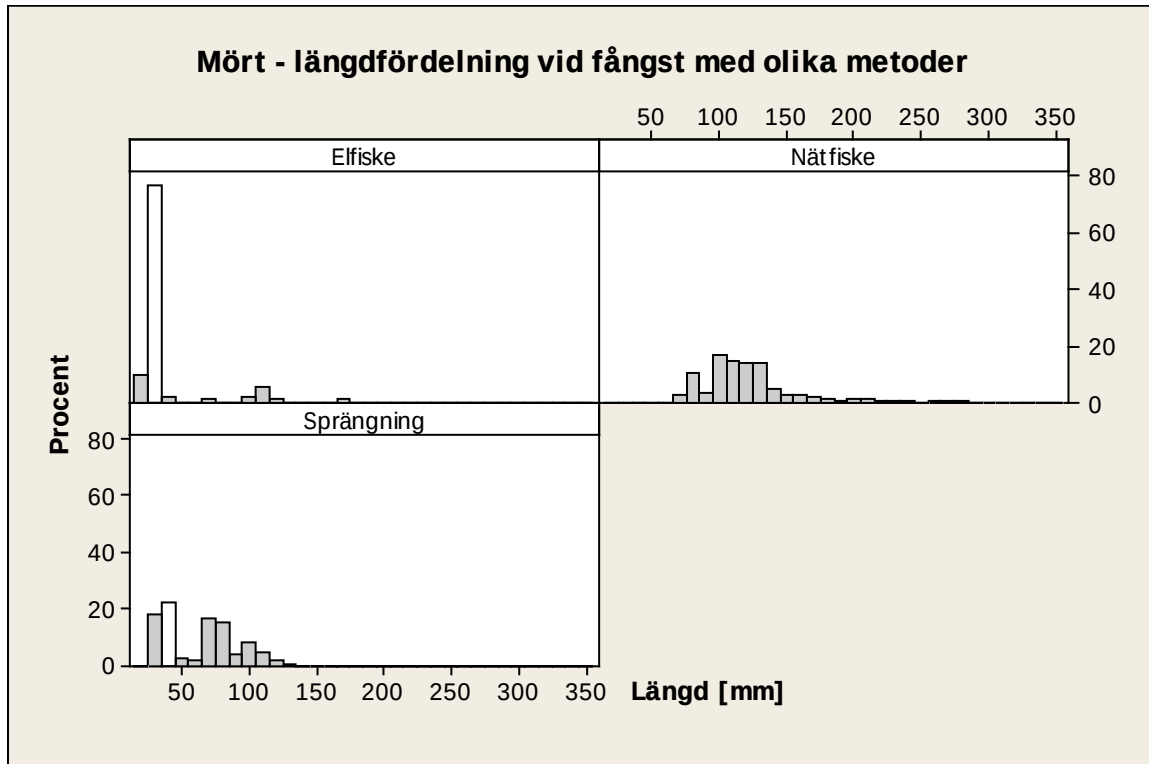
Storleksfördelning

Längdfördelningen i fångsten skiljde sig avsevärt mellan metoderna (Figur 4). I elfisket fångades mindre storlekar av fisk än vid användandet av detonationer. Medellängden i elfiske var 37 mm och med detonationer 57 mm. För de vanligaste arterna tycks detonationer fungera upp till en övre gräns av ungefär 150 mm totallängd (Figur 5). Motsvarande siffra för elfiske var cirka 120 mm. Den nedre storleksgränsen för fångst tycktes vara relativt likartad. Fisk i storlek ända ned till cirka 15 mm fångades med bägge metoderna.

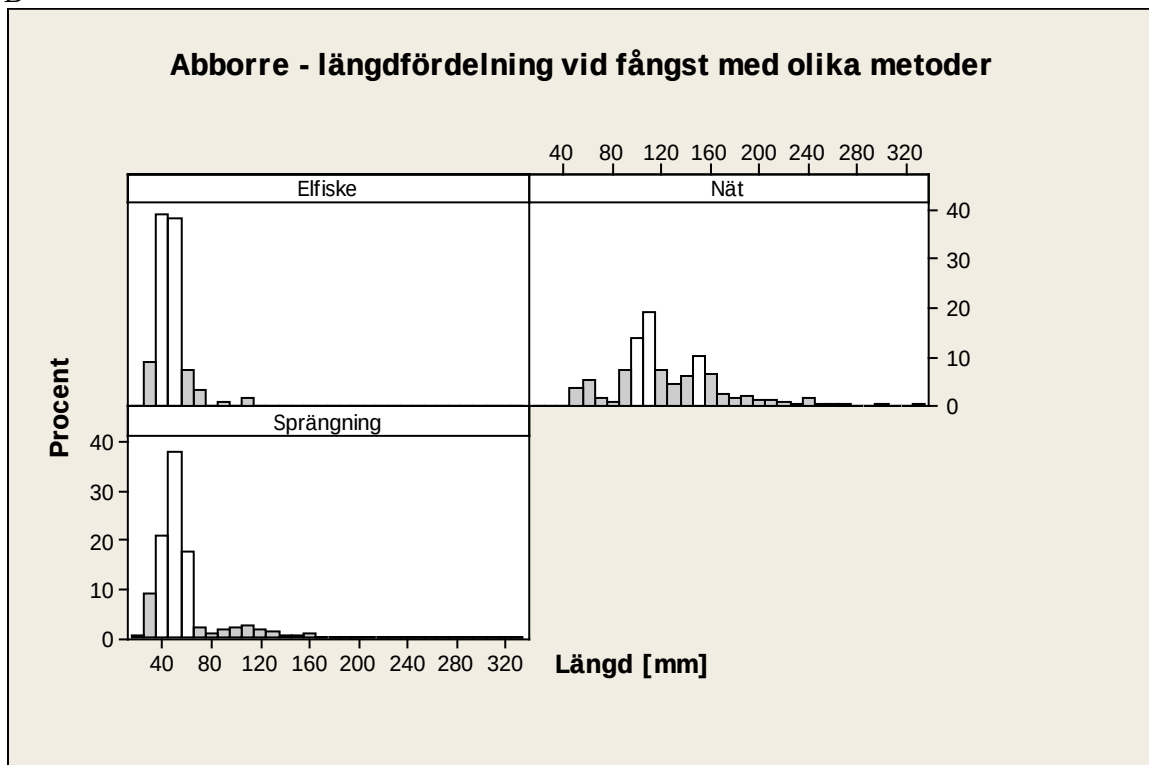


Figur 4. En så kallad boxplot som beskriver storleksfördelningen hos de vanligaste fiskarterna i undersökningen. Detonationer=Det., Kustöversiktsnät=Nät. Strecket i mitten av stapeln anger medianvärde, stapelns nedre och övre kant anger övre och nedre kvartiler och felstapeln anger lägsta och högsta värdet inom ett givet intervall från övre respektive nedre kvartil. Små punkter anger outliers.

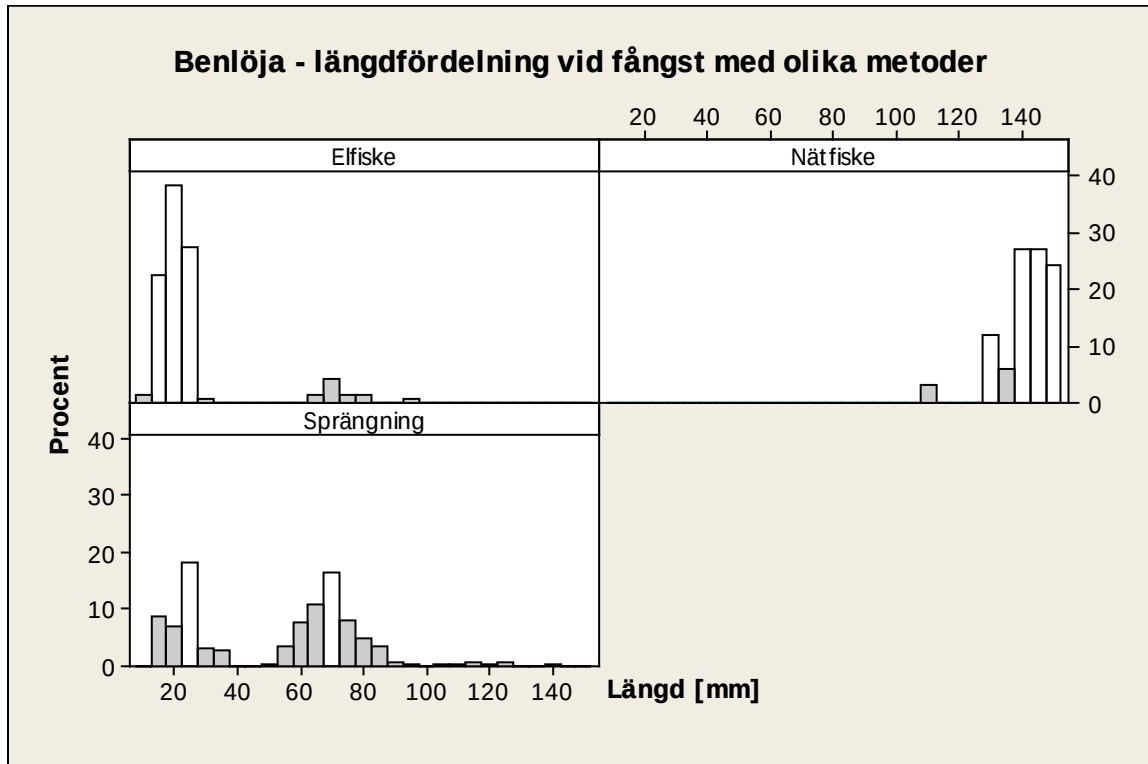
A



B



C

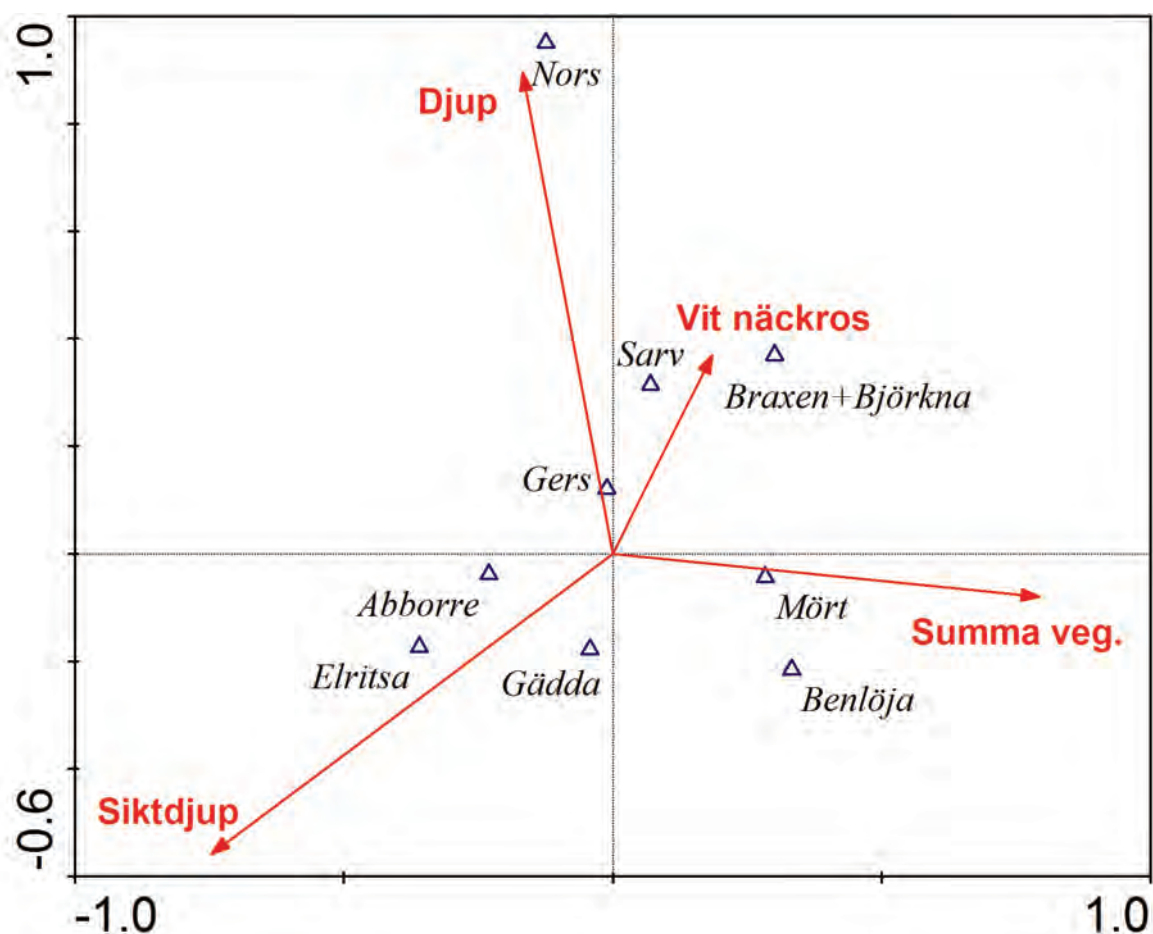


Figur 5a-c. storleksfördelning, räknat som procent av antalet fångade individer, hos de tre vanligaste arterna i undersökningen, abborre, mört och benlöja, fångade med små detonationer, punktfiske och provfiske med översiktsnät.

Habitatval

Fisktätheten och artsammansättningen varierade i skärgårdsgradienten (Figur 6). Karpfiskar förekom mestadels innanför det skyddande bandet av öar, det vill säga inne i Lomefjorden och Skarefjorden (Figur 12). Abborre och gers förekom dock riktigt längs hela gradienten ända ut till de mest exponerade skären (Figur 11). Både artdiversitet och total fisktäthet var något högre en bit in i skärgården (Bilaga - figur 1 & 2).

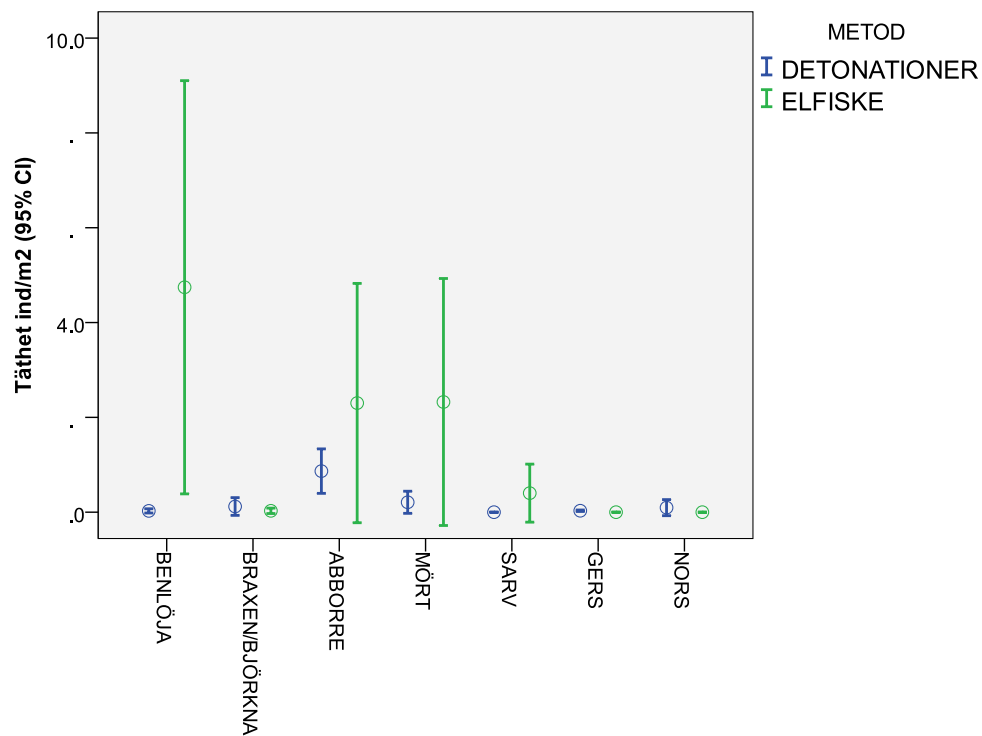
De flesta arter, med undantag av gers och nors fångas företrädesvis på grunt vatten. Vid ett djup på cirka 3 meter avtog ofta fångsten. En del arter var tydligt associerade till vissa typer av vegetation. Karpfiskarna braxen, björkna, mört och sarv fanns ofta i tät vegetation som växte upp till vattenytan (Figur 9). Kantzoner till vassbälten, näckrosbälten och täta buskage av nate och slingeväxter var särskilt gynnsamma platser för dessa arter. Abborryngel förekom i de flesta miljöer. De högsta tätheterna fanns på provpunkter med klart vatten och inslag av sten- och klippbotten (Figur 6). Årsyngel av nors fångades sparsamt och uteslutande på något större djup, långt ut från stränderna på platser med lite vegetation.



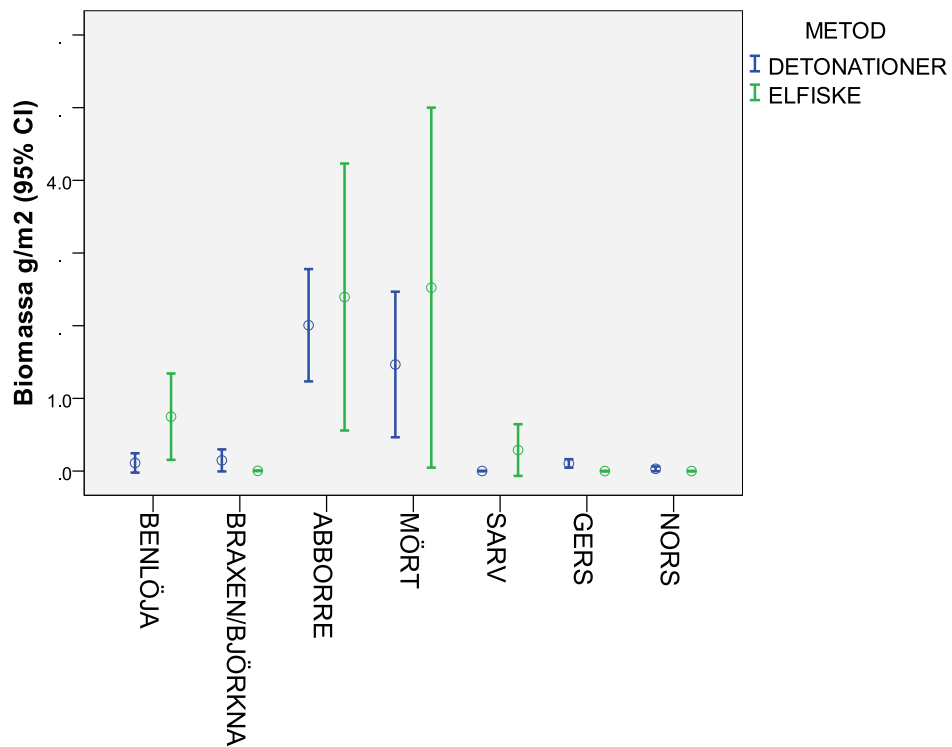
Figur 6. Artsammansättning och betydelsen av olika miljöfaktorer illustrerat med en multivariat analys, CCA (canonical correspondence analysis) för data som samlats in med små sprängladdningar. Arter med liknande habitatkrav ligger närmare varandra. Ju längre pilar desto större förklaringsgrad.

Hur många provpunkter bör man undersöka?

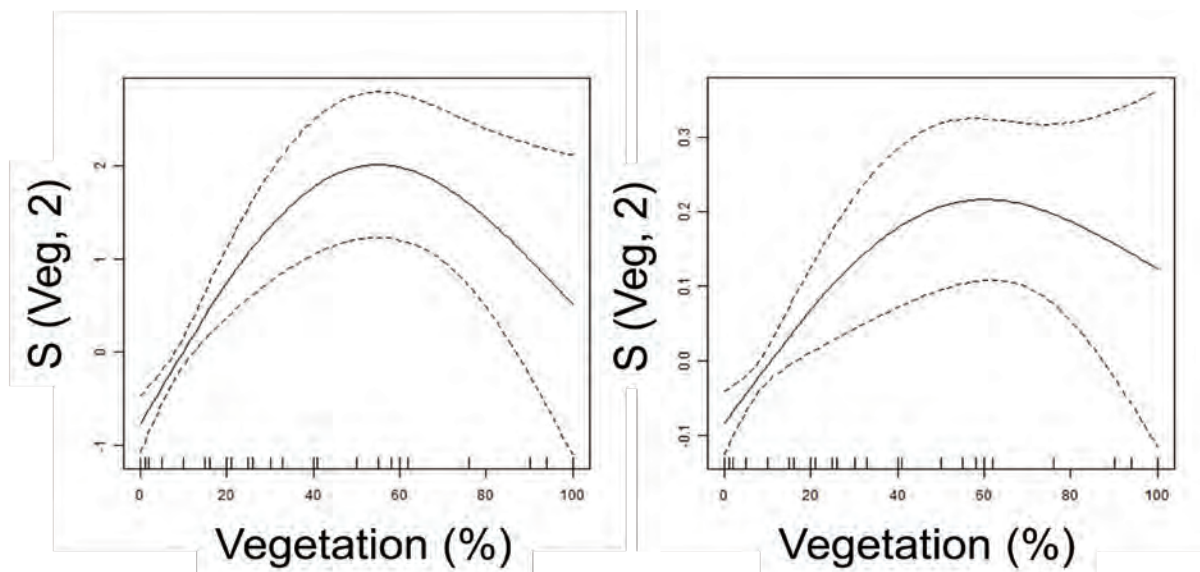
Den statistiska precisionen i skattningen av tätheten av olika fiskarter kan bedömas genom att man beräknar variationskoefficienten (Tabell 2 bilaga). Precisionen var överlag sämre för punktelfiske än för små detonationer och lägst för provfiske med nät. Särskilt om man tar hänsyn till antalet stickprov per metod. Variationskoefficienten var också relativt hög även för små detonationer vilket skulle kunna antyda att ingen av metoderna är särskilt lämpliga för att användas för långtidsövervakning. Precisionen med detonationer kan dock sannolikt ökas väsentligt om man ökar laddningsstorleken. Likaledes finns möjlighet att öka precisionen i elfiske genom att använda en längre elfiskestav och en mindre anodring.



Figur 7. Antal individer per ytenhet av de vanligast förekommande arterna. Punkterna anger medelvärdet och felstaplarna 95 % konfidensintervall för medelvärdet.

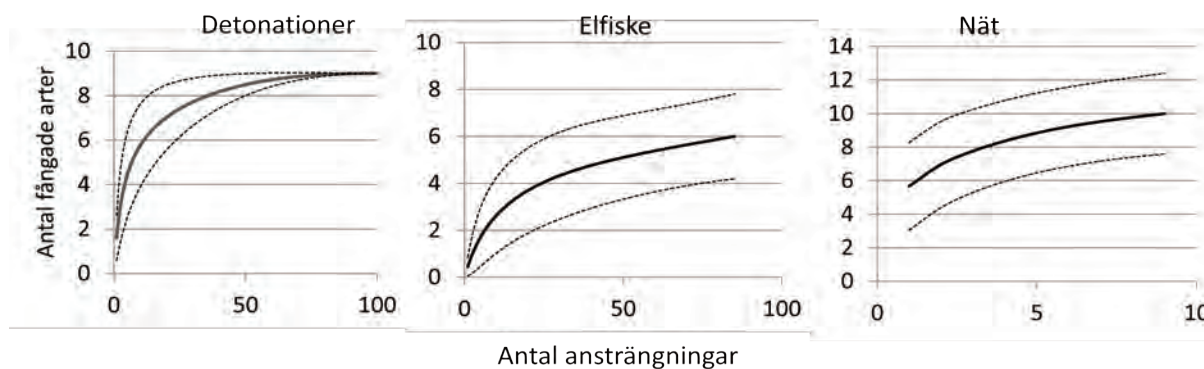


Figur 8. Biomassa per ytenhet av de vanligast förekommande arterna. Punkterna anger medelvärde och felstaplarna 95 % konfidensintervall för medelvärdet.



Figur 9. Samband mellan förekomst (vänster) och täthet (höger) av karpfiskarna mört, braxen, björkna och sarv insamlade med små detonationer och täckningsgrad i % av långskottsväxter och emers vegetation. Den heldragna linjen anger passningen hos en GAM-modell som utjämnad linje med tre frihetsgrader med den sammanlagda täckningsgraden av långskottsväxter och emers vegetation som prediktorvariabel. Y-axeln anger hur mycket vegetationsparametern (dvs smoothing termen) bidrar till passningen. De streckade linjerna anger 95 % konfidensintervall.

Det krävs olika stor ansträngning för att fånga upp de förekommande arterna i ett område. För att fånga vissa sällsynta arter kan man behöva lägga ned mycket arbete. I en jämförelse med så kallade "species accumulation plots" mäts hur det ackumulerade artantalet förhåller sig till ansträngningen. Analysen visar att det krävs 75 ansträngningar för att fånga de flesta förekommande arter med små undervattensdetonationer (Figur 10). Motsvarande siffror för elfisket var väsentligt högre. Det krävs över 400 ansträngningar för att fånga de flesta förekommande arter och minst 80 för att få en bra bild av fisksamhället. I ett nätprovfiske räcker det dock med väsentligt färre ansträngningar för att registrera de vanligast förekommande arterna.



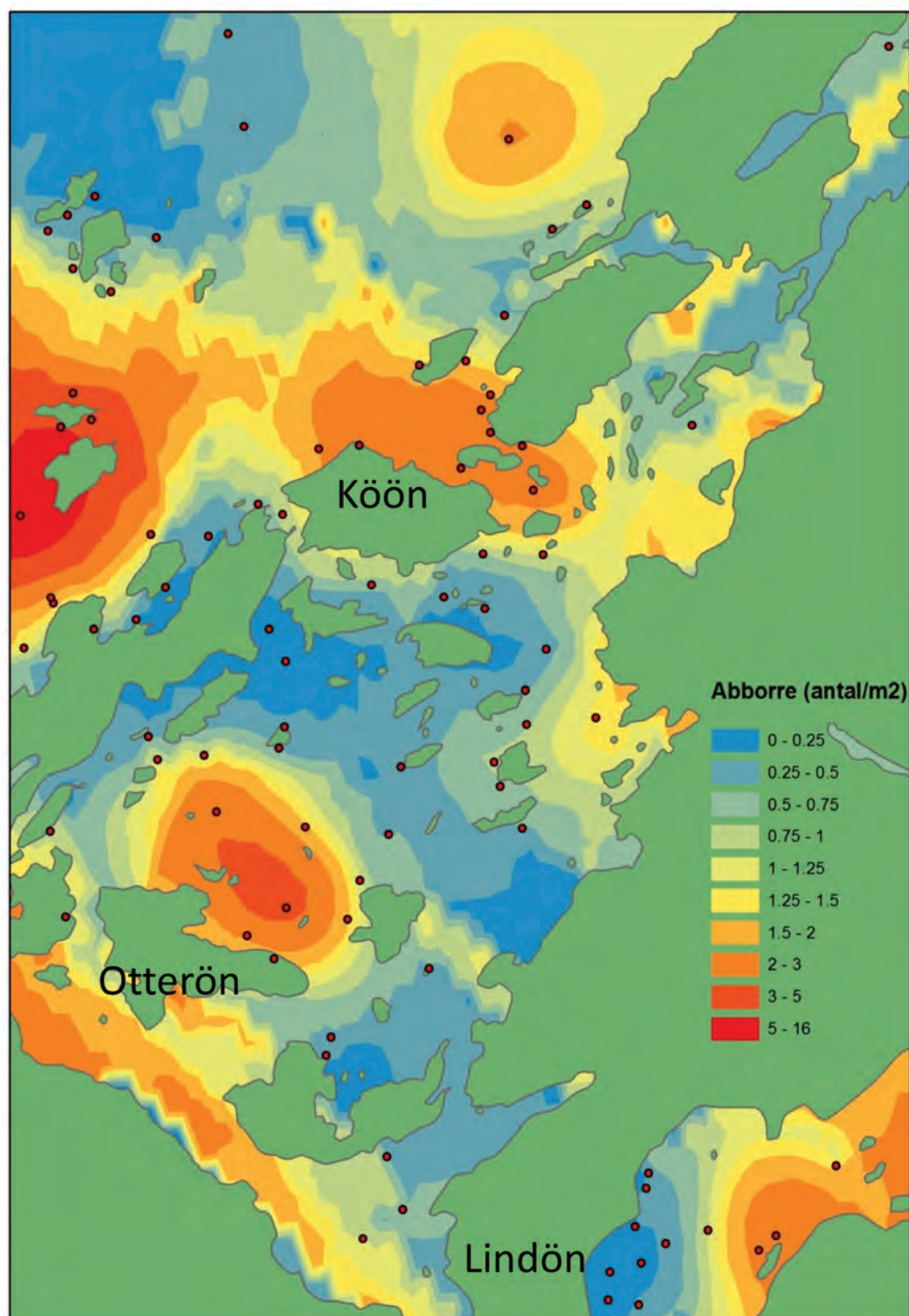
Figur 10. Skattat samband mellan antal fångade fiskarter (y) och ansträngning (x) för olika metoder, s.k. species accumulation curves. Observera att skalan är annorlunda för översiktsnät. Heldragen linje anger skattat antal fångade arter och streckade linjer anger 95 % konfidensintervall. Beräkningen har gjorts med programmet Estimate S®, för mer detaljer hänvisas till Colwell m. fl. 2004.

Jämförelse med nätprovfiske

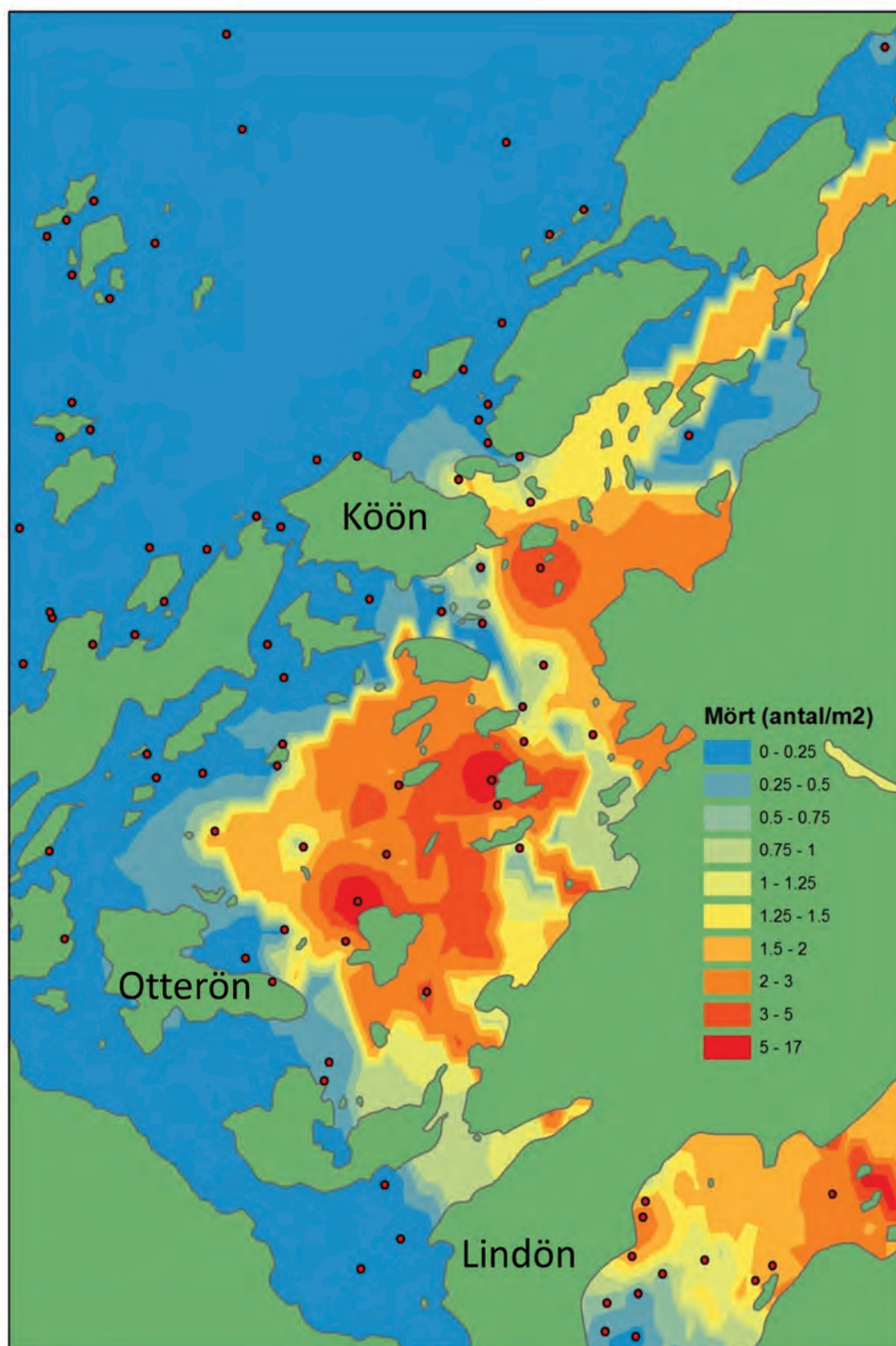
Förhoppningen var att de två testade metoderna potentiellt skulle kunna fånga arter som inte tas i ett vanligt nätprovfiske (i likhet med Sutela m. fl. 2004). Nätprovfiske är till skillnad från de undersökta metoderna ett passivt fångstredskap som på grund av urvalet av maskstorlekar är storleksselektivt och endast fångar fisk i ett visst storleksintervall. Därför förväntade vi oss att fånga nya arter som är småväxta och/eller inaktiva och endast uppehåller sig på mycket grunt vatten. Både undervattensdetonationerna och punktelfisket fångade mindre storleksklasser än vad som fångades med nät. Undervattensdetonationerna fångade två arter som inte fångats under de två år som nätprovfiske pågick (storspigg och elritsa) (Tabell 3 bilaga). Punktelfiske fångade däremot ingen art som inte tidigare fångats i nätprovfisket. Artsammansättningen var i stora drag likartad med de bägge metoderna i jämförelse med nätprovfisket (Tabell 4 bilaga). Viktiga skillnader mellan metoderna var att det fångades mer benlöja i elfisket och mindre karpfiskar och mer abborrar i nätprovfiskena. Det fångades en väsentligt större andel nors med detonationer än i de andra metoderna. Elfisket tycktes överlag fånga färre arter, vissa vanliga arter som till exempel gers saknades helt i elfisket.



Sarv förekom mestadels på grunt vatten i tät vegetation.



Figur 11. Karta över tätheten av abborre i undersökningsområdet baserat på små undervattensdetonationer. Kartan har skapats genom så kallad kriging, en geostatistisk metod för interpolering av kartdata.



Figur 12. Kartor över tätheten av mört i undersökningsområdet baserat på små undervattensdetonationer. Kartan har skapats genom så kallad kriging, en geostatistisk metod för interpolering av kartdata.

4. Diskussion

Föreliggande studie är sannolikt första tillfället som punktelfiske och små undervattensdetonationer testas och jämförs i större skala. Bägge metoderna gav kvantitativa skattningar av tätheten av unga alternativt småvuxna fiskar. Data som kunde användas för att i detalj beskriva förekomst och habitaval hos fiskar i en miljö som vanligtvis är svår att studera med konventionella provtagningsmetoder.

Artsammansättning

De två metoderna fångade upp några av de vanligaste arterna i strandzonen, exempelvis abborre, benlöja och mört. Jämfört med nätprovfisket som genomfördes samtidigt i samma område så var andelen ung abborre högre och andelen unga karpfiskar (mört, braxen och björkna) lägre. Anledningen till dessa skillnader är sannolikt att metoderna har olika storleksselektivitet. Provfisken med nät har tidigare visats underskatta mängden småvuxen abborre, dels för att de rör sig mindre än stora abborrar och dels för att de har olika nätselektivitet. Särskilt de minsta maskorna i ett provfiskenät har väldigt snäv storleksselektivitet och relativt sett låg fångstbarhet (Prchalova, m. fl. 2009) vilket också kan vara en delförklaring till skillnaderna mellan metoder. En möjlighet för att få mer jämförbara skattningar av fisktäthet i provfiskenät kan vara att kompensera för nätselektivitet och storleksberoende skillnader i rörelseaktivitet (Millar & Fryer 1999; Rudstam m. fl. 1984).

Jämförelse mellan metoder – precision och arbetsåtgång

Provtagningsupplägg och olika metoders lämplighet beror i viss mån av undersökningarnas målsättning. I återkommande undersökningar där man följer utvecklingen över tid hos populationer som är ojämnt spridda över undersökningsområdena försöker man anpassa provtagningsupplägget för att med minsta möjliga arbetsinsats skatta relevanta parametrar med så hög precision som möjligt (Christman, 1997). Om målsättningen istället är att beskriva utbredningen hos en population och vilka miljöfaktorer som styr utbredningen så kan det vara viktigare att kunna ta prover i alla förekommande miljöer och att hinna med så många prover som möjligt snarare än att ha en hög precision i skattningen av ett medelvärde (Guisan & Tuiller, 2006; Bergström m. fl. 2011).



Anodringens diameter är en viktig faktor som påverkar storleksselektiviteten vid elfiske.

I vår studie var precisionen högre med små undervattensdetonationer än med punktelfisket, sannolikt främst för att undersökningsytan var större. Denna metod täckte också en större andel av det habitat som fiskyngel förekommer i. I en tidigare, mycket omfattande studie med punktelfiske i lugnflytande partier av Donau var variationskoefficienten väsentligt lägre för punktelfisket än i vår studie (Copp m. fl. 1994). Det kan bero på skillnader i fisktäthet, provtagningsupplägg och fiskens rumsliga fördelning. Motsvarande precision som redovisats för strandelfiske (Fischer & Eckman 1997) har dock varit nästan lika hög som i vår studie. Enligt Persat & Copp 1990 har eventuella brister i precision vid punktviss elfiske mindre betydelse jämfört med andra källor till variation, t. ex. rumslig och temporal variation i fisktätheten. De anger också att det i vissa fall kan räcka med bara 25 punkter för att ge en representativ bild av fiskesamhället på en lokal eller på en vattendragssträcka. Garner 1997 anger istället 50 punkter per lokal. Antalet punkter är dock som vanligt beroende av fisktäthet, antal arter, sjöns/vattendragets storlek och vad punkterna skall representera. En vanlig rekommendation vid punktviss elfiske i vattendrag är att provta en punkt var 100 m² inom varje provtagningslokal och 25-50 punkter per vattendragssträcka. I större sjöar och vattendrag behövs dock fler punkter.

Gemensamt för bägge metoderna var att fördelningen av provpunkterna på olika djup och vindexponering medförde att flera av provpunkterna uppvisade nollfångst av förekommande arter. Detta mönster beror till stor del på att många fiskarter är aggregerade i vissa områden och att de har ett utpräglat stimbeteende. Detta ska dock inte enbart ses som ett problem utan även en indikation på att vi fångat upp hela gradienten i dessa arters utbredning.

Arbetsåtgången var relativt likartad med de två metoderna. Ett båtlag hann med cirka 20 provpunkter per dag oavsett metod. Tidsåtgången för elfiske skulle dock kunna minskas en hel del om man inte behövde kartera vegetationen med en dykare. Eftersom det rekommenderas att man hämtar sjunkande fisk på botten i fallet med undervattensdetonationer så finns där inte samma möjligheter till tidsbesparing (Snickars m.fl. 2007). För bägge metoderna gäller att kortare gångtid med båt mellan provtagningspunkterna skulle kunna öka antalet prover per tidsenhet.

Jämförelse mellan metoder – art- och storleksselektivitet

Art- och storleksselektiviteten skiljde sig mellan metoderna. Fler arter fångades med de små detonationerna än i elfisket. Variationen mellan provtagningspunkter var högre i punktelfisket där det också krävdes fler provtagningar för att uppnå en mättnad i antal observerade arter. Det kan delvis bero på att elfisket inte var effektivt på större djup och för bottennära fiskarter som till exempel gers men också på att både den totala provtagningsytan samt den effektiva provtagningsytan per punkt är mindre vilket minskar sannolikheten för att fånga en art. En avgörande faktor som begränsade effektiviteten i elfisket var räckvidden på staven. En annan viktig faktor är elektrodstorleken, med mindre elektrod skulle man kunna höja fångsteffektiviteten för mindre fiskar som t. ex. yngel. Trots dessa problem var den uppskattade fisktätheten högre för vissa av de arter som fångades i elfisket (särskilt benlöja). Skillnaden i skattad fisktäthet beror sannolikt på att det kan finnas generella brister i skattningen av effektradie på grund av att det ibland är svårt att ta hänsyn till de specifika förhållandena på en enskild lokal. Den finns också en risk att man underskattar provtagningsytans storlek i punktelfisket. Med en elfiskestav med kort räckvidd och en båt som rör sig samtidigt som fisken inom provtagningsytan också rör sig är det lätt hänt att den faktiska provtagningsytan blir högre än den beräknade. Detta skulle kunna förklara de något högre tätheterna i punktelfisket.

Små undervattensdetonationer tycktes också täcka ett betydligt bredare storleksintervall. Detta är något motsägelsefullt med tanke på att elfiske normalt selekterar för större fiskar och undervattensdetonationer för mindre fiskar. En viktig förklaring till denna skillnad är att räckvidden med den korta elfiskestaven som vi använde var relativt liten. Detta innebär att skrämseffekten från båten eventuellt kan skilja sig mellan metoderna. Vid punktelfiske sker provtagningen mycket nära båten (1-2 m avstånd) i jämförelse med undervattensdetonationerna (6-10 m avstånd).

Jämförelse med strandelfiske

Tyvärr fanns inte möjlighet att genomföra strandelfisken där man vadar längs stränderna trots att detta planerades från början. Anledningen till att det inte gick att genomföra denna del av studien var att i stort sett samtliga platser med långgrunda, vadbara miljöer i det undersökta området var täckta med mycket täta vass- eller näckrosbälten. Erfarenheter från andra studier (Fischer & Eckmann, 1997; Nilsson & Sjöstrand 2012) tyder dock på att elfiske i den absoluta strandzonen, förutsatt att det finns gott om vadbara miljöer kan vara en effektiv och användbar metod. Strandelfiske i sjöar är ingen standardiserad provtagningsmetod men en del resultat har likväl rapporterats från tidigare studier. Vissa intressanta skillnader finns om man jämför med våra resultat. Nattaktiva arter som lake, nissöga och i viss mån ål som gömmer sig bland stenar eller gräver ned sig är ofta vanliga inslag i fångsten vid strandelfisken. Dessa saknades helt och hållet i vår studie trots att samtliga arter förekommer i Väneren. På grund av att strandelfiske inte kunde testas så är det dock svårt att säga om avsaknaden av dessa arter

beror på att de inte fångas med de testade metoderna eller för att de är ovanliga i det undersökta området. Att testa de två metoderna under kvällen eller natten hade därför varit intressant för att se om man på så vis kunde öka andelen nattaktiva arter (se t. ex. Janac & Jurajda, 2007).



Vissa arter som på bilden gädda, kvicknar till efter en stund och kan återutsättas.

Sällsynt förekommande arter

Tre arter som vi förväntat oss högre fångster av var gädda, gös och storspigg. Ytligt betraktat förefaller Rackeby skärgårds stora grundområden med rik undervattensvegetation och vidsträckta vass- och näckrosbälten vara gynnsamma miljöer för uppväxande gädda. Eftersom gädda normalt fångas utan problem med de undersökta metoderna (Snickars m. fl. 2007; Sutela m. fl. 2004) är vår bedömning att det var låg täthet av gädda i de undersökta miljöerna, det vill säga låg fångst berodde inte på brister i metoderna. Om det funnits möjlighet att genomföra strandelfiske som planerat hade det möjligtvis funnits en chans att få större fångster av gäddyngel som ofta finns på nästan stövel djupt vatten längs stränderna. De inre delarna av studieområdet är ett fredningsområde för gös under våren och särskilt området innanför Skarefjorden, Kävelstocken, är ett känt lekområde för gös. Trots detta fångades inte ett enda gösyngel med någon av metoderna. Undervattensdetonationer har i liknande studier i Östersjön och även i Storsjön utanför Sandviken visat sig fungera väl för provtagning av ung gös (Ljunggren, 2010; Bergström m. fl. 2011). Därför är vår slutsats att det inte förekom särskilt mycket gös i området. De inre delarna av Rackeby skärgård har visserligen de näringsrika förhållanden som karaktäriserar gösens lek- och uppväxtmiljöer (Bergström m. fl. 2011, Sonesten 1991; Gunnartz m. fl. 2011) men det kan potentiellt vara något för grunt och för stort inslag av vegetation på de platser som undersöktes för att de verkligen ska passa ung gös. Storspigg är ofta dominerande art i liknande undersökningar längs ostkusten. I motsvarande studier i Bottenviken, Bottenhavet och Östersjön kan spigg utgöra en mycket stor andel av yngelsamhället (Ljunggren m. fl. 2010). Med detta som bakgrund är det

anmärkningsvärt att endast en individ fångades totalt i vår undersökning i Vänern. Tätheten av storspigg skattas även i de årliga ekolodsundersökningarna i Vänern (Axenrot, 2011). Storspigg förekommer sporadiskt i den fria vattenmassan men tätheten är betydligt lägre än i Vättern, Mälaren och Östersjön. Låga tätheter i fångsten behöver således inte spegla problem med de testade metoderna utan ska snarare tolkas som att arten är fåtalig i Vänern relativt andra större sjöar och kustområden.

Habitatval

De fiskar som förekommer i strandzonen har en varierande livshistoria. Vissa arter reproducerar sig, växer upp i och stannar i strandzonen under hela sitt liv medan andra arter enbart spenderar ett kortare stadium i livet nära strandzonen. Flera arter som t. ex. abborre leker på grunt vatten, när larverna kläcks så simmar de snabbt upp mot ytan och söker sig därefter ut i den fria vattenmassan där de stannar en tid för att sedan i samband med att de genomgår metamorfos (d.v.s. när de börjar se ut som vuxna fiskar) återvända till grunda strandnära områden (Urho, 2002). Vår studie förlades till början av augusti just för att larverna skulle hinna genomgå metamorfos och återvända till stränderna. Det fanns en del generella mönster i artförekomst och utbredning. Karpfiskar som braxen, björkna, sarv och mört förekom främst i de innersta och mest näringsrika delarna. Abborre och gers var istället mer jämnt spridda i skärgårdsgradienten. Detta är i stort vad som kunde förväntas och överensstämmer också väl med fördelningen av arter i provfiskena med nät i motsvarande skärgårdsgradient (Andersson & Sandström, 2011). De miljöfaktorer som hade störst betydelse för artsammansättningen var täckningsgrad av vegetation, bottensubstrat och siktförhållanden. Resultaten överensstämmer relativt väl med de mönster som brukar finnas i motsvarande studier i Östersjön. Vegetationen antogs på förhand vara en viktig parameter särskilt mot bakgrund av eventuella förändringar orsakade av ändrad reglering. Årsyngel av karpfiskarna mört, braxen, björkna, sarv och benlöja var tydligt associerade till vissa typer av vegetation. Kantzoner i närheten av täta bälten av näckrosor, vass, slinge- och nateväxter var de mest gynnsamma miljöerna för dessa arter. Samtliga dessa växter är långsträckta arter som växer från botten upp till ytan och som därmed erbjuder ett bra skydd från predatorer. Att just karpfiskarna verkade vara mest beroende av vegetationen kan bero på att de är mer känsliga för predation än andra arter (Persson & Eklöv 1995) men även eventuellt på att deras viktigaste bytesdjur, djurplankton, också gömmer sig i närheten av vegetationen under dagarna (Meerhoff, 2006).

Tillämpningsområden

Kunskap om grunda vattenmiljöers artdiversitet och deras betydelse för fiskars lek och uppväxt har många viktiga tillämpningsområden. Känner man till var de viktigaste och mest känsliga miljöerna finns så kan denna information användas för att på ett bättre sätt balansera nyttjande mot bevarande inom fysisk planering. Informationen kan också användas inom regleringen av fisket. På basis av våra resultat från Rackeby skärgård var det möjligt att skapa kartor över de vanligast förekommande arternas utbredning med hjälp av kriging (Figur 11 och 12). Kriging är en geostatistisk metod där man med hjälp av interpolering av punktvisa kartdata kan skapa heltäckande kartor över utbredning. Ett annat alternativ hade varit att skapa utbredningskartor baserade på statistiska samband mellan fångsten och viktiga miljövariabler som till exempel djup och siktdjup och därefter extrapolera dessa statistiska modeller till kartprediktioner (Sundblad m. fl. 2009). För att detta ska vara möjligt krävs heltäckande och högupplösta kartor över de viktigaste miljövariablerna. Detta saknas i dag helt för Vänern. Visserligen finns en djupkarta men den har så låg upplösning och precision i

de strandnära områdena långt från farleder att den inte kan användas för modellering. I dagsläget pågår ett utvecklingsprojekt där man testar möjligheten att använda satellitbilder för att skapa högupplösta kartor över mängden klorofyll i olika delar av Vänern (Petra Philipsson personlig kommentar). Om detta projekt faller väl ut finns möjlighet att använda dessa kartor som verktyg i rumslig modellering av uppväxtområden för fisk.



Räkning och artbestämning av fångsten. Notera det täta näckrosbältet i bakgrunden.

Kvantitativa data som beskriver fiskbiomassa i olika delar av Vänern kan också användas i olika typer av ekosystemmodeller (Hart m. fl. 2008). Just kvantitativa data saknas ofta för viktiga organismgrupper som till exempel fiskar. Resultaten från denna studie ger således möjligheter till mer fördjupade studier av födovävsinteraktioner på strandnära områden i Vänern. De erhållna skattningarna av fiskbiomassa per ytenhet var något högre än motsvarande skattningar för Vänerns pelagiska områden (Axenrot, 2011). Vanligtvis är den sammanlagda biomassan per ytenhet av de mest allmänt förekommande arterna i liknande storleksintervall (nors och siklöja) kring 1-2 g/m² i pelagialen att jämföra med 6-20 g/m² i de undersökta grundområdena i Rackeby skärgård. Grunda strandnära områden är dock sannolikt mer produktiva genom att de är näringsrikare, varmare och erbjuder små fiskar bättre skydd från predatorer.

Då det inte finns någon egentlig referens att jämföra med är det svårt att med säkerhet bedöma hur rekryteringen hos olika arter utfallit under undersökningsåret. Årsyngel av abborre förekom dock i mycket höga tätheter i parallella undersökningar längs Östersjökusten under 2011 (Ulf Bergström personlig kommentar) vilket tyder på att denna sommars årskull varit osedvanligt stark.

Slutsatser

En viktig bakgrund till studien var den pågående förändringen i Vänerns regleringsregim. Förhoppningen var att någon av metoderna skulle visa sig användbar för fortsatta studier av hur fisk som nyttjar grunda miljöer i Vänern kan påverkas av en förändrad reglering. Mot bakgrund av de förutsättningar som fanns i föreliggande studie förefaller därför små undervattensdetonationer vara den lämpligaste metoden för provtagning av yngel på grunt vatten i djupintervallet 0,4-4,0 meter.

Små undervattensdetonationer kan ge en del kompletterande information som inte kan fås i ett traditionellt nätprovfiske. Dels fångades ”nya” småväxta arter, i vårt fall storspigg och elritsa, och dels så får man en bättre uppfattning om täthet, förekomst, storleksfördelning och habitatval hos årsynglen. Små undervattensdetonationer kan således vara ett potentiellt komplement till konventionella nätprovfisken. Metoden förefaller bättre lämpad för att undersöka olika arters habitatval och utbredning än för studier av långtidsförändringar. Det finns dock en möjlighet att öka precisionen och därmed möjligheten att följa förändringar över tid genom att öka laddningsstyrkan och därmed ytan man provtar samt genom att effektivisera provtagningen och på så vis hinna fler provpunkter per dag. Effektivisering kan ske genom att t. ex. minska ambitionsnivån på habitatkarteringarna och/eller att planera undersökningen så att man minskar gångtiden med båt. Vår bedömning är också att metoden potentiellt bör ha en god reproducerbarhet, d.v.s. metoden kan användas av olika utförare utan att det påverkar resultatet nämnvärt. Det ska dock påpekas att metoden trots sin enkelhet kräver stor aktsamhet vid utförandet och särskild utbildning.

Elfisket fungerade något sämre men kan ändå ha en viss potential, särskilt om man har möjlighet att öka antalet provtagningspunkter. Även om antalet ansträngningar kan ökas förefaller punktelfiske inte som en lämplig metod för långtidsövervakning förutsatt att man inte kan öka fångsteffektiviteten väsentligt. Viktiga parametrar vid punktelfiske som skulle kunna öka fångsteffektiviteten är användning av längre elfiskestav och en mindre diameter på anodringen. Precis som med små undervattensdetonationer rekommenderas att man är vaksam och försiktig vid provtagningen för att undvika att skrämma fiskar. En annan likhet med detonationerna är att elfiske av säkerhetsskäl kräver försiktighet vid genomförandet och särskild utbildning. Möjligheterna att använda strandelfiske bör undersökas mer utförligt. Särskilt bör man undersöka andelen habitat med vadbara djup i mer detalj på fler platser i Vänern. Detta var en mycket begränsande faktor i denna studie.

Slutord

Denna studie har utvärderat två för svenska sötvatten oprövade provtagningsmetoder och gett värdefulla underlag som i) kan ge information om dynamiken hos de rika grundområdena i Sveriges största sjö, ii) bidra till fysisk planering samt iii) möjliggöra en bedömning av effekten av långsiktiga processer som exempelvis klimatförändringar och förändrad reglering.

5. Tack!

Stort tack till Christoffer Jansson som förtjänstfullt hjälpte till med förberedelser och fältarbete under sin praktik. Erik Degerman bistod med mycket värdefulla bidrag i planeringsskedet. Tack också till Fredrik Nilsson och Adam Ludvigsson på Länsstyrelsen Västra Götaland, samt Sara Peilot och Agneta Christensen på Vänerens Vattenvårdsförbund. Yrkesfiskarena på Kållandsö (Freddie och Anders!) gav oss hjälp, båtplats och hyrde ut en bra båt. Ulf Bergström, Peter Karås, Anders Adill och Didzis Ustups på Kustlaboratoriet i Öregrund hjälpte till med förberedelsearbetet. Rapporten granskades av Ulf Bergström, Sara Peilot och Fredrik Nilsson. Konstruktiva kommentarer på tidigare utkast av rapporten fick vi av Göran Sundblad och Kerstin Holmgren.

6. Referenser

- Andersson M. & A. Sandström. 2011. Provfisken i Vänern 2009-2010. Vänerns vattenvårdsförbund Rapport nr 65. 44 sidor.
- Axenrot T. 2011. Nors och siklöja. I: "Vänern - Årsskrift 2011". Vänerns vattenvårdsförbund Rapport nr 66. Sid 56-61-12. ISSN 1403-6134
- Berglundh, M., 2004. Population regulation in a coastal perch in the Gulf of Bothnia. Examensarbete, SLU Umeå, 31 s.
- Bergström, U., Sundblad, G. & A. Sandström, 2007. Kartor över fiskrekryteringsområden – ett viktigt underlag för kustfiskövervakningen. Rapport till Naturvårdsverket, 13 s. Fiskeriverkets Kustlaboratorium.
- Bergström, U., Bergström, L., Carlén I. & M. Isæus 2011. GIS-baserade metoder för att kartlägga fiskars livsmiljöer i grunda havsområden. Naturvårdsverket Rapport 6427, 73 sidor.
- Blondel, J., Ferry, C. & B. Frochot. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des revelés d'avifaune par stations d'ecoute. (A method of point abundance sampling (PAS) or of sampling avifauna using listening stations). *Alauda* 38: 55-71.
- Brosse, S., Gabas, S., Cever, K. & S. Lek. 1999. Comparison of two point abundance sampling methods to assess young roach (*Rutilus rutilus* L.) microhabitat in the littoral zone of lake Pareloup (France). *Annls Limnol.* 35: 199-204.
- Byström P. 2006. Recruitment pulses induce cannibalistic giants in Arctic char. *Journal of Animal Ecology* 75, 434-444.
- Casselman J. & Lewis, C. 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* Vol. 53, Suppl. 1: 161-174.
- Christman, M. C. 1997. Efficiency of some sampling designs for spatially structured populations. *Environmetrics* 8, 145-166.
- Christensen, A. Lidholm N. & J. Johansson 2007. Växter och djur i Vänern. Rapport nr 44. Vänerns vattenvårdsförbund.
- Clark, S. J., Jackson, J. R., & S. E. Lochmann, 2007. A Comparison of Shoreline Seines with Fyke Nets for Sampling Littoral Fish Communities in Floodplain Lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 27:2, 676-680.
- Colwell, R. K., C. X. Mao, & J. Chang, 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85, 2717-2727.
- Copp, G. H. & P. Garner. 1995. Evaluating microhabitat use of fish larvae and juveniles with Point Abundance Sampling. *Folia Zool.* 44: 145-158.

- Copp, G. H. & M. Penáz. 1988. Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169: 209-224.
- Copp, G. H. 1989. Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. *Aquacult. Fish. Manage.* 20: 453-462.
- Copp, G. H. 1990. Recognition of cohorts and growth of larval and juvenile roach *Rutilus rutilus* (L.) using size-class ordination of developmental steps. *J. Fish Biol.* 36: 803-819.
- Copp, G. H. 1992. An empirical model for predicting microhabitat of 0+ juvenile fishes in a lowland river catchment. *Oecologia* 91: 338-345.
- Copp, G. H., Guti, G., Rovný & J Cerný. 1994. Hierarchical analysis of habitat use by 0+ juvenile fish in Hungarian/Slovak flood plain of the Danube River. *Environm. Biol. Fishes* 40: 329-348.
- Cuinat, R. 1967. Contribution to the study of physical parameters in electrical fishing in rivers with direct current. p 131-173 In: *Fishing with electricity, Its application to Biology and Management.* (Vibert, R. (ed)), FAO, Fishing News Books Ltd, Surrey, UK.
- Degerman, E., Pihl, L. Rosenberg, R., Lagenfelt, I., Thörnelöf, E. & M. Ulmestrand, 1986. Fisk och kräftdjur på grunda bottnar från Bohuslän till Blekinge. Naturvårdsverket Rapport 3082, 36 sidor.
- Degerman, E. & B. Sers, 1999. Elfiske. Standardiserat elfiske och praktiska tips med betoning på säkerhet såväl för fisk som för fiskare. *Fiskeriverket Information* 1999:3, 69 s.
- Finsberg, C. 2012. Förändringar av strandvegetationen vid Väneren - effekter av nedisningen vårvintern 2011. Stråkviss inventering 2011. Vänerens vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 67.
- Freeman, B. J., H. S. Greening, and J. D. Oliver. 1984. Comparison of three methods for sampling fishes and macroinvertebrates in a vegetated freshwater wetland. *Journal of Freshwater Ecology* 2:603-610.
- Fischer & P. & R. Eckmann 1997. Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Archiv für Hydrobiologie* 140, 91-116.
- Garner, P. 1997. Habitat use by 0+ cyprinid fish in the river Great Ouse, East Anglia. *Freshw. Forum* 8: 2-27.
- Garner, P. 2006. Suitability indices for juvenile 0+ roach (*Rutilus rutilus* L.) using point abundance sampling data. *Regulated Rivers Research & Management* 10: 99-104.
- Gunnartz U., Lif M., Lindberg P., Ljunggren L., Sandström A. & Sundblad G. 2011: Kartläggning av lekgränder för kommersiella fiskarter längs den svenska ostkusten – en intervjustudie. *Finns* 2011:3, 41s.

- Hart, P. J.B. Reynolds, D & D. Pauly 2008. Ecosystem Models. Chapter 10 in Handbook of Fish Biology and Fisheries, Volume 2.
- Hurley, T. 2008. A survey of muskellunge nursery habitat: The implications of water level decline. Senior Honours Thesis, McMaster University, Biology Department, 45 p.
- Janáč, M. & P. Jurajda, 2007. A comparison of Point Abundance and Continuous Sampling by Electrofishing for age 0 Fish in a Channelized Lowland River. N. Amer. J. Fish. Manage. 27: 1119-1125.
- Jurajda, P., Janac, M., White, S. M. & M. Ondracková. 2009. Small – but not easy: Evaluation of sampling methods in floodplain lakes including whole-lake sampling. Fisheries Research 96: 102-108.
- Kallasvou M., Salonen, M., Lappalainen, A. 2010. Does the zooplankton availability limit the larval habitats of pike in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 86:148-156.
- Kubecka, J., 1993. Night inshore migration and capture of adult fish by shore seining. Aquaculture and Fisheries Management, 24.
- Lappalainen, A. & L. Urho, 2006. Young-of-the-year fish species composition in small coastal bays in the northern Baltic Sea, surveyed with beach seine and small underwater detonations. Boreal Environment Research 11:431-440.
- Lewin, W-C., Okun, N. & T. Mehner. 2004. Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. Freshw. Biol. 49: 410-424.
- Ljunggren, L., Sandström, A., Bergström, U., Mattila, J., Lappalainen, A., Johansson, G., Sundblad, G., Casini, M., Kaljuste, O., and Eriksson, B. K. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. – ICES Journal of Marine Science, 67: 1587–1595.
- Meerhoff, M. 2006. The structuring role of macrophytes on trophic dynamics in shallow lakes under a climate-warming scenario. PhD-thesis, Department of Freshwater Ecology National Environmental Research Institute, Department of Biological Sciences, University of Aarhus.
- Millar, R.B. and Fryer, R.J. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, trap, nets and hooks. Reviews in Fish Biology and Fisheries. **9**: 89-116.
- Nilsson N. & Sjöstrand P. 2012. Elfiske i sjöars strandzon. Rapport Länsstyrelsen i Skåne län, 60 sidor.
- Nelva, A., Persat, H. & D. Chessel. 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans le grand cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. C.R. Acad. Sci. III, Paris. 289 (D): 1295-1298.

- Novotny, D. W. 1990. Electric fishing apparatus and electric fields. p 34-87, **In:** Fishing with electricity. Applications in freshwater fisheries management. I.G. Cowx and P. Lamarque (Eds). Fishing News Books, Surrey, UK.
- Nunn, A. D., Copp, G. H., Vilizzi, L. & M. G. Carter 2010. Seasonal and diel patterns in the migrations of fishes between a river and a floodplain tributary. *Ecol. Freshw. Fish* 19: 153-162.
- Perrow, M. R., Jowitt, J. D., G. L. Zambrano, 1996. Sampling fish communities in shallow lowland lakes: point-sample electric fishing vs electric fishing within stop nets. *Fish. Manage. Ecol.* 3: 303-313.
- Persat, H. & G. H. Copp, 1990. Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. p. 197-209, *In:* Developments in Electric Fishing, I. G. Cowx (Ed.). Kluwer, Amsterdam.
- Persson L. & P. Eklöv 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76: 70-81.
- Pihl, L. & R. Rosenberg, 1982. Production, abundance, and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. *J. Exp. Mar. Biol. & Ecol.* 57:273-301.
- Pihl, L. & H. Wennhage, 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology.* 61 s. 148-166.
- Prchalova, M., Kubečka, J., Řiha, M., Litvin, R., Čech, M., Frouzova, J., Hladík, M., Hohašová, E., Peterka, J., Vašek, M., 2008. Overestimation of percid fishes (Percidae) in gillnet sampling. *Fisheries Research* 91, 79–87.
- Prchalova, M., Kubečka, J., Řiha, M., Mrkvíčka, T., Vašek, M., Juřá, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Draštit, V., Křížek, J., 2009a. Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research* 96, 51–57.
- Prchalova, M., Kubečka, J., Čech, M., Frouzova, J., Draštit, V., Hohašová, E., Juřá, T., Kratochvíl, M., Matěna, J., Peterka, J., Řiha, M., Tušer, M., Vašek, M., 2009b. The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 18, 247–260.
- Reid, S. M. & N. E. Mandrak, 2009. Lake Erie beaches: diel variation in fish assemblage structure and implications for monitoring. *Hydrobiologia* 618:1, 139-148
- Regis, J., Pattee E. & J. D. Lebreton, 2008. A new method for evaluating the efficiency of electric fishing. *Archiv für Hydrobiologie* 93: 68-82.
- Řiha, M. et al., 2008. Dependency of beach seine efficiency on net length and diel period. *Aquatic Living Resources* 21:411-418.

- Rudstam, L.G., Magnuson, J.J. and Tonn, W.M. 1984. Size selectivity of passive fishing gear: A correction for encountering probability applied to gill nets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 1252-1255.
- Sandström, A. & P. Karås, 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environmental Biology of Fishes* 63:89-101.
- Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isaeus, M. & Schreiber, H. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio* 34(2): 125-130.
- Scharf, W. R., Heerman, L. König, U. & J. Borchering. 2009. Development of abundance and size structure of young-of-the-year perch populations using three methods. *Fisheries Research* 96: 77-87.
- Scholten, M., 2003. Efficiency of point abundance sampling by electro-fishing modified for short fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 265-277.
- Snickars, M., A. Sandström, A. Lappalainen & J. Mattila. 2007. Evaluation of low impact pressure waves as a quantitative sampling method for small fish in shallow water. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 343: 138-147.
- Snickars M., Sandström A., Lappalainen A., Mattila J., Rosqvist K. & Urho L. 2009. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: the relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 81, 247-256.
- Snickars M, Sundblad G, Sandström A, Ljunggren L, Bergström U, Johansson G, Mattila J 2010. Habitat selectivity of a substrate spawning fish - modelling requirements of the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series (MEPS)* 398: 235-243.
- Sonesten, L. 1991. Gösens biologi. Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm 89 sidor.
- Ståhl, J., Pihl, L. & H. Wennhage, 2006. Food utilisation by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: inference for identification of essential fish habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 71 (3-4): 593-607.
- Sundblad G., Härmä, M., Lappalainen, A., Urho, L., & U. Bergström 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83: 90-96.
- Sundblad G, Bergström U, Sandström A. 2011: Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 48:112-120

- Sutela T. Rask, M. Vehanen T. & A. Westermarck 2008. Comparison of electrofishing and NORDIC gillnets for sampling littoral fish in lakes. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 13: 215-220.
- Tolonen, K., Holopainen I., Hämäläinen H., M. Rahkola-Sorsa, P. Ylöstalo, K. Mikkonen & J. Karjalainen. 2005. Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables. *Biodiversity and Conservation* 14: 961–980,
- Urho, L. 2002. The importance of larvae and nursery areas for fish production. PhD-thesis, University of Helsinki.
- Vilizzi, L. & G. H. Copp. 2008. Diel densities of young-of-the-year fishes in the River Lee (Hertfordshire) over a 24-hour period in late summer. *The London Naturalist* No 87: 113-117.
- Wennhage, H., Gibson, R.N. & L. Robb, 1997. The use of drop traps to estimate the efficiency of two beam trawls commonly used for sampling juvenile flatfishes. *J. Fish Biol.* 51:441-445.
- Zuur, Alain F., Ieno, Elena N., Smith & M. Graham 2007. *Analyzing ecological data.* Springer Verlag, 672 p.

7. Bilaga

Bilaga - Tabell 1. Förekomst, täckningsgrad* och maximal djuputbredning hos de arter av växter/kransalger som påträffades i samband med dykinventeringar på provpunkter där fiskyngel samlades in. *Täckningsgraden avser hela provtagningsytan för fisk, ett område med en radie av cirka 3 meter.

Artnamn	Typ	täckningsgrad (%, medel)	förekomst (%)	max djup (m)
Nymphaea alba - Vit näckros	Emers	6,0	16	2,3
Phragmites australis - Bladvass	Emers	4,9	33	2,7
Myriophyllum alterniflorum - Hårslinga	Långskotts	3,0	26	2,1
Potamogeton perfoliatus - Ålnate	Långskotts	3,0	22	2,4
Isoetes lacustris - Styvt braxengräs	Kortskotts	2,8	19	2,3
Persicaria amphibia - Vattenpilört	Långskotts	0,7	4	1,9
Ranunculus circinatus - Hjulbladsmöja	Långskotts	0,7	1	2,1
Nuphar lutea - Gul näckros	Emers	0,7	4	1,9
Sparganium sp. - Igelknoppar	Långskotts	0,5	7	2,3
Potamogeton natans - Gäddnate	Långskotts	0,5	5	2,3
Elodea canadensis - Vattenpest	Kortskotts	0,3	2	2,3
Myriophyllum spicatum - Axslinga	Långskotts	0,3	7	2,1
Eleocharis acicularis - Nålsäv	Kortskotts	0,2	2	2,3
Ceratophyllum demersum - Hornsärv	Långskotts	0,2	6	2,1
Lobelia dortmanna - Notblomster	Kortskotts	0,1	4	1,1
Schoenoplectus lacustris - Kolsäv	Emers	0,1	3	1
Nitella ophaca/flexilis - Matt/glansslinke	Kortskotts	0,0	1	3,5
Chara virgata - Papillsträfs	Kortskotts	0,0	1	0,6
Potamogeton crassus - Krusnate	Långskotts	0,0	1	0,7
Potamogeton sp. -nate	Kortskotts	0,0	1	1,6
Sagittaria sagittifolia - Pilblad	Långskotts	0,0	1	0,4
Subularia aquatica - Sylört	Kortskotts	0,0	1	0,6
Plantago uniflora - Strandpryl	Kortskotts	0,0	1	2,1

Bilaga - Tabell 2. Antal provpunkter med förekomst, fångstfrekvens (%förekomst), täthet och biomassa per ytenhet hos olika fiskarter i Rackeby skärgård, Kållandsö, Vänern. SD=standardavvikelse räknat på antal, CV %= variationskoefficient, TL= totallängd i mm. CV beräknades på följande vis:
 $CV = (1 + 1/(4 \times n)) \times (SD / \text{medelvärde}) \times 100$.

Små detonationer (0,4-3 m)

Artnamn	N provpunkter	% förekomst	antal/m ²	g/m ²	SD	CV %	TL max	TL min
Abborre	53	54,5	1,3	2,7	2,8	216	208	18
Benlöja	13	13,1	0,1	0,2	0,9	574	142	16
Braxen/björkna	13	13,1	0,2	0,2	0,9	586	225	25
Elritsa	2	2,0	0,0	0,0			58	25
Gers	24	25,3	0,1	0,2	0,2	256	111	18
Gädda	2	2,0	0,0	0,3			147	205
Mört	36	36,4	0,8	2,5	2,6	320	148	23
Nors	2	2,0	0,1	0,1			55	22
Sarv	1	1,0	<0,1	<0,1			114	120
Storspigg	1	1,0	0,0	0,0			14	14

Elfiske (0,4-2,5 m)

Artnamn	N provpunkter	% förekomst	antal/ m ²	g/m ²	SD	CV %	TL max	TL min
Abborre	18	21,2	2,5	2,8	11,7	477	113	30
Benlöja	5	5,9	4,8	1,3	20,2	427	95	12
Braxen/björkna	1	1,2	0,0	0,0			26	26
Elritsa	0	0,0	0,0	0,0				
Gers	0	0,0	0,0	0,0				
Gädda	1	1,2	0,0	4,4			440	440
Mört	6	7,1	3,3	6,3	12,2	365	168	22
Nors	0	0,0	0,0	0,0				
Sarv	2	2,4	0,5	0,5			110	24
Storspigg	0	0,0	0,0	0,0				

Nätprovfiske (1,5-3 m)

Artnamn	N provpunkter	% förekomst	antal/ nät	g/nät	SD	CV %
Abborre	8	100,0	28,8	1508	22,3	78
Benlöja	4	62,5	1,5	95	2,5	168
Braxen/björkna	7	87,5	32,0	1013,1	37,0	116
Elritsa	0	0,0	0,0	0,0		
Gers	8	100,0	9,5	50,8	13,5	142
Gädda	2	25	0,1	4,4		
Mört	8	100,0	127,5	2688,0	49,9	39
Nors	1	12,5	0,1	0,9		
Sarv	2	25,0	2,3	239,3		
Storspigg	0	0,0	0,0	0,0		

Små detonationer (3-6 m)

Artnamn	N provpunkter	% förekomst	antal/ m ²	g/m ²	SD	CV %	TL max	TL min
Abborre	1	12,5	0,0	0,0			53	53
Benlöja	0	0,0	0,0	0,0				
Braxen/björkna	0	0,0	0,0	0,0				
Elritsa	0	0,0	0,0	0,0				
Gers	1	12,5	0,0	0,0			35	34
Gädda	0	0,0	0,0	0,0				
Mört	0	0,0	0,0	0,0				
Nors	3	37,5	9,8	1,6	13,6	1389	55	25
Sarv	0	0,0	0,0	0,0				
Storspigg	0	0,0	0,0	0,0				

Nätprovfiske (3-6 m)

Artnamn	N stationer	% förekomst	antal per nät	g/ nät	SD	CV %
Abborre	8	100	85,5	2134	66,0	77,4
Benlöja	0	0	0,0	0,0		
Braxen/björkna	7	88	30,0	957	37,0	123,7
Elritsa	0	0	0,0	0,0		
Gers	8	100	19,0	76	12,0	63,3
Gädda	0	0	0,0	0,0		
Mört	8	100	121,0	2323	87,0	72,1
Nors	0	0	0,0	0,0		
Sarv	1	13	0,1	19		
Storspigg	0	0	0,0	0,0		

Bilaga - tabell 3. Förekomst av olika fiskarter i tre olika fångstmetoder i Rackeby skärgård, Vänern 2010-2011.

Artnamn	Detonationer	Elfiske	Nätprovfiske 2010	Nätprovfiske 2011
Abborre	Ja	Ja	Ja	Ja
Benlöja	Ja	Ja	Ja	Ja
Braxen/björkna	Ja	Ja	Ja	Ja
Elritsa	Ja	Nej	Nej	Nej
Gers	Ja	Ja	Ja	Ja
Gädda	Ja	Ja	Ja	Ja
Gös	Nej	Nej	Nej	Ja
Mört	Ja	Ja	Ja	Ja
Nors	Ja	Nej	Ja	Nej
Sarv	Ja	Ja	Ja	Ja
Stensimpa	Nej	Nej	Ja	Nej
Sutare	Nej	Nej	Ja	Nej
Storspigg	Ja	Nej	Nej	Nej

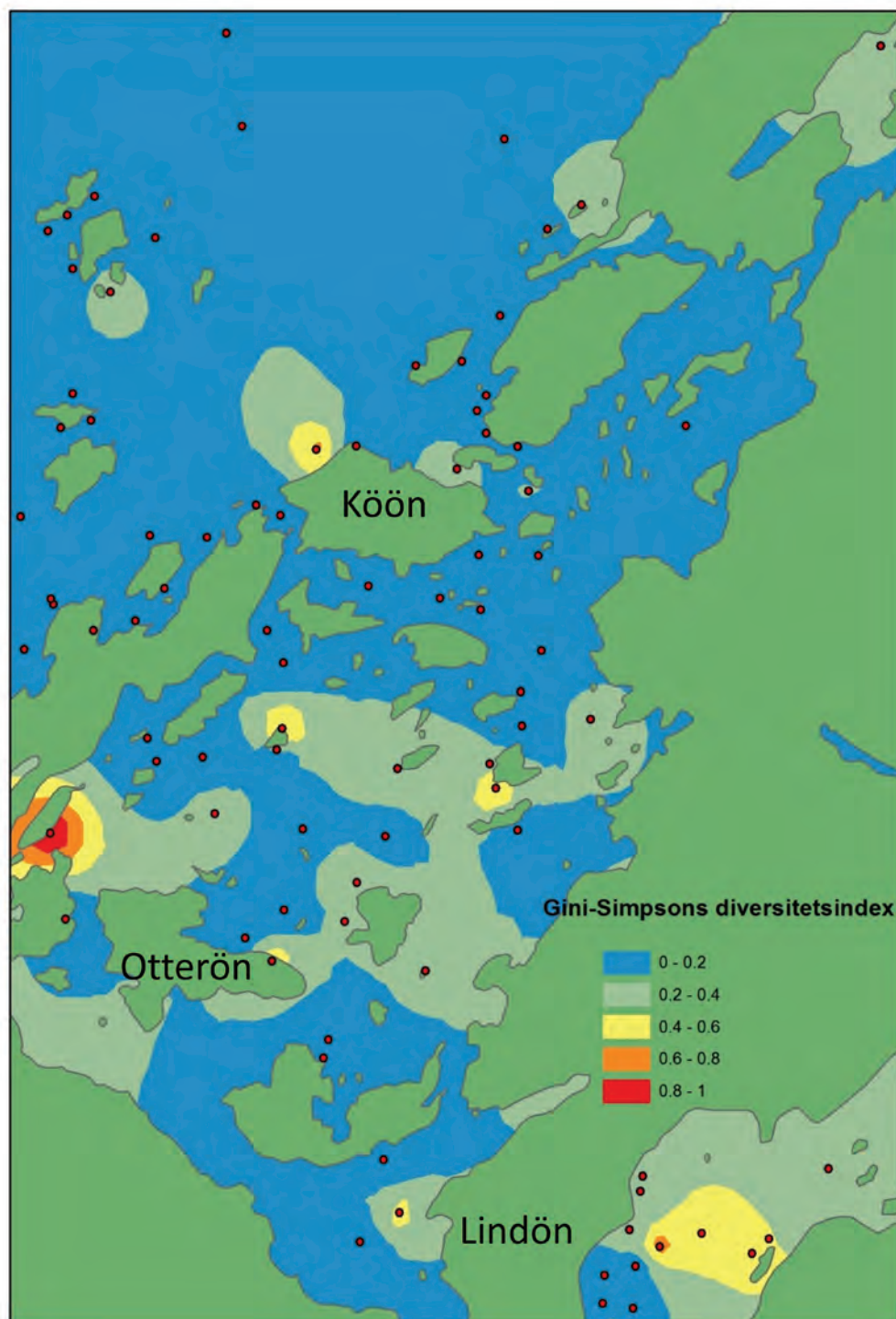
Bilaga – tabell 4. Procentuell artfördelning i fångsten med de tre olika metoderna baserat på biomassa och antal.

% av biomassa

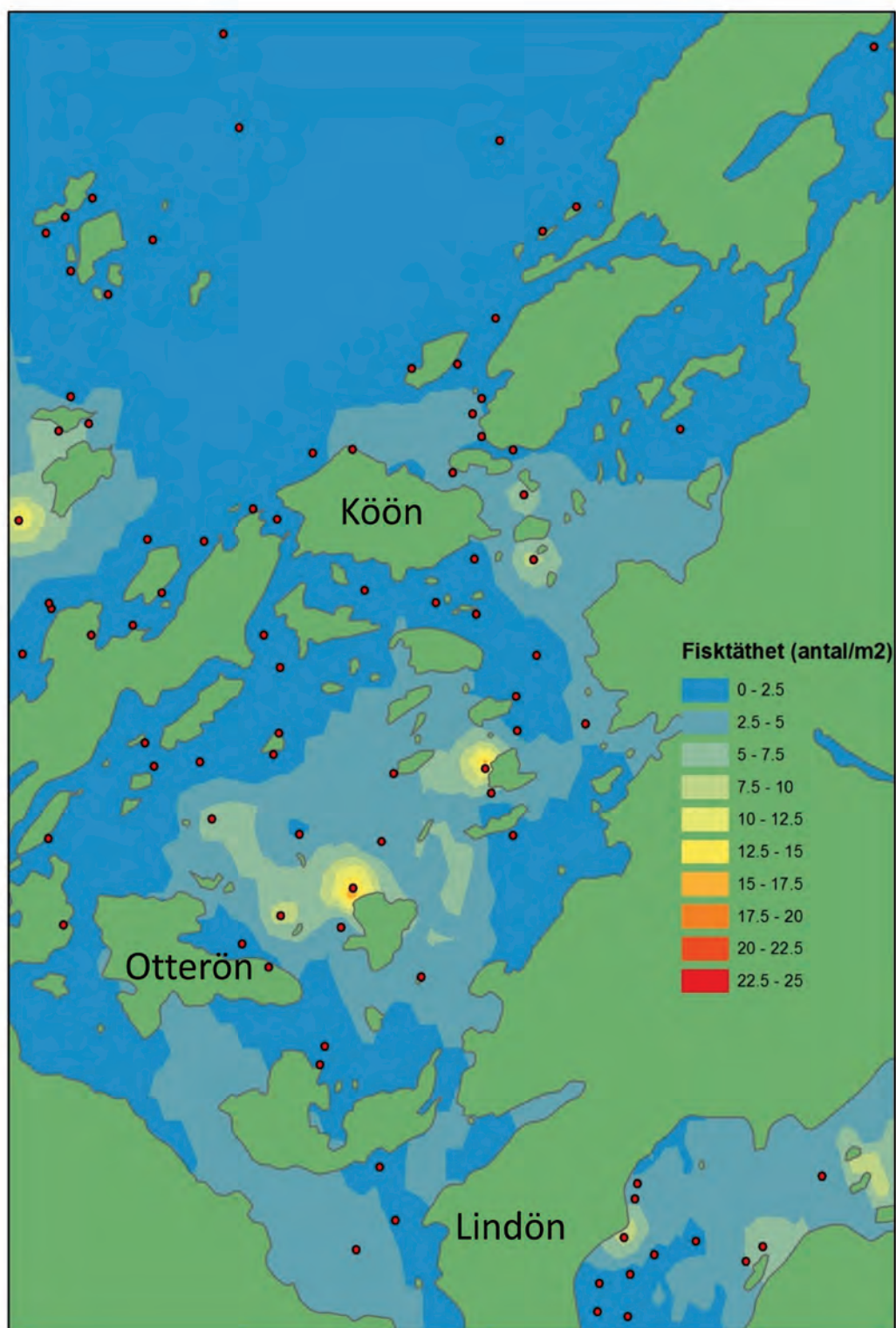
Artnamn	Detonationer	Elfiske	Nätprovfiske
Abborre	44,6	18,5	15,2
Benlöja	2,7	8,3	0,6
Braxen/björkna	3,1	0,0	21,4
Elritsa	0,0	0,0	0,0
Gers	3,2	0,0	1,1
Gädda	4,4	28,7	0,1
Mört	41,5	41,0	56,7
Nors	0,3	0,0	0,0
Sarv	0,2	3,4	5,0
Storspigg	0,0	0,0	0,0

% av antal

Artnamn	Detonationer	Elfiske	Nätprovfiske
Abborre	49,8	22,2	14,3
Benlöja	5,9	42,9	0,7
Braxen/björkna	6,2	0,4	15,9
Elritsa	0,0	0,0	0,0
Gers	3,3	0,0	4,7
Gädda	0,2	0,1	0,1
Mört	30,7	30,2	63,2
Nors	3,7	0,0	0,0
Sarv	0,1	4,2	1,1
Storspigg	0,1	0,0	0,0



Bilaga figur 1. Karta över artdiversitet baserat på små undervattensdetonationer (Gini-Simpsons diversitetsindex) Kartan har skapats genom så kallad kriging, en geostatistisk metod för interpolering av kartdata.



Bilaga figur 2. Karta över total fisktäthet baserat på små undervattensdetonationer. Kartan har skapats genom så kallad kriging, en geostatistisk metod för interpolering av kartdata.

Rapporter i Vänerns vattenvårdsförbunds rapportserie

4. Vänern 1996 - årsskrift från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 1997. Rapport nr 4 1997.
5. Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/-97. L. Lindeström. Vänerns vattenvårdsförbund 1998. Rapport nr. 5.
6. Vänern 1997 - årsskrift från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 1998. Rapport nr 6.
7. Vänern - årsskrift 1999 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 1999. Rapport nr 7.
8. Embryonal utveckling hos vitmärta i fyra sjöar – Vänern, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön. B. Sundelin m.fl. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 7, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 1999.
9. Fågelskär i Vänern 1999. E. Landgren & T. Landgren. Vänerns vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 9.
10. Program för samordnad nationell miljöövervakning i Vänern. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 10.
11. Vänern – tema biologisk mångfald. Årsskrift 2000 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 11.
12. Övervakning av bottenfauna i Vänern och dess vikar – ett tioårigt perspektiv. W. Goedkoop, SLU. Vänerns vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 12.
13. Övervakning av fågelfaunan på Vänerns fågelskär – Metodutvärdering och förslag till framtida inventeringar. E. Landgren & T. Landgren. Vänerns vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 13.
14. Alger som fastnar på fisknät i Vänern, Vättern och Hjälmarén. R. Bengtsson. Vänerns vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 14.
15. Vegetationsförändringar vid Vänerns stränder – Jämförelser av land- och vattenvegetationens utveckling från 1975 till 1999. L. Granath. Vänerns vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 15.
16. Stråkvis inventering av Vänerns strandvegetation – Övervakningssystem för framtida kontroll av igenväxning och vegetationsförändringar. J. Lannek. Vänerns vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 16.
17. Fågelskär i Vänern 2000. E. Landgren & T. Landgren. Vänerns vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 17.
18. Vänern. Årsskrift 2001 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 18.
19. Bekämpningsmedelsrester i yt- och grundvatten i Vänerns avrinningsområde. A-B. Bilén. Vänerns vattenvårdsförbund Rapport nr 19 och SLU Miljöanalys, 2001.
20. Livet vid Vänern, Vättern och Mälaren – en berättelse om natur och miljö. 16 sidor broschyr. Utgiven av Vänerns vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet, Mälarens vattenvårdsförbund, Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2002.
21. Om laxar, sjöormar, galärskepp... i Vänern. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund 2002. Rapport nr 21.
22. Vänern. Årsskrift 2002 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2002. Rapport nr 22.
23. Vegetationsförändringar i Vänern steg två. Projektplan för att utreda orsaken till igenbuskningen av skär och stränder samt dynamik hos vattenvegetationen. J. Strand & S. Weisner. Vänerns vattenvårdsförbund, 2002. Rapport nr 23.
24. Vitmårdlans reproduktion i Vänern och Vättern 2002. B. Sundelin m.fl. Utgiven av Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 24, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
25. Miljögifter i fisk 2001/2002. Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Vänern och Vättern. T. Öberg. Utgiven av Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 25, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
26. Paleolimnologisk undersökning i Vänern och Vättern. I. Renberg m.fl. Utgiven av Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 26, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
27. Vänern. Årsskrift 2003 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2003. Rapport nr 27.
28. Metodbeskrivning för inventering av kolonihäckande sjöfåglar i Vänern. T. Landgren. Vänerns vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 28.
29. Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet - Transporter, retention och åtgärdsscenarier inom Göta älvs avrinningsområde. L. Sonesten, M. Wallin & H. Kvarnäs. Utgiven av Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 29, Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Länsstyrelsen i Värmlands län. 2004.
30. Fågelskär i Vänern 2001-2003. T. Landgren och E. Landgren. Vänerns vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 30.
31. Förändringar av strandnära vegetation runt Vänern – metodutveckling och analys. C. Finsberg och H. Paltto från Pro Natura. Vänerns vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 31.
32. Inventering av bottenfaunan i tio litorala biotoper i Vänern. J. Johansson, 2004. Examensarbete på Högskolan i Kristianstad. Vänerns vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 32.
33. Vänern. Årsskrift 2004 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 33.
34. Miljögifter i Vänern – Vilka ämnen bör vi undersöka och varför? A. Palm m.fl. Utgiven av IVL rapport B1600 och Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 34. 2004.
35. Inventering av undervattensväxter i Vänern 2003. M. Palmgren. Vänerns vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 35.

36. Mål och åtgärder - Vattenvårdsplan för Vänern. Huvuddokument. Remissutgåva. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 36.
37. Hur mår Vänern? Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 1. Remissutgåva. A. Christensen m.fl. Vänerns vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 37.
38. Vänern. Årsskrift 2005 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 38.
39. Mål och åtgärder - Vattenvårdsplan för Vänern. Huvuddokument. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 39.
40. Hur mår Vänern? Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 1. A. Christensen, J. Johansson, N. Lidholm. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 40.
41. Submersa makrofyter och kransalger Vänern 2005 - Basinventering Natura 2000, miljöövervakning, översiktlig scanning av strandlinjer. A. Olsson, Melica. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 41.
42. Vänern. Årsskrift 2006 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 42.
43. Vänern och människan. Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 3. A. Christensen, N. Lidholm, J. Johansson, Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 43.
44. Djur och växter i Vänern – Fakta om Vänern. Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 2. A. Christensen, N. Lidholm, J. Johansson, Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 44.
45. Bullermätningar i Vänerskärgråden vid Kållandsö och Hovden sommaren 2006. S. Peilot. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 45, samt Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
46. Åtgärdsidéer för några sandständer och strandängar i Götene, Lidköpings och Mariestads kommuner. S. Peilot. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 46, samt Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
47. Vänern. Årsskrift 2007 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 47.
48. Skötsel av fågelskär i Vänern – skötselobjekt och skötselråd för Götene, Lidköpings och Mariestads kommun. E. Landgren och T. Landgren, Thomas Landgren Naturanalys. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 48.
49. Vänern. Årsskrift 2008 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2008. Rapport nr 49.
50. Gåsbete och vasstäthet i Vänervikar. E. Palm. Vänerns vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 50.
51. Vänern. Årsskrift 2009 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 51.
52. Metaller och organiska miljögifter i Vänersediment 2008/2009. Alcontrol AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 52.
53. Övervakning av gåsbete av vass – en metodutveckling. Delprojekt i miljöeffektuppföljningen av Vänerns nya vattenreglering. Centrum för Geobiosfärsvetenskap Naturgeografi och Ekosystemanalys Lunds Universitet Seminarieuppsats nr 170. Vänerns vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 53.
54. Vänerns fågelskär. Inventering av sjöfåglar 1994-2009. T. Landgren. Vänerns vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 54.
55. Vänerns fåglar. Broschyr 8 sidor. Peilot, S., Christensen, A. Vänerns vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 55.
56. Förändringar av strandvegetation vid Vänern – Stråkvis inventering 2009. C. Finsberg och H. Paltto. Vänerns vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 56.
57. Vänern. Årsskrift 2010 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 57.
58. Vänervikar, växtplankton och vattenkemi 2009. M. Uppman och S. Backlund, Pelagia Miljökonsult AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 58.
59. Gåsbete och vasstäthet i fyra Vänervikar – en jämförelse mellan år 2009 och 2010. H. Persson. Vänerns vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 59.
60. Påväxtalger i Vänern 2009. R. Bengtsson. Vänerns vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 60.
61. Undervattensväxter i Vänern 2010 - Delrapport typvikar i Vänern. T. Kyrkander, Örnberg Kyrkander Biologi & Miljö AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 61.
62. Vegetationsförändringar vid Vänerns stränder. Jämförelser av land- och vattenvegetationens utveckling från 1999 till 2009 med flygfotografier. T. Löfgren, NaturGis AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 62.
63. Förändringar i strandvegetation vid Vänern - effekter av nedisningen vårvintern 2010. Stråkvis inventering 2010. C. Finsberg och H. Paltto. Vänerns vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 63.
64. Program för samordnad nationell miljöövervakning i Vänern från 2011. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 64.
65. Provfisken i Vänern 2009-2010. M. Andersson, A. Sandström, Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium. Vänerns vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 65.
66. Vänern. Årsskrift 2011 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 66.
67. Förändringar i strandvegetation vid Vänern - effekter av nedisningen vårvintern 2011. Stråkvis inventering 2011. C. Finsberg. Vänerns vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 67.

68. Undervattensväxter i Vänern 2010-2011 – inklusive undersökning av typvikarna 2010-2011. T. Kyrkander. Örnborg Kyrkander Biologi & Miljö AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 68.
69. Fiskundersökningar i Vänerns strandzon – en test av två kvantitativa provtagningsmetoder. A. Sandström, B. Bergquist, H. Ragnarsson-Stabo och M. Andersson. SLU-sötvattenslaboratoriet. Vänerns vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 69.

Vänerns vattenvårdsförbund

Vänerns vattenvårdsförbund är en ideell förening med totalt 69 medlemmar varav 34 stödjande medlemmar. Medlemmar i förbundet är alla som nyttjar, påverkar, har tillsyn eller i övrigt värnar om Vänern.

Förbundet ska verka för att Vänerns naturliga miljöförhållanden bevaras genom att:

- fungera som ett forum för miljöfrågor för Vänern och för information om Vänern
- genomföra undersökningar av Vänern
- sammanställa och utvärdera resultaten från miljöövervakningen
- formulera miljömål och föreslå åtgärder där det behövs. Vid behov initiera ytterligare undersökningar. Initiera projekt som ökar kunskapen om Vänern
- informera om Vänerns miljötillstånd och aktuella miljöfrågor
- ta fram lättillgänglig information om Vänern
- samverka med andra organisationer för att utbyta erfarenheter och effektivisera arbetet.

Medlemmar

Medlemmar är samtliga kommuner runt Vänern, industrier och andra företag med direktutsläpp till Vänern, organisationer inom sjöfart och vatten-kraft, landsting, region, intresseorganisationer för fiske, jordbruk, skogsbruk och fritidsbåtar, naturskyddsföreningar, andra vattenvårdsförbund och vattenförbund vid Vänern med flera. Länsstyrelserna kring Vänern, Naturvårdsverket och Fiskeriverket deltar också i föreningsarbetet.

Mer information

Mer information om Vänern och Vänerns vattenvårdsförbund finns på förbundets webbplats: www.vanern.se. Förbundets kansli kan svara på frågor, tel 010-22 45 205

