

Optimerad övervakning av fisk i kustvatten



Optimerad övervakning av fisk i kustvatten

Kjell Leonardsson, Ylva Ericson, Jens Olsson, Lena Bergström

Omslagsfoto: Erik Karlsson

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:33
Reviderad utgåva 2017-03-28

Havs- och vattenmyndigheten

Datum: 2016-06-05, reviderad utgåva 2017-03-28

ISBN 978-91-87967-45-0

Havs- och vattenmyndigheten

Box 11 930, 404 39 Göteborg

www.havochvatten.se

Förord

Genom nationell- och regional miljöövervakning samt samordnad recipientkontroll utförs årligen provfisken som syftar till att undersöka tillståndet i miljön. Inom nationell- och regional miljöövervakning övervakas kustfisk på 16 lokaler längs Sveriges kust. Att samordna miljöövervakningen gör att tillgängliga ekonomiska resurser för jämförande analyser optimeras. För att insamlad data ska kunna tjäna som underlag för analyser och rapportering av tillståndet i miljön krävs att miljöövervakningen med jämna mellanrum genomgår en översyn och eventuell revidering. Denna utvärdering syftar att göra en samlad rikstäckande utvärdering av kustfiskövervakningen och beaktar flera krav såsom miljömålsuppföljning, fiskerirådgivning och EU-direktiv. Frågeställningen handlar om hur kustfiskövervakningen bäst kan anpassas för att kunna upptäcka förändringar över tid samt hur man får så säkra skattningar som möjligt av undersökta parametrar. Informationen från programmen medger en uppföljning av de regionala och nationella miljömålen Hav i balans samt levande kust och skärgård, Ingen övergödning, Giftfri miljö och Ett rikt växt- och djurliv.

Rapporten har på uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten tagits fram av Sveriges lantbruksuniversitet: Huvudansvariga är Lena Bergström på institutionen för akvatiska resurser och Kjell Leonardsson, institutionen för vilt, fisk och miljö. Arbetet har huvudsakligen finansierats med medel från Landsbygdsprogrammet men även med utvecklingsmedel från regional miljöövervakning. Lena Bergström m.fl. har skrivit om de nuvarande programmens utformning och genomförande medan Kjell Leonardsson har ansvarat för de statistiska utvärderingarna. Författarna svarar själva för de bedömningar och slutsatser som framförs. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndigheten.

Göteborg 2016-05-09 Anna Jöborn

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	7
INLEDNING	9
BESKRIVNING AV KUSTFISKÖVERVAKNINGEN IDAG	9
Övervakningens målsättning och upplägg.....	9
Metodik för provfiskets utförande.....	10
Provfisken med Nordiska kustöversiktsnät.....	11
Provfisken med kustöversiktsnät och med nätlänkar.....	12
Provfisken med ryssjor	13
Tänglakeprovtagning.....	15
Aktuella provfiskeområden	15
Integrerad fiskövervakning.....	15
Regional kustfiskövervakning.....	16
Kallvattenfisken för bestandsövervakning	17
Övriga provfisken	17
Kärnkraftverkens recipientkontroll.....	18
Datahantering - vilka data samlas in.....	21
Datavärd och tillgång till data	22
Analys av insamlad data	22
VILKA KRAV BÖR STÄLLAS PÅ ÖVERVAKNINGEN AV KUSTFISK?	23
Generella målsättningar för kustfiskövervakningen	23
Målsättningar i relation till direktiv och förvaltningsbehov.....	24
Internationella direktiv och överenskommelser.....	24
Nationella användningsområden	25
Indikatorer och variabler för utvärdering	27
Indikatorer för rapportering inom havsmiljödirektivet	27
Indikatorer i faktabladen.....	27
Geografiska aspekter	29
Utvärderingsenheter.....	29
Biologiska relevanta enheter	29
Rumslig täckning.....	29
Metoder för att bestämma miljöstatus	34
Analys av förändringar över tid	34
Jämförelser mellan områden.....	34
Kontinuitet.....	36
FRÅGESTÄLLNINGAR FÖR DEN STATISTISKA UTVÄRDERINGEN	37

Indikatorer som utvärderats.....	37
Utvärderingsmetoder	38
Skattning av varianskomponenter.....	39
Statistisk styrka att påvisa trender	40
Relativ precision (PRP, %) i områdesmedelvärdet.....	41
Utvärdering av upprepade fisken	43
Stratifierad provtagning med Nordiska kustöversiktsnät	44
Databearbetning och urval av data.....	44
RESULTAT FRÅN UTVÄRDERINGEN	46
Upprepade fisken på fasta lokaler	46
Avvägning mellan antal stationer och upprepade fisken med småryssjor	49
Fasta eller nya stationer mellan år	54
Relativ precision i områdesmedelvärden	55
PRP-gränsvärden för olika parametrar	55
Totalt antal fiskar, CPUE.....	57
Totalbiomassa, BPUE.....	59
Abborre, CPUE	60
Abborre ≥ 25 cm, CPUE	62
Mesopredatorer, CPUE.....	63
Rovfisk, CPUE.....	64
Andel rovfisk.....	66
Artantal, CPUE	67
Trofinivå, CPUE.....	70
Shannon, CPUE	71
Cyprinidae, CPUE.....	72
Tånglake, CPUE.....	73
Gulål, CPUE.....	74
Övriga arter/indikatorer, CPUE	74
Statistisk styrka att påvisa trender	78
Fångst av arter för individprovtagning.....	80
Stratifiering inom fisket med Nordiska kustöversiktsnät.....	82
Osäkerhet i bedömning av status inom Havsmiljödirektivet	84
SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	88
REFERENSER	90
APPENDIX 1	93
APPENDIX 2	94

Totalantal fiskar, CPUE	94
Totalbiomassa, BPUE	95
Abborre, CPUE	96
Abborre > 25 cm, CPUE	97
Mesopredatorer, CPUE	98
Rovfisk, CPUE	99
Artantal, CPUE	100
Shannon, CPUE	101
Trofinivå, CPUE	102
Cyprinidae, CPUE	103
Tånglake, CPUE	104
Gulål, CPUE	105

Sammanfattning

Kustfisk övervakas årligen inom den samordnade nationella och regionala miljöövervakningen, som idag omfattar 16 områden längs Sveriges kust. Provfisken i Östersjön sker med nätfisken och provfisken i Skagerrak, Kattegatt och Öresund med ryssjor. Provfiskena syftar till att beskriva förändringar i fisksamhället när det gäller artsammansättning, relativ förekomst av olika arter och storleksstruktur. Resultaten rapporteras i förhållande till regionala och nationella miljömål, samt internationellt inom havsmiljödirektivet. Därtill används data från kustfiskövervakningen som underlag för fiskerirådsgivningen av nationellt förvaltade arter.

Kustfisk ingår inte som ett obligatoriskt element i vattendirektivet, med undantag för fisk i övergångsvatten som inte finns i Sverige. Det är dock önskvärt att de metoder som används för att bedöma status för kustfisk är harmoniserade med vattendirektivets bedömningsgrunder, så att man så långt som möjligt kan göra helhetsbaserade bedömningar för kustområdet baserat på resultat från bedömningar enligt båda direktiven.

De huvudsakliga frågeställningarna för denna utvärdering har varit hur kustfiskövervakningen bäst kan anpassas för att kunna upptäcka förändringar över tiden samt för att få så säkra skattningar som möjligt av de parametrar som undersöks. Utvärderingen har fokuserat på provfisken med Nordiska kustöversiktsnät och ryssjor. I tillägg har provfisken utförda med kustöversiktsnät och nätlänkar enligt äldre standarder analyserats, eftersom dessa är i fortsatt användning i vissa områden. Vid utvärderingen har traditionella metoder för skattning av varianskomponenter, beräkning av statistisk styrka, samt beräkning av den relativa osäkerheten i medelvärdes-skattningar använts. Utvärderingen har utförts med avseende på de parametrar som idag används inom rapporteringen av resultat från miljöövervakningen i form av faktablad, och på indikatorer som används eller föreslås för rapportering av god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet.

Slutsatser från analysen

1. Merparten av de provtagningsprogram som utvärderats har en relevant precision i årsmedelvärdena för de flesta av de parametrar som utvärderats.
2. Osäkerheten i områdesmedelvärdena var dock hög för parametrar som syftar mäta abundansen av stor fisk inom enskilda arter, såsom torsk (>38 cm), gös (>40 cm) och skrubbskädda (>30 cm). De nätfisken och ryssjefisken som utvärderats i denna rapport framstår därför som otillräckliga metoder för att mäta dessa.
3. Mellanårsvariationen var stor för flera av parametrarna i de flesta programmen, vilket innebär att möjligheterna är små att upptäcka en årlig trend på fem procent inom en tioårsperiod. En trend med den storleken överskuggas ofta av den naturliga mellanårsvariationen i provtagningsresultaten. Denna variation kan inte reduceras med ändrad provtagningsdesign eller -frekvens. En möjlighet att minska

mellanårsvariansen i samband med utvärderingar är att använda hjälpvariabler, alternativt använda populationsmodeller. Ett annat alternativ kunde vara att analysera resultaten sett över större områden eftersom dynamiken var relativt oberoende mellan undersökningsområdena. Man kunde härigenom få en ökad möjlighet att se förändringar över tiden med hjälp av dessa områdens gemensamma årsmedelvärden. I valet av analysmetod måste man dock även beakta vad som är en biologiskt och förvaltningsmässigt relevant skala för rapportering.

4. Provfisken med Nordiska kustöversiktsnät efter varmvattenarter framstod överlag som väldimensionerade. Det skulle dock gå att förbättra precisionen inom dessa fisken genom att fokusera provtagningen till de djupstrata där mängden och variationen av varmvattenarterna är som störst, det vill säga i djupintervallet 0-10 m.
5. Provfisken med kustöversiktnät och nätlänkar skulle kunna förbättras för att få ökad precision i medelvärdena genom att allokera om en del av provtagningsresurserna för att utöka antalet stationer. I dessa fisken använder man idag ett fåtal fasta stationer som återbesöks upprepade gånger inom säsong. Dessa upprepade nätfisken visade sig leda till beroende observationer mellan de upprepade fiskena, vilket ger problem med replikathanteringen.
6. Upprepade provfisken med småryssjor på västkusten var inte behäftade med samma problem med beroende observationer. Ryssjefiskena vid Kullen (Skälderviken), Fjällbacka och Älgöfjorden (Stenungsund) hade en lämplig avvägning mellan antal stationer och replikat. En viss förbättring skulle kunna erhållas för fisket i Fjällbacka genom att omfördela en del resurser från replikat till stationer. Precisionen i resultaten från ryssjefiskena vid Barsebäck och Vendelsö skulle kunna förbättras avsevärt genom att ändra provtagningsdesignen till att bli mer lik den som används vid Kullen och Älgöfjorden.
7. Provfisken efter kallvattenarter ger i flera fall lägre fångster per ansträngning och sämre precision för kallvattenarterna jämfört med för samma arter i fiskena efter varmvattenarter. Det finns därför ett behov att se över metodiken för fisket efter kallvattenarter för att undersöka om den går att förbättra.
8. Det främsta behovet inom kustfiskövervakningen idag är att öka tätheten av de områden som provfiskas. För en uppföljning av god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet behövs en komplettering framför allt med provfiskeområde i Gotlands och västra Bornholmsbassängens kustområden. Ytterligare områden som bör beaktas för att uppnå förtätning kan identifieras på basen av figur 5b-5d i denna rapport.

Inledning

Sverige har en lång och varierad kuststräcka med stora biologiska skillnader mellan olika områden. Naturliga skillnader i den omgivande miljön påverkar arters utbredning och hur vanliga de förväntas vara i olika områden. Detta påverkar i sin tur hur miljöövervakningen ska planeras för att kunna upptäcka miljöförändringar orsakade av mänsklig aktivitet. De svenska miljöövervakningsprogrammen behöver ständigt utvecklas för att kunna beakta nya kunskapslägen och en föränderlig miljö, och där det är möjligt öka förutsättningarna att beakta både skillnader mellan områden och förändringar över tid i de utvärderingar som görs. Det ställs också nya krav på övervakningen genom internationella direktiv. För att behålla en hög kvalitet i de svenska miljöövervakningsprogrammen ses de regelbundet över och revideras.

Tillståndet i kustfisksamhället är en viktig utgångspunkt för bedömning av miljöstatus i kustvatten, och för uppföljning av biologisk mångfald. Förändringar i förekomst och artsammansättning av kustfisk har en direkt koppling till miljöstatus i födoväven som helhet, och till sociala och ekonomiska aspekter. Fisken har en bred roll i ekosystemet genom att olika arter och åldersklasser kan ha olika roller. Fisken tjänar som föda för andra djur, till exempel fiskätande fisk, fågel och marina däggdjur, men fyller även en funktion genom att reglera förekomsten av bottenfauna och mindre bytesfisk. I tillägg har flera arter av kustfisk ett högt värde för fritidsfisket och för småskaligt yrkesfiske i kustområdet.

Följande rapport syftar till att utvärdera den befintliga övervakningen av kustfisk i Sverige med avseende på förändringar i fisksamhället. Rapporten inleds med en beskrivning av den kustfiskövervakning som sker idag (fram till och med 2015). Rapporten innehåller även en översikt av aktuella rapporteringsbehov och mottagare av resultat från övervakningen. Därefter följer en statistisk utvärdering för att identifiera eventuella möjligheter att optimera övervakningsprogrammet ur ett helhetsperspektiv, öka kvaliteten på de data som samlas in och optimera användningen av tillgängliga anslag.

Beskrivning av kustfiskövervakningen idag

Övervakningens målsättning och upplägg

Kustfisk övervakas årligen dels inom den nationella och dels den regionala miljöövervakningen. Idag kan 16 områden inräknas i denna samordnade miljöövervakning. Områdena övervakas på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten eller genom Länsstyrelser, med SLU som datavärd. I tillägg sker årligen återkommande provfisken i samband med olika recipientkontrollprogram, till delar med samma metodik som inom miljöövervakningen och där det även ingår referensområden (tabell 1).

Övervakningen sker med standardiserad metodik som beskrivs närmare i efterföljande kapitel.

Kustfiskövervakningen syftar till att beskriva förändringar i fisksamhället som helhet, när det gäller artsammansättning, relativ förekomst av olika arter och storleksstruktur. Därtill följs förändringar på artnivå upp genom att analysera förändringar i antal och storleksstruktur hos de vanligaste arterna i fångsten. Inom vissa provfisken görs individprovtagning av utvalda arter. Individprovtagningen syftar till att ge information om till exempel individuell vikt och kondition, och ger material för vidare analys av exempelvis ålder och fiskhälsa. Utvärdering av dessa aspekter ingår dock inte i detta uppdrag.

Övervakningen är utformad för bottennära arter, men även frivattenlevande arter kan förekomma. Inriktningen syftar inte till att ge en komplett bild av artsammansättningen i kustområdet, men gör det möjligt att övervaka huvuddelen av de fiskarter som förekommer i i grunda kustområden. Vilka arter som förväntas förekomma i ett fiske beror också på vilken typ av provfiskemetod som används. De bottennära fiskarterna i kustområdet har ofta ett relativt begränsat rörelsemönster. Förändringar i de kustnära fisksamhällena förväntas därför återspegla förändringar i lokala förhållanden såväl som mer storskaliga förändringar i havsmiljön. Exempel på miljöförändringar av intresse att övervaka är förändringar i näringsstatus, fisketryck, predationstryck, samt klimatrelaterade förändringar.

Andra metoder används för att övervaka storleksklasser som har låg fångstfrekvens i nät och ryssjor. För övervakning av årsyngel och ung fisk i Östersjön rekommenderas provfisken med små undervattensdetonationer (Fredriksson och Bergström 2013) kompletterat med landvad för till exempel sik och plattfisk. Metoderna används idag framför allt inom inventering och kartläggning men indikatorer är under utveckling för bedömning i relation till havsmiljödirektivet samt art- och habitatdirektivet. För att studera förekomst av fisk i djupare områden används bottenstrålning, framför allt med koppling till fiskeriförvaltningen. Dessa metoder tas inte upp i den här rapporten.

Metodik för provfiskets utförande

De metoder som används i kustfiskövervakningen är beskrivna i undersökningstyper. Undersökningstyperna är en del av systemet för att kvalitetssäkra svensk miljöövervakning. Genom att följa undersökningstyperna kan undersökningarna utföras på samma sätt i olika områden och ge resultat som går att jämföra med varandra. De undersökningstyper som är aktuella för den årligen återkommande övervakningen av kustfisk är:

- Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät (Karlsson 2015)
- Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten (Andersson 2015)
- Tånglake - reproduktion (Andersson 2014)
- Djupstratifierat provfiske med småryssjor (Bergström och Karlsson 2016).

De två förstnämnda är aktuella för utvärdering i denna rapport medan de övriga två inte utvärderats. Den metodik som används är i vissa fall olika i olika områden. Detta återspeglar till en del historiska skillnader, eftersom en del provfisker utförda med äldre metodik har bevarats för att upprätthålla långa tidsserier. Därtill utförs provfisker i Östersjön och på den svenska västkusten inklusive Öresund med olika redskap, som en anpassning till olikheter i artsammansättning och lokala förutsättningar. Provfisker utförs företrädesvis med nät i Östersjön och med ryssjor på den svenska västkusten inklusive Öresund.

Valet av redskap och provfiskets design har betydelse för tolkningen av resultaten. Redskapets utseende påverkar hur mycket fisk, vilka fiskarter och vilka storlekar av fisk som kan fångas. Provfisker med olika redskap är därför inte direkt kvantitativt jämförbara med varandra, inte ens när det gäller olika typmodeller. Direkta kvantitativa jämförelser kan endast göras mellan provfisker som är utförda med samma redskap och metodik. Även stationernas placering påverkar resultatet. Den förväntade fångsten påverkas till exempel av fiskat djup, och precisionen påverkas av hur många stationer som fiskas och vilka miljögradients som förekommer i det område som provfisket täcker.

I de följande avsnitten ges en översikt av de aktuella metoderna för provfiske för respektive undersökningstyp. För en mer detaljerad beskrivning och för instruktioner kring hur fisket utförs i praktiken hänvisas till respektive undersökningstyp.

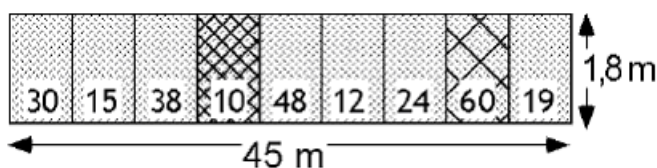
En jämförelse mellan fångster i nät och ryssjor för områden som provtagits parallellt med båda redskapen (Bergström m fl 2013) visade att provfisker med nät ger ett bättre underlag än ryssjefisker för miljöstatusbedömning i Östersjön, när det gäller precision och artsammansättning. För västkusten befanns ryssjor mer lämpliga i miljöövervakningssyfte, då de ger en bättre precision per tidsåtgång i fält. Gällande artsammansättning visade jämförelsen att nätprovfisker fångar fler arter än ryssjor även vid västkusten, vilket gör att nät kan vara användbara redskap om syftet är att fånga ett så stort antal arter som möjligt. Målarterna för kustprovfisket är dock att övervaka de bottenlevande, mer stationära arterna, som ryssjor är mer selektiva för och ger bättre precision. Därtill har de fiskar som fångas med ryssjor hög överlevnad vid återutsättning, vilket är en viktig aspekt i kustnära områden i Skagerrak och Kattegatt många fiskbestånd är svaga och skyddsvärda. Redskapets livslängd är även avsevärt längre för ryssjor än för nät, eftersom ryssjorna inte på samma sätt är känsliga för skador från framför allt strandkrabba, som är vanlig i dessa områden.

Provfisker med Nordiska kustöversiktsnät

Nordiska kustöversiktsnät används som standard inom den samordnade övervakningen av kustfisk i Östersjön (Karlsson 2015). Provfisket sker vanligen i augusti, när de flesta målarter för fisket uppehåller sig i kustområdet. Provfisket kan utföras under hösten (oktober) om syftet är att fånga arter som är aktiva vid kusten när vattentemperaturen är kallare. Under den varma säsongen fångas framför allt abborre, gers, gös och olika karpfisker (exempelvis mört och björkna). Skrubbskädda, torsk, simpbor, tånglake och sik är exempel på arter som är vanligare under den kalla säsongen.

Beskrivning av redskapet

Nordiska kustöversiktsnät är 1,8 meter djupa och 45 meter långa. Näten består av nio stycken 5 meter långa delar med olika maskstorlekar, fördelade mellan 10 och 60 millimeter stolplängd och med en kvot mellan maskstorlekarna på ungefär 1,25. Med stolplängd avses avståndet från knut till knut i nätets maskor. Nätdelarna är placerade i en ursprungligen utslumpad ordningsföljd: 30, 15, 38, 10, 48, 12, 24, 60 och 19 millimeter stolpe (Figur). Näten är tillverkade i heldragen nylon och trådtjockleken 0,15 millimeter i de sju minsta maskstorlekarna; 0,17 millimeter i maskstorlek 48 och 0,20 millimeter i maskstorlek 60 millimeter.



Figur 1. Skiss på hur ett Nordiskt kustöversiktsnät är uppbyggt när det gäller höjd och längd samt maskstorlekar.

Stationernas placering och fiskets utförande

Provfiskeområdet vid provfiske med Nordiska kustöversiktsnät identifieras som ett geografiskt avgränsat område av enhetlig typ (till exempel inner-, mellan-, och ytterskärgård) och djup ned till minst 10 och helst 20 meter. Området indelas i djupstrata med intervallen 0-3 meter, 3-6 meter, 6-10 meter, samt även 10-20 meter om detta förekommer. Inom varje djupintervall fördelas stationer slumpmässigt med ett minsta inbördes avstånd om 200 meter vid det första fisketillfället. Stationerna ska fördelas jämnt mellan de tre övre djupintervallen. De tre ytligaste djupintervallen representeras av minst 10 stationer vardera. Om djupintervallet 10-20 meter förekommer så ska minst 5 stationer fiskas där. I ett fullskaligt fiske fiskas totalt 45 stationer. Undantag kan förekomma om något intervall är kraftigt över- eller underrepresenterat till sin yta. Om ett visst djupintervall utgör stor del av den totala ytan bör några fler stationer fiskas i det intervallet med några färre stationer i det djupintervall som utgör mindre andel av totalarealen. Varje station fiskas en natt. Näten läggs normalt mellan klockan 14 och 17 och vittjas dagen efter mellan klockan 7 och 10. Vid årligen upprepat fiske återbesöks samma stationer som tidigare år (Söderberg m.fl. 2004, Karlsson 2015).

Provfisken med kustöversiktsnät och med nätlänkar

Provfisken med kustöversiktsnät och nätlänkar (Andersson 2015), används idag i fyra provfiskeområden i Egentliga Östersjön och Bottniska viken, som referensområden inom nationell miljöövervakning och recipientkontroll. Provfisken med fokus på den varma årstiden sker i augusti, och provfisken med fokus på den kalla årstiden sker i oktober. Artsammansättningen i fångsten är i stort sett likartad den för Nordiska kustöversiktsnät. Eftersom redskapet har andra maskstorlekar finns det dock en viss skillnad, och även en skillnad i storleksstruktur. Kustöversiktsnät och nätlänkar fångar färre små fiskar än

nordiska kustöversiktsnät, och större individer kan vara mer lättfångade i nätlänkar än i nordiska kustöversiktsnät. Provfisken med nätlänkar används även i andra länder runt Östersjön (HELCOM 2015).

Beskrivning av redskapet

Kustöversiktsnät är 3 meter djupa och 35 meter långa bottennät. Undertelnen är 10 % längre än övertelnen (= 38,5 meter). Näten är sammansatta av fem stycken 7 meter långa delar. Dessa har olika maskstorlek och är placerade i följande ordning: 17, 21,5, 25, 33 och 50 millimeter. Näten är tillverkade av heldragen nylon med 0,20 millimeter grovlek i de två största maskstorlekarna och 0,17 millimeter i övriga. En station utgörs vanligen av två sammanlänkade översiktsnät.

Nätlänkar består av flera nät som är sammankopplade med varandra. Vid fiske inriktat mot varmvattenarter är nätlänken på en station sammansatt av fyra enskilda standardnät med maskstorlekarna 17; 21,5; 25 och 30 millimeter (knot till knot). Vid fiske inriktat mot kallvattenarter är nätlänken på en station sammansatt av fem enskilda standardnät med maskstorlekarna 21,5; 25; 38; 50 och 60 millimeter. Det enskilda nätet är 27 meter långt och 1,5 meter djupt i utsträckt tillstånd. Näten är tillverkade av spunnen nylon.

Stationernas placering och fiskets utförande

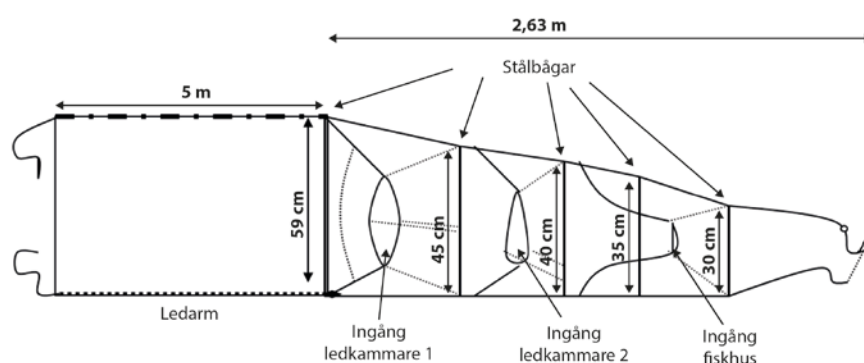
Ett undersökningsområde för provfiske med kustöversiktnät eller nätlänkar omfattar vanligen sex stationer. Stationerna är utplacerade på vattendjup 2-5 meter vid fiske inriktat mot varmvattenarter. Fiske inriktat mot kallvattenarter görs på vattendjup 14-20 meter. De enskilda stationerna väljs ut subjektivt på sjökort med kriteriet att det skall vara möjligt att sträcka hela nätlänken inom det aktuella djupintervallet. Näten läggs företrädesvis parallellt med land eller en djupkurva, men i synnerhet vid fiske med nätlänkar förekommer att nätet sätts vinkelrätt mot land eller grundkant. Stationerna skall fördelas så jämnt som möjligt inom undersökningsområdet. Varje station fiskas 3-6 nätter inom en period om högst tre veckor. Näten läggs normalt mellan klockan 14 och 17 och vittjas dagen efter mellan klockan 7 och 10. Vid årligen upprepat fiske återbesöks samma stationer som tidigare år (Andersson 2015).

Provfisken med ryssjor

I Skagerrak, Kattegatt och Öresund övervakas det kustnära fisksamhället med ryssjor. Ryssjorna som används är små ålryssjor som sätts parvis. Redskapet är gemensamt mellan områden men fiskets utförande varierar, vilket beskrivs mer utförligt nedan. Provfisken inom miljöövervakning och recipientkontroll är avsedda att övervaka trender över tid. Därför används ett relativt litet antal stationer inom varje område, och ibland fiskas dessa vid upprepade tillfällen under en provtagningsomgång. För nya fisken och inventeringsfisken med ryssjor rekommenderas den metodik som beskrivs av Bergström och Karlsson (2015). Provfisken med inriktning på den varma årstiden sker i augusti, och provfisken med inriktning på den kalla årstiden sker i oktober (i vissa fall april). Vanliga arter i fångsten är torsk, ål, tånglake och olika snultror.

Beskrivning av ryssjor

Provfiskeryssjan är uppbyggd av tre delar; bågarna i ståltråd som bildar stommen, ledarmen som leder in fisken och nätet som innesluter fisken. Den första bågen är 59 cm hög och har en halvcirkelformad öppning. Ledarmen är 5 m lång. På sin väg in i fällan passerar fisken först två ledkammrar vilka hindrar fisken att gå tillbaka, en tredje strutformad ingång leder sedan in till fiskhuset där fisken stannar (Figur 2). Nätet är tillverkat med 18 mm maskstolpe i arm och 11 mm i yttersta fiskhuset. Fisken passerar tre öppningar på sin väg. Garnkvaliteten är 210/12 flätad, knutlös nylon. På en station placeras vanligen två sammanlänkade ryssjor.



Figur 2. Skiss av stående provfiskeryssja. Figuren inte är skalenlig; jämför till exempel skillnader mellan höjd och längdmått, och observera ledarmens längd.

Stationernas placering och fiskets utförande

Ryssjefisken inom kustfiskövervakningen samt recipientkontrollen vid Ringhals

Stationerna för provfiske väljs ut på sjökort vid första provfisketillfället, med kriteriet att det ska vara möjligt att sträcka två sammanlänkade ryssjor inom ett djupintervall av 2-5 meter. Ryssjorna sätts vinkelrätt mot strandlinje eller grund. Den första ryssjan sätts med ledarmen in mot land och den andra ryssjan sätts ledarm mot strut. Fisket i Barsebäck är ett undantag. Där sätts båda ryssjorna ledarm mot ledarm i vattnets strömriktning istället för vinkelrätt mot land, och de olika stationerna inom samma område är länkade med varandra. Stationerna fördelas så jämnt som möjligt inom undersökningsområdet. En hel provfiskeomgång omfattar mellan 16 och 24 stationer, beroende på undersökningsområde. Fisket upprepas vid varje station vid minst sex tillfällen inom en sammanlagd period om högst två veckor. De regionala områdena vid Älgöfjorden och Kullen har ett annat upplägg av stationer. I dessa områden fiskas 16 stationer per dag, som slumpas fram ur en pool på 60 ursprungligen identifierade stationer. Totalt sker sex vittjningstillfällen, och den totala ansträngningen blir därmed 96.

Djupstratifierade provfisken med ryssjor i nya områden och inventeringsfisken

Provfisket utförs normalt inom fyra djupstrata. Provfiskestationerna placeras slumpvis inom respektive stratum i samband med det första provfisketillfället.

Totalt provfiskas 70 stationer. Av dessa fiskas 40 stationer inom djupintervallet 0-6 meter, 20 inom 6-10 meter och 10 stationer inom 10-20 meter. Stationerna placeras på ett inbördes avstånd om minst 200 m från varandra. Inom djupstratum 0-6 meter sätts 20 av stationerna strandnära, vinkelrätt mot strandlinje eller grund (stratum 1A). De övriga 20 stationerna sätts fritt i vattnet (stratum 1B). Syftet med detta är att göra stratum 1A jämförbart med de ryssjefisken som utförs i övervakningen baserad på tidsserier (se ovan). Ryssjorna i stratum 1A sammankopplas ledarm till strut, med ledarmen in mot land, på samma sätt som för ryssjefisken inom den äldre kustfiskövervakningen. I övriga strata kopplas ryssjorna ledarm mot ledarm. Varje station fiskas en natt (Bergström och Karlsson 2014). Dessa provfisken ingick dock inte i denna utvärdering.

Tånglakeprovtagning

Tånglake (*Zoarces viviparus*) är en bottenlevande fiskart som på grund av sitt stationära levnadssätt och sin unika reproduktionsstrategi (vivipari - honan bär de befruktade äggen inne i sin kropp och föder levande yngel) används som indikatorart för att övervaka effekter av miljögifter och annan förorening på kustekosystemet. Undersökningen genomförs under senhösten. Ynglen har då uppnått en storlek som är tillräcklig för att kunna undersökas, men de har inte ännu släppts av honan. Tånglakarna samlas in genom provfiske med ryssjor enligt gällande undersökningstyp i Skagerrak och Öresund, och i Östersjön som ett särskilt provfiske efter tånglake. Yngelbärande honor sumpas i träsumpar innan provtagning (Andersson 2014).

Aktuella provfiskeområden

Integrerad fiskövervakning

Den integrerade fiskövervakningen är en del av nationell miljöövervakning som ska ge en övergripande bild av miljötillståndet i Sverige. Övervakningen är indelad i tio olika program. Ansvaret för programmet Kust och hav ligger hos Havs- och vattenmyndigheten.

I den integrerade fiskövervakningen ingår fyra nationella referensområden; Holmön, Kvädöfjärden och Torhamn i Östersjön samt Fjällbacka i Skagerrak. Övervakningen syftar till att övervaka fiskbeståndens status och hälsa, och bedrivs i tre delprogram: Beståndsövervakning, där provfiske utförs av institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua) vid Sveriges lantbruksuniversitet; övervakning av hälsotillstånd hos fisk utförs av Göteborgs universitet, och metaller och organiska miljögifter i biologiska prover utförs av Naturhistoriska riksmuseet. Delprogram beståndsövervakning finansieras av Havs- och vattenmyndigheten medan de två sistnämnda delprogrammen finansieras av Naturvårdsverket.

Fisksamhällets status utvärderas med hjälp av ett antal biologiska variabler på samhälls-, populations- och individnivå. Tillsammans kan man härigenom följa förändringar från cellnivå till populations- och samhällsnivå. Resultaten publiceras årligen i form av faktablad.

Holmön

Kustområdet vid Holmön i Västerbotten är ett nationellt referensområde för Bottenviken. Fisksamhällets sammansättning övervakades genom årliga provfiske med kustöversiktsnät åren 1989-2015. Sedan år 2002 utförs ett parallellt provfiske med Nordiska kustöversiktsnät, och från och med 2016 utförs endast fisken med Nordiska kustöversiktsnät. Provfiskena utförs i augusti. I provfisket ingår individprovtagning av abborre. Yngelbärande honor av tånglake samlas in för provtagning i oktober med ryssjor (Karlsson 2014a).

Kvädöfjärden

Kvädöfjärden i södra Östergötland är ett nationellt referensområde för Egentliga Östersjön. Kvädöfjärden har sedan 1962 använts som referensområde för kontrollundersökningar vid kärnkraftsanläggningarna i Oskarshamn och Marviken. Sedan 1987 övervakas fisksamhällets sammansättning genom provfiske med kustöversiktsnät. Sedan år 2002 utförs ett parallellt provfiske med Nordiska kustöversiktsnät. Provfiskena genomförs i augusti. Individprovtagning av abborre ingår. Yngelbärande honor av tånglake samlas in för provtagning i oktober med ryssjor (Karlsson 2014b).

Torhamn

Torhamnsområdet i Blekinge skärgård är ett nationellt referensområde för södra Östersjön. Övervakning av fisksamhället inomskärs inleddes år 2002. Provfisket genomförs sedan dess varje år i augusti med Nordiska kustöversiktsnät. I provfisket ingår individprovtagning av abborre (Karlsson 2014c).

Fjällbacka

I Fjällbacka i norra Bohusläns skärgård har sedan år 1980 miljögiftsprover från fisk och musslor samlats in. År 1989 blev Fjällbacka ett nationellt referensområde för Västerhavet. Sedan dess sker provfiske med ryssjor i området varje år under oktober, och sedan 1998 (med uppehåll 1999) även i augusti. I provfisket ingår provtagning av tånglake. Yngelbärande honor av tånglake samlas in för provtagning i oktober (Karlsson 2014d).

Regional kustfiskövervakning

Kustfisk övervakas därtill i ytterligare sju områden i Östersjön samt tre områden på den svenska västkusten inklusive Öresund. Övervakningen sker som en del av den samordnade nationella och regionala miljöövervakningen, som är statligt finansierad övervakning med syfte att ge en övergripande bild av miljötilståndet. De områden som ingår är Råneå i Norrbottens län, Kinnbäcksfjärden och Norrbyn i Västerbottens län, Gaviksfjärden i Västernorrlands län, Långvindsfjärden i Gävleborgs län, Lagnö i Stockholms län och Asköfjärden i Södermanlands län, Barsebäck och Kullen (Skälderviken) i Skåne län samt Älgöfjorden (Stenungsund) i Västra Götalands län. Områdena i Östersjön övervakas med Nordiska kustöversiktsnät och områdena på den svenska västkusten övervakas med ryssjor.

Samtliga områden är utvalda för att de anses vara obetydligt påverkade av mänsklig aktivitet i närområdet, så kallade referensområden. För de flesta områden publiceras regelbundet faktablad som ger en bedömning av

förändringar i området över tid med avseende på övergripande artsammansättning och ett urval av indikatorer.

Mer information om provfiskena i respektive område finns i tabell 1.

Kallvattenfisken för beståndsövervakning

Förutom den nationella och regionala övervakningen görs provfisken under hösten i ytterligare tre områden i Östersjön. Dessa områden är Galtfjärden i Uppsala och Stockholm län, Muskö i Stockholms län och Kvädöfjärden i Östergötlands län. Provfiskena syftar framför allt till att ge underlag för bedömning av beståndstatus hos arter av intresse för fisket.

Galtfjärden

I Galtfjärden i Uppsala och Stockholms län har det utförts provfisken sedan år 1995. De första åren fiskades med kustöversiktnät, men sedan år 2007 används istället Nordiska kustöversiktsnät. Provfisket genomförs i oktober.

Individprovtagning sker på gös, som är fokusart för fisket i området (Karlsson och Ericson 2014).

Muskö

Övervakningsprogrammet i Muskö i Stockholms län startade år 1992, och har sedan dess utförts med nätlänkar varje år i oktober. Individprovtagning sker på skrubbskädda (Tärnlund 2014).

Kvädöfjärden

Sedan år 1989 har Kvädöfjärden i Östergötlands län fiskats med nätlänkar i oktober varje år. Individprovtagning sker på skrubbskädda (Ericson och Franzén 2015).

Övriga provfisken

Provfisken med jämförbar metodik utförs även i andra områden som en del av recipientkontrollprogram, kustvattenkontrollprogram och med understöd från intresseföreningar. Ofta når data från dessa provfisken dock inte datavärden, och en långsiktig strategi för att inkorporera dem i en samordnad utvärdering saknas.



Figur 3: Fångst vid ryssjefiske i Skagerrak. Foto: Martin Karlsson.

Kärnkraftverkens recipientkontroll

Inom recipientkontrollen för kärnkraftverken ingår flera olika biologiska undersökningar där övervakning av fiskbestånden utgör ett ben. Provfisken utförs för att övervaka de områden som påverkas av varmvattenutsläpp från kärnkraftverkens kylvattensystem, och i referensområden, avseende förekomst av fisk men även ett antal ytterligare aspekter såsom fisksjukdomar, skador på fisk och tillväxt. Provfiskena utförs årligen och till delar med samma metodik som inom den nationella och regionala kustfiskövervakningen, och resultaten rapporteras till datavärden. Resultat från provfisken inom recipientkontrollens referensområden kan potentiellt användas vid analys av resultat från den samordnade nationella miljöövervakningen av kustfisk.

Resultat från samtliga kontrollprogram rapporteras årligen (t.ex. Adill m.fl. 2014, Franzén och Andersson 2015, Fagerholm m.fl. 2014). Vart femte år genomförs mer omfattande och fördjupade utvärderingar av resultaten, vilka sammanfattas i så kallade femårsrapporter (t.ex. Adill m.fl. 2013, Andersson m.fl. 2015, Andersson m.fl. 2016).

Forsmark

I recipientkontrollprogrammet för Forsmarks kärnkraftverk ingår provfisken med Nordiska kustöversiktnät i Forsmarks skärgård, i en miljö som inte direkt påverkas av kylvattenutsläppet, och även i Finbofjärden i nordvästra Åland. I provfisket ingår individprovtagning av abborre. Provfisket med Nordiska kustöversiktnät inleddes år 2002. Provfisket utförs i augusti.

Tidigare utfördes även provfisken med kustöversiktnät i såväl Forsmarks skärgård som Finbofjärden. Dessa provfisken inleddes år 1983 och utgick ur kontrollprogrammet år 2009. Sedan dess har enstaka år av provfiske finansierats tillfälligt med hjälp av forskningsprojekt, men en långsiktig

finansiering saknas. Mellan åren 1975 och 2002 genomfördes även kallvattenfisken under oktober månad.

Data från Finbo har inte ingått i denna utvärdering, eftersom de ligger utanför svenskt territorium och därmed faller utanför målsättningarna för denna rapport. De provfisken som utförs i det påverkade området är inte heller med i denna rapport.

Oskarshamn (och Kvädöfjärden)

De biologiska undersökningarna inom recipientkontrollprogrammet vid Oskarshamns kärnkraftverk utförs i närmiljön för utsläpp av kylvatten och till referensområdet Kvädöfjärden. Provfisket som genomförs inom den nationella miljöövervakningen i Kvädöfjärden i augusti ingår även i recipientkontrollen och ingår i denna rapport, men provfisken i det påverkade området ingår inte.

Ringhals

I recipientkontrollprogrammet vid Ringhals kärnkraftverk utförs provfisken parallellt med samma metodik i tre områden (Andersson 2015); i utsläppsområdet som påverkas av uppvärmt kylvatten, i det minde påverkade området norra Horta och i referensområdet Vendelsö. Provfisken i utsläppsområdet och Vendelsö har utförts i april och augusti sedan år 1976, medan norra Horta fiskats sedan 2011.. I denna rapport ingår data från referensområdet i Vendelsö, medan data från de påverkade områdena inte är med.

Tabell 1. Översikt av områden för kustprovfiske med tidsserieperspektiv längs den svenska kusten, och som ingått i denna utvärdering. Se även karta i Figur 5.

Område	Län	Typ av övervakning	Beställare (per 2014)	Start (år)	Provfiskemetod	Tid för fisket	Individ-provtagning (art)
Östersjön							
Råneå	Norrbotten	Regional MÖ	HaV	1991	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Holmön	Västerbotten	Nationell MÖ	HaV	2002	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre, tånglake
Kinnbäcksfjärden	Västerbotten	Regional MÖ	Lst	2004	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Norrbyn	Västerbotten	Regional MÖ	Lst	2002	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Holmön	Västerbotten	Nationell MÖ	HaV	1989	Kustöversiktsnät, K009	Aug	Abborre, tånglake
Gaviksfjärden	Västernorrland	Regional MÖ	Lst	2004	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Långvindsfjärden	Gävleborg	Regional MÖ	Lst	2002	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Forsmark	Uppsala	Recipientkontroll, referens	Vattenfall	2002	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Forsmark	Uppsala	Recipientkontroll, referens	(Vattenfall)	1975 - 2009	Kustöversiktsnät, K009	Aug	-
Galtfjärden	Uppsala, Stockholm	Beståndsövervakning	HaV	2002	Nordiska nät, K064	Okt	Gös
Lagnö	Stockholm	Regional MÖ	Lst	2002	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Asköfjärden	Södermanland	Regional MÖ	Lst	2005	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Muskö	Stockholm	Beståndsövervakning	Hav	1991	Nätlänkar, K052	Okt	Skrubbskädda
Kvädöfjärden	Östergötland	Nationell MÖ/ recipientkontroll referens	HaV/Oskarshamns kraftgrupp	2002	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Kvädöfjärden	Östergötland	Nationell MÖ/ recipientkontroll referens	HaV/Oskarshamns kraftgrupp	1987	Nätlänkar, K053	Aug	Abborre
Kvädöfjärden	Östergötland	Beståndsövervakning	HaV	1989	Nätlänkar, K052	Okt	Skrubbskädda
Vinö	Kalmar	Recipientkontroll, referens	Lst	1995	Nätlänkar, K053	Aug	-
Torhamn	Blekinge	Nationell MÖ	HaV	2002	Nordiska nät, K064	Aug	Abborre
Västerhavet inkl. Öresund							
Barsebäck	Skåne	Regional MÖ	HaV	1999	Ryssjor, K054	Aug	Ål
Kullen	Skåne	Regional MÖ	HaV	2002	Ryssjor, K054	Okt	
Vendelsö	Halland	Recipientkontroll, referens	Vattenfall (Ringhals kärnkraftverk)	1976	Ryssjor, K054	Apr, Aug	Ål
Fjällbacka	Västra Götaland	Nationell MÖ	HaV	1989 (aug:1998)	Ryssjor, K054	Aug, Okt	Tånglake
Älgöfjorden	Västra Götaland	Regional MÖ	HaV	2002	Ryssjor, K054	Aug	-

Datahantering - vilka data samlas in

De data som samlas in kategoriseras som fångstdata, omgivningsdata och individdata. Dessa beskrivs närmare här under.

Fångstdata

Varje fisk som fångas noteras till art och längden mäts till centimeter noggrannhet. Detta gäller även större kräftdjur, framför allt krabbor, som ofta igår i fångsten på västkusten. Fångsten registreras som antal per art och längdgrupp. Registreringen sker per maskstorlek i nätprovfisken och per dubbelt ryssjehus vid ryssjefisken. Vikten på fångsten noteras som ett samlingsmått på total vikt av respektive art per maskstorlek och station vid nätprovfiske. För ryssjor noteras totalvikten för varje art per dubbelt ryssjehus.

Omgivningsdata

Vid varje provfisketillfälle mäts temperatur och siktdjup. Sedan några år tillbaka mäts även salthalt i de flesta områden. Temperatur (och ibland även salthalt) mäts vid varje station i samband med läggning och vittjning. De mäts även vid en referenspunkt i mitten av provfiskeområdet en gång per fiskedag i samband med vittjning. Även siktdjupet noteras vid referenspunkten. Information om provfiskestationens bottenbeskaffenhet (miljön) är en frivillig variabel, och används i första hand i samband med inventeringsfisken.

Individdata

I vissa provfisken ingår individprovtagning på utvalda arter. Denna utförs på längstratifierat stickprov ur fångsten. Individens längd mäts till millimeter noggrannhet, och individens vikt mäts som total- och somatisk vikt. I samband med individprovtagningen insamlas prover av otoliter (fiskens hörselstenar) och i vissa fall även gällock för senare åldersbestämning.

Miljögiftsprovtagning

I samband med vissa provfisken tas stickprov av utvalda arter för senare analys av metaller, miljögifter och hälsotillstånd hos fisk. Dessa hanteras enligt instruktioner från Naturhistoriska riksmuseet och skickas vidare för analys.



Figur 4: Piggvar på mätbräda för att registrera längden. Foto: Anders Adill

Datavärd och tillgång till data

Fångstdata och data kring fiskhälsa lagras hos datavärden. Datavärd för kustfisk är Kustlaboratoriet vid Institutionen för akvatiska resurser, SLU, på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Datavärd för data gällande fiskens halter av metaller och organiska miljögifter är IVL Svenska Miljöinstitutet. Kustfisk-data lagras i databasen KUL som initierades 2006. Vissa äldre data ligger fortfarande lagrade i den tidigare databasen FIRRE, även om de flesta data gradvis har flyttats över till KUL. Överflyttningen sker med stöd av tillfälliga projekt och den långsiktiga planen är att alla data ska vara tillgängliga i KUL. I databasen KUL lagras samtliga fångstdata och omgivningsdata, och även stickprovsinformation som könsfördelning och uppgifter om enskilda fiskar som längd, vikt och ålder.

Information om tillgängliga data kan hittas på datavärdens hemsida (www.slu.se/kul). Där kan man även göra enklare uttag av fångsten per område eller år när det gäller profisken utförda med Nordiska kustöversiktsnät. Större uttag och uttag av data från fisken utförda med annan metodik fås genom att kontakta datavärden. Uttagen fås som fångstdata på samma detaljningsnivå som provfisket registrerades i, eller som aggregeringar av dessa enligt fördefinierade inbyggda frågor i databasen.

Projekt pågår även för att överföra och lagra data för de indikatorer som används i den östersjögemensamma bedömningen i en databas på HELCOM.

Analys av insamlad data

Resultaten från kustprovfisket används i analyser för att följa upp uppfyllelsen av regionala och nationella miljömål, samt för rapportering inom havsmiljödirektivet, där vissa kustfiskindikatorer kommer att ingå i den kommande internationella bedömningen av Östersjöns miljöstatus (HOLAS II) och i den Inledande bedömningen 2018. Data från provfisken används även inom fiskerirådgivningen för nationellt förvaltade arter. De analyser som används idag fokuserar på att följa förändringar över tid. Utvärderingarna utförs separat för varje provfiskeområde. Dels analyseras fångsten hos de vanligaste arterna, dels förändringar i indikatorer som representerar olika aspekter av fisksamhällets struktur och funktion. Resultaten redovisas i form av faktablad som finns tillgängliga på datavärdens hemsida (www.slu.se/faktablad-kustfisk). Indikatorer och metoder för att bedöma miljöstatus hos kustfisk utvecklas pågående (Bergström och Olsson 2015, HELCOM 2015). I nästa kapitel anges de aktuella indikatorerna per år 2015 och exempel på aktuella frågeställningar.

Vilka krav bör ställas på övervakningen av kustfisk?

Generella målsättningar för kustfiskövervakningen

Övervakningen av kustfisk syftar till att följa upp generella förändringar i fisksamhällets artsammansättning och storleksstruktur. För de vanligaste arterna ska man även kunna följa upp förändringar i populationsstorlek (beståndsstorlek) och storleksstruktur, och i vissa provfisken åldersstruktur. Ett viktigt mål för miljöövervakningen är att tillämpa en bred ansats, som inte enbart övervakar effekter av aktuella påverkansfaktorer utan även har möjlighet att omfatta potentiella kommande, idag oförutsedda, påverkansfaktorer.

Resultaten ska kunna rapporteras i förhållande till regionala och nationella miljömål, samt i den internationella rapporteringen enligt havsmiljödirektivet. Kustfisk ingår inte som ett obligatoriskt element i vattendirektivet (med undantag för fisk i övergångsvatten som inte tillämpas i Sverige). Det är dock önskvärt att de metoder som används för att bedöma status för kustfisk är harmoniserade med de indikatorer som används inom vattendirektivet, så att man så långt som möjligt kan göra helhetsbaserade bedömningar för kustområdet i de geografiska områden där detta är möjligt.

För att utvärdera status i förhållande till de nationella miljömålen används en kombination av indikatorer för miljöstatus. Dessa täcker tillsammans in olika aspekter av kustfiskbeståndets status, och representerar aspekter av artsammansättning, diversitet, storleksstruktur och trofisk nivå. Delar av dessa är även indikatorer för rapportering enligt havsmiljödirektivet. En översikt av aktuella indikatorer presenteras längre ned i denna text. Data från kustfiskövervakningen används även inom fiskerirådgivningen när det gäller nationellt förvaltade arter. För fiskerirådgivningen studeras förändringar i beståndens storlek totalt sett och separat för olika ålders- och storleksklasser, för att bedöma till exempel rekryteringsframgång, dödlighet och relativt beståndsstorlek.

De analyser som görs syftar i första hand för att studera förändringar över tid inom varje provfiskeområde. Genom att jämföra utvecklingen i flera geografiskt spridda provfiskeområden ska det vara möjligt att utvärdera på vilken skala (nationell, regional eller lokal) som en förändring sker. För att kunna uppnå den geografiska täckning som är önskvärd för att kustfiskövervakningen ska kunna representera olika delar av Sveriges kust, och olika typer av livsmiljöer, är det dock viktigt att även kunna jämföra provfiskeområden med varandra, så att man kan inkludera till exempel information från inventeringsfisken i bedömningen.

Målsättningar i relation till direktiv och förvaltningsbehov

Internationella direktiv och överenskommelser

Baltic Sea Action Plan

Kustfiskövervakningen i Sverige har samordnats internationellt mellan länder i Östersjön sedan början av 1990-talet. Samordningen har avsett metodbeskrivningar, analyser och utvärderingar, och skedde till en början inom Coordination Organ for Baltic Reference Areas som en del av samarbete inom HELCOM (COBRA, Ådjers 2006). I början av 2000-talet fortsatte samarbetet genom "HELCOM fish project" (se till exempel HELCOM 2012). För närvarande pågår samarbetet inom projektet HELCOM Fish PRO II (<http://www.helcom.fi/helcom-at-work/projects/fish-pro>). Sedan år 2007 har aktionsplanen för Östersjön en stark roll i Östersjöregionen (Baltic Sea Action Plan, BSAP; HELCOM 2007). Ett syfte med den internationellt samordnade övervakningen av kustfisk har sedan dess även varit att följa upp status i relation till målsättningarna för biologisk mångfald inom BSAP, som omfattar havsområden från Bottenviken till Kattegatt.

Havsmiljödirektivet

Kustfiskövervakningen fick en ny betydelse i alla svenska havsområden genom initieringen av havsmiljödirektivet (Marine Strategy Framework Directive; EU 2008). Inom HELCOM har länderna runt Östersjön kommit överens om ett urval av gemensamma indikatorer som ska användas för bedömning av miljöstatus i Östersjönivå, så kallade *Core indicators*, där även kustfisk ingår (HELCOM 2013). Dessa kan användas för uppföljning inom både BSAP och havsmiljödirektivet och beskrivs närmare nedan. Motsvarande ansats finns även inom OSPAR, men där har kustfisk inte en lika stark roll i det internationellt koordinerade arbetet och det nationella ansvaret för att utveckla bedömningsgrunder för övervakningen i Skagerrak och Kattegatt är relativt sett högre.

Enligt havsmiljödirektivet beskrivs god miljöstatus med hjälp av elva så kallade deskriptorer. Dessa beskriver olika aspekter av havsmiljö och omfattar både miljöstatus och påverkansfaktorer. Fisk är ett obligatoriskt element inom havsmiljödirektivet och status för artgruppen måste rapporteras vart 6:e år. Kustfisk rapporteras framför allt under deskriptor 1 (biologisk mångfald), men är även relevant för deskriptor 3 (kommersiella arter) och deskriptor 4 (födovävar). En inledande bedömning gjordes 2012, som även innehöll förslag på indikatorer som ska användas i den fortsatta bedömningen och rapporteringen (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Dessa har utvecklats vidare och resultaten kommer närmast att användas inom OSPARS intermediate assessment 2017, Östersjöns regionala bedömning av miljöstatus HOLAS II, samt Sveriges inledande bedömning 2018. Som en del av den nationella implementeringen fastställdes miljö kvalitetsnormer, där även kustfisk ingår (HVMFS 2012).

Vattendirektivet

Många andra organismer i kustområdet, till exempel bottenfauna, växtplankton och makrovegetation utvärderas företrädesvis inom ramen för vattendirektivet (Water Framework Directive; EC 2000). Vattendirektivet sträcker sig geografiskt ut till en sjömil från baslinjen (EC, 2000). Fisk ingår inte i kustområden, utan endast i så kallade övergångsvatten. Övergångsvatten definieras som vattenområden nära mynningar, det vill säga områden med saltvatten men som är märkbart påverkade av sötvatten (EC 2000). Sverige hade tidigare två vattenförekomster klassade som övergångsvatten; "Göta Älvs- och Nordre Älvs estuarie", samt "Stockholms inre Skärgård och Hallsfjärden", men dessa inräknas numera som kustvatten.

Statusbedömningen av kustfisk har dock en koppling till vattendirektivet genom att havsmiljödirektivet ska gälla även i kustområdet för de delar av ekosystemet som inte omfattas av vattendirektivet (EC, 2008). Därmed uppstår en situation där vissa ekosystemkomponenter bedöms enligt havsmiljödirektivet och andra enligt vattendirektivet, medan det ur ett helhetsperspektiv är önskvärt att uppnå en samlad bedömning. För att få en meningsfull samlad bedömning i kustområdet är det viktigt att metoden för statusbedömning av kustfisk där det är möjligt harmoniseras med bedömningar enligt vattendirektivet.

Art- och habitatdirektivet

Art- och habitatdirektivet kan även vara relevant för kustfiskövervakningen. Enligt art- och habitatdirektivet ska statusen i skyddsvärda områden följas upp på basen av bland annat förekomst och beståndsutveckling hos typiska arter (EEC 2000). Flera av de typiska arterna som listas fångas regelbundet i kustfiskövervakningen, till exempel abborre, gers, mört, skrubbskädda, stensnultra, skärsnultra, torsk, tånglake och ål. Flera andra typiska arter fångas dock inte.

En analys av det geografiska överlappet mellan skyddsvärda områden enligt Art- och habitatdirektivets rapportering och provfiskade områden anger att uppskattningsvis en tredjedel av de provfisken som finns registrerade i databasen KUL är belägna inom klassade Natura 2000-områden (Fredriksson och Bergström 2011). Denna siffra inkluderar även inventeringsfisken. När det gäller områden som provfiskas inom miljöövervakningen är överlappet lägre. De naturtyper med minst underlag i databasen när det gäller fiskbestånd var 1110, 1130 (med undantag av norra Bottenviken), 1140, 1150, 1160 (med undantag av Egentliga Östersjön), 1610 och 1650. Naturtyp 1170 täcks relativt väl in av provfisken i Egentliga Östersjön, inte alls i Öresund, och till viss del i övriga havsområden. Naturtyp 1620 omfattar endast liten total yta, men täcktes i alla fall till viss del in av provfisken i alla aktuella havsområden (Fredriksson och Bergström 2011).

Nationella användningsområden

Uppföljning av miljömålen

Den nationella och regionala utvärderingen av miljöstatus hos kustfisk överlappar med syften och målsättningar för de internationella direktiven. De miljömål som framför allt är relevanta för kustfisk är "Hav i balans samt

levande kust och skärgård”, ”Ingen övergödning” samt ”Ett rikt växt- och djurliv”. För att fylla ett bredare syfte och synliggöra resultaten även på en högre detaljnivå används ett större urval av indikatorer och beräkningar i den regionala rapporteringen än i den internationella (se ”Indikatorer”, nedan). Uppföljningen sker genom att utvärdera respektive provfiskeområde separat. För de flesta provfiskeområden rapporteras resultaten som områdesspecifika faktablad, vilka ges ut årligen eller med regelbundna intervaller (www.slu.se/faktablad-kustfisk). En sammanfattande bedömning av fiskbeståndens miljöstatus ingår i den gemensamma rapporteringen för svensk miljöövervakning som ges ut av Havsmiljöinstitutet (HAVET rapporterna).

Nationellt förvaltade fiskarter

Data från kustfiskövervakningen används även inom den nationella fiskeriförvaltningen. Biologiska råd publiceras årligen i rapporten ”Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten”¹. De fiskarter som bedöms med hjälp av data från kustfiskövervakningen är abborre, gädda, gös, sik och skrubbskädda. Information från provfisken presenteras tillsammans med statistik från yrkesfisket samt där det är möjligt även från fritidsfisket. Utvärderingen sker genom att bestämma trender i beståndsstorlek över tid, avseende antal och biomassa. Analys av ålders- och storleksstruktur är viktiga för att bedöma effekter av fisketryck och för att bedöma rekryteringsframgången och årsklassernas styrka. Data för skrubbskädda analyseras genom internationellt samarbete som koordineras av internationella havsforskningsrådet ICES.

Referensområden vid bedömning av påverkan

Resultat från kustfiskövervakningen ska även kunna användas som jämförelse vid utvärdering av miljöstatus i potentiellt påverkade områden. Enskilda områden kan utvärderas dels som en del av kontrollprogram, dels i samband med tillståndsärenden eller för att följa upp effekter av oförutsedd miljöpåverkan. Med undantag för de större verksamheter som har fleråriga kontrollprogram (se t ex tabell 1), sker provtagningsinsatsen vanligen endast över ett eller över enstaka år, och data från det påverkade området kan behöva jämföras med befintliga data från miljöövervakningen. Referensområden kan även användas för uppföljning av åtgärder i lokalt påverkade områden, till exempel vid inrättandet av fredningsområden för fisk, habitatrestaurering eller andra typer av åtgärder. De mer långsiktiga kontrollprogrammen har i den här rapporten inräknats som en del av det nationella nätverket för kustfiskövervakning, eftersom data från kontrollprogrammets referensområden kan användas för att bedöma övergripande status.

Andra användningsområden

Data från kustfiskövervakningen används även i andra bedömningar av fiskarternas status, till exempel den nationella rödlistan (artfakta.artdatabanken.se), HELCOMs rödlista (HELCOM 2013) och Världsnaturfondens nationella rådgivning för konsumenter (WWF fiskguide, www.wwf.se).

¹ <https://issuu.com/havochvatten/docs/fisk-och-skaldjursbestand-i-hav>

Indikatorer och variabler för utvärdering

Indikatorer för rapportering inom havsmiljödirektivet

Som en del av det internationella samarbetet i Östersjöområdet har länderna kommit överens om gemensamma indikatorer som ska användas för bedömning av miljöstatus, så kallade *Core indicators* (HELCOM 2013). Dessa indikatorer rapporteras gemensamt på Östersjönivå via HELCOM (<http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators>). I urvalet ingår följande indikatorer för kustfisk, som beräknas på basen av data från kustfiskövervakningen:

- Abundans eller biomassa av nyckelart av fisk i kustvatten (*Abundance of key coastal fish species*), angiven som antal i medeltal per område och år. I Östersjöns svenska områden används abborre och skrubbskädda som nyckelart, förutom i Kattegatt och Öresund där torsk eller skrubbskädda föreslås.
- Abundans eller biomassa av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten (*Abundance of coastal fish key functional groups*) beräknas som antal rovfisk i medeltal per område och år, respektive antal karpfiskar i medeltal per område och år. I områden där det inte finns karpfisk föreslås abundans eller biomassa av mesopredatorer.

Sverige har föreslagit att använda motsvarande indikatorer som i Kattegatt och Öresund även i Skagerrak, för en enhetlig rapportering inom Nordsjöområdet (HaV 2012). Indikatorerna är även planerade att rapporteras nationellt för svenska områden, som indikatorvisa faktablad. Möjligen kommer i denna sammanställning ytterligare indikatorer att tillkomma. Totalt listades fem potentiella indikatorer för kustfisk i den första inledande bedömningen för havsmiljödirektivet (HaV 2012). Indikatorerna beräknas så som anges i efterföljande stycke.

- Abundans eller biomassa av nyckelart av fisk i kustvatten (identisk med *Abundance of key coastal fish species* ovan)
- Storleksstruktur hos nyckelart av fisk i kustvatten
- Storleksstruktur i fisksamhället i kustvatten
- Abundans eller biomassa av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten
- Trofisk nivå inom fisksamhället i kustvatten

Indikatorer i faktabladen

Ett större urval av indikatorer ingår i den rapportering som görs i form av nationella och regionala faktablad (www.slu.se/faktablad-kustfisk). I dessa faktablad rapporteras resultat från den regionala och nationella miljöövervakningen per område. Analyserna omfattar dels aspekter av total fångst och artfördelning (beräknat som antal per nät/ryssja och natt), dels olika indikatorer som representerar olika aspekter av fisksamhället. Dessa grupperas enligt artdiversitet, storleksstruktur, förekomst inom olika funktionella grupper samt trofisk nivå (SLU 2014). De regionala faktabladen omfattar därmed de indikatorer som listas av HaV (2012), samt ett ytterligare antal.

Artdiversitet

- Artdiversitet mäts med hjälp av Shannons index, som ger en sammanfattande bild baserat på information om antalet arter och hur mängden av dem fördelar sig mellan arterna.
- Som en alternativ indikator kan relativt antal arter per station användas (antal arter i medeltal per 100 fiskar). Det relativa antalet arter inte är det samma som det faktiska antalet arter per station, utan är lägre.

Storleksstruktur

- Storleksstrukturen i fisksamhället representeras av fångsten per nät och natt av samtliga fiskar större än 30 centimeter. Ål undantas från beräkningen. Indikatorn listas av HaV (2012) under "Storleksstruktur i fisksamhället i kustvatten".
- Därtill beräknas storleksstruktur hos särskilda arter av intresse för yrkesfisket, separat för varje art. För abborre används 25 cm som gräns, för skrubbskädda 30 cm, för torsk 38 cm och för gös 40 cm. Indikatorn listas av HaV (2012) under "Storleksstruktur hos nyckelart av fisk i kustvatten", avseende abborre och torsk.

Funktionella grupper

- Förekomsten av rovfisk beräknas som arter som har en trofisk nivå på minst 4 enligt www.fishbase.org (Froese och Pauly 2004). En förteckning av trofisk nivå för respektive art finns även i databasen KUL och som bilaga till undersökningstyperna.
- Förekomsten av karpfiskar beräknas som antalet fiskar tillhörande den taxonomiska familjen Cyprinidae per nät och natt. Indikatorn används enbart i Östersjön.
- Förekomsten av mesopredatorer föreslås som en indikator i provfisken där karpfisk inte förekommer. Man rapporterar därmed antingen antal cyprinider eller antal mesopredatorer. Till mesopredatorer räknas framför allt fiskar inom familjen Labriidae (snultror) och Gobidae (smörbultar), men även till exempel tånglake.
- I relation till havsmiljödirektivet kan samtliga dessa indikatorer sortera under "Abundans eller biomassa av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten".

Trofisk nivå

- Som ett mått på trofisk nivå beräknas dels antalet rovfiskar per nät och natt i relation till det totala antalet fiskar. Till rovfiskar räknas arter som har en trofisk nivå på minst 4 enligt www.fishbase.org (Froese och Pauly 2004). En förteckning av trofisk nivå för respektive art finns i databasen KUL och som bilaga till undersökningstyperna.
- Därtill beräknas fisksamhällets trofiska medelnivå som ett mått på den relativa fördelningen av fiskar inom olika trofiska nivåer. Den beräknas som produktsumman av artens trofiska nivå och artens förekomst i fångsten som proportion, totalt för samtliga arter i fångsten.
- I relation till havsmiljödirektivet kan båda indikatorerna sortera under "Trofisk nivå inom fisksamhället i kustvatten" enligt HaV 2012, men det kan anses olämpligt att rapportera båda indikatorerna samtidigt.

Geografiska aspekter

Utvärderingsenheter

Den nationella och regionala rapporteringen redovisas per provfiskeområde (www.slu.se/kustfisk-faktablad), eller som en sammanställning av resultat för flera provfiskeområden (T ex Havsmiljöinstitutet 2014).

För vattendirektivet har Sveriges kustområden delats in i 662 vattenförekomster på basen av lokala topografiska och hydrologiska egenskaper (www.smhi.se). Havsmiljödirektivet uttrycker att den skala som används för bedömning ska vara biologiskt relevant för de arter och egenskaper som ingår (EC 2008), och i Sverige har man definierat bedömningsområden på olika geografiska detaljeringsnivåer (HVMFS 2012:18). För gemensamma bedömningar inom HELCOM- och OSPAR-områdena har regionalt gemensamma geografiska skalor fastställts. Kustfisk har förslagits bedömas enligt "nivå 3" - efter en första indelning i bassänger identifieras kustområden (Figur 5a).

Fiskbeståndens status inom fiskeriförvaltningen rapporteras enligt tre områden för kusten: Bottniska viken, Egentliga Östersjön, samt Kattegatt och Skagerrak, men rådgivningen anpassas där så är motiverat till en mindre geografisk skala inom dessa områden.

Biologiska relevanta enheter

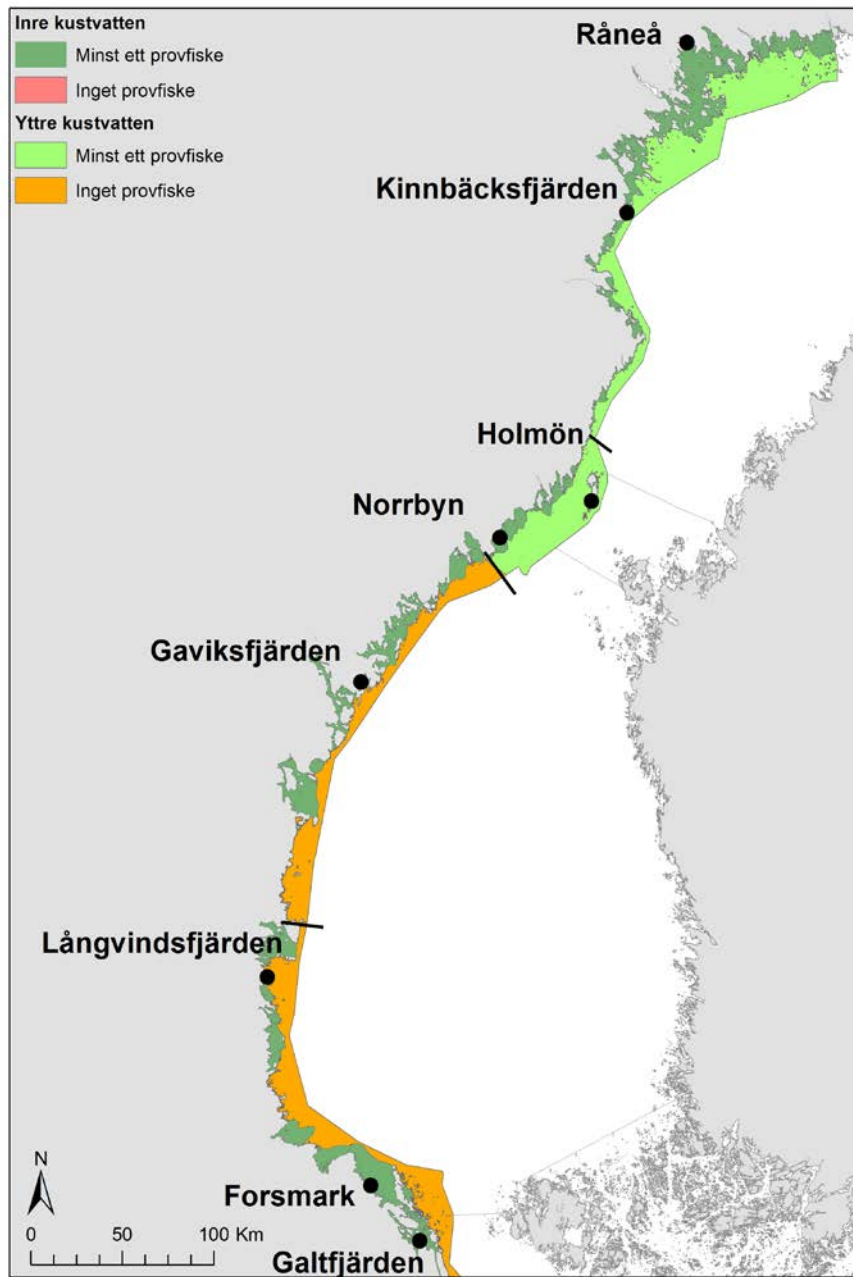
Fisken är rörlig och varje individ har som regel ett stort naturligt spridningsområde. I jämförelse med frivattenlevande arter i utsjön är flertalet av de vanliga kustfiskarterna dock stationära och har relativt begränsade vandringsmönster. Genetiska studier och märkningsstudier tyder på att kustnära sötvattensarter ofta håller sig inom någon kilometer till några tiotals kilometer från sitt rekryteringsområde (Olsson et al., 2011, Saulamo and Neuman, 2002, Laikre et al., 2005a, Laikre et al., 2005b, Olsson et al., 2012b). Dessa faktorer gör att den yta som provfiskas måste vara tillräckligt stor för att på ett bra sätt omfatta det bestånd som ska övervakas, beaktande fiskens rörlighet och att den ofta flyttar sig småskaligt i relation till vattenströmmar och temperatur som varierar mellan år. Samtidigt måste det finnas tillräckligt många provfiskeområden för att få en god representativ täckning på den aktuella rapporteringsenheten.

Rumslig täckning

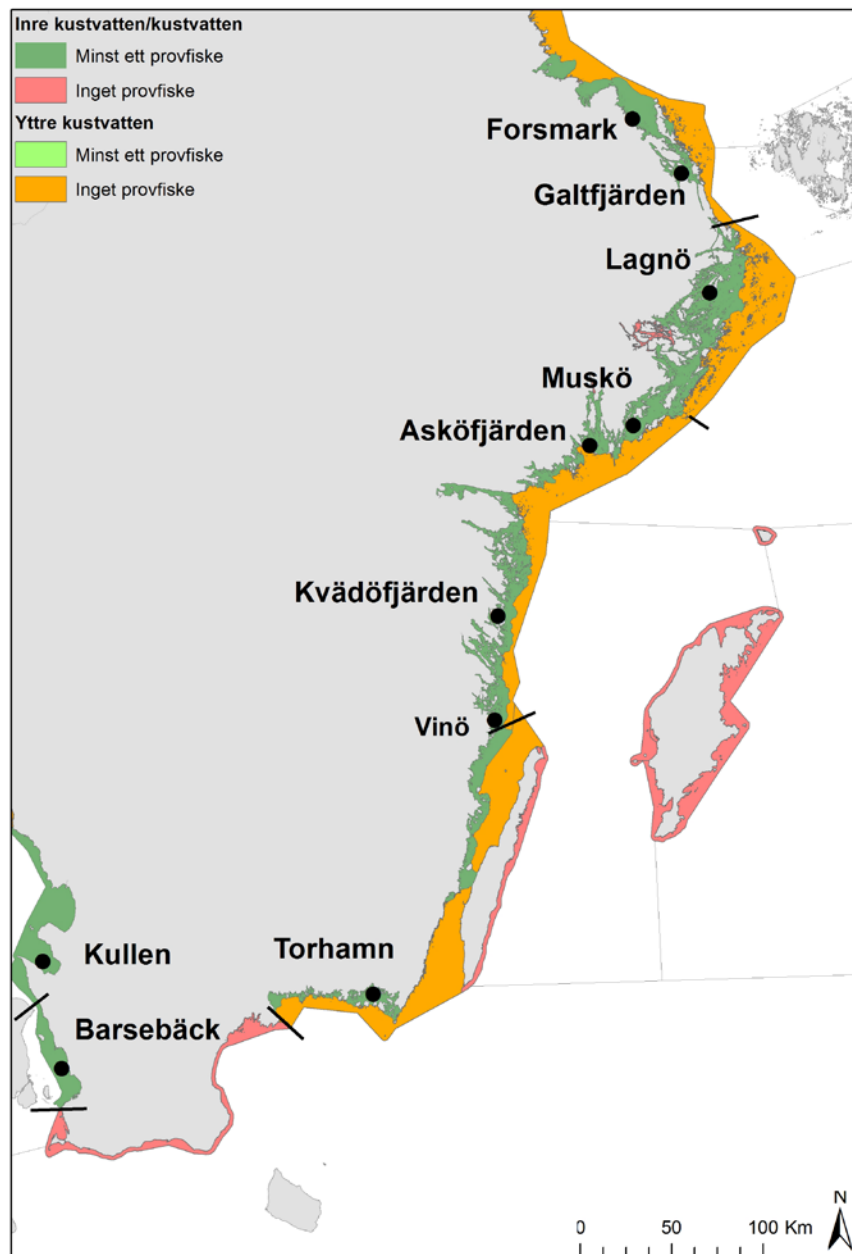
Fördelningen av provfiskeområden inom den samordnade miljöövervakningen presenteras i Figur 5. De flesta av provfiskena är så kallade varmvattenfisken. Dessa sker under augusti månad, när de flesta målarter för fisket är aktiva i kustområdet, till exempel abborre, gers, gös och olika karpfiskar (exempelvis mört och björkna). Provfisken under hösten är främst inriktade på att övervaka kallvattenarter, till exempel skrubbskädda, torsk, simpbor, tånglake och sik, och utförs endast i ett fåtal områden. Provfiskena är glest fördelade i så gott som alla delar av landet. I vissa nyckelområden saknas långsiktig övervakning helt, till exempel Gotland och västra Bornholmsbassängens kustområde.



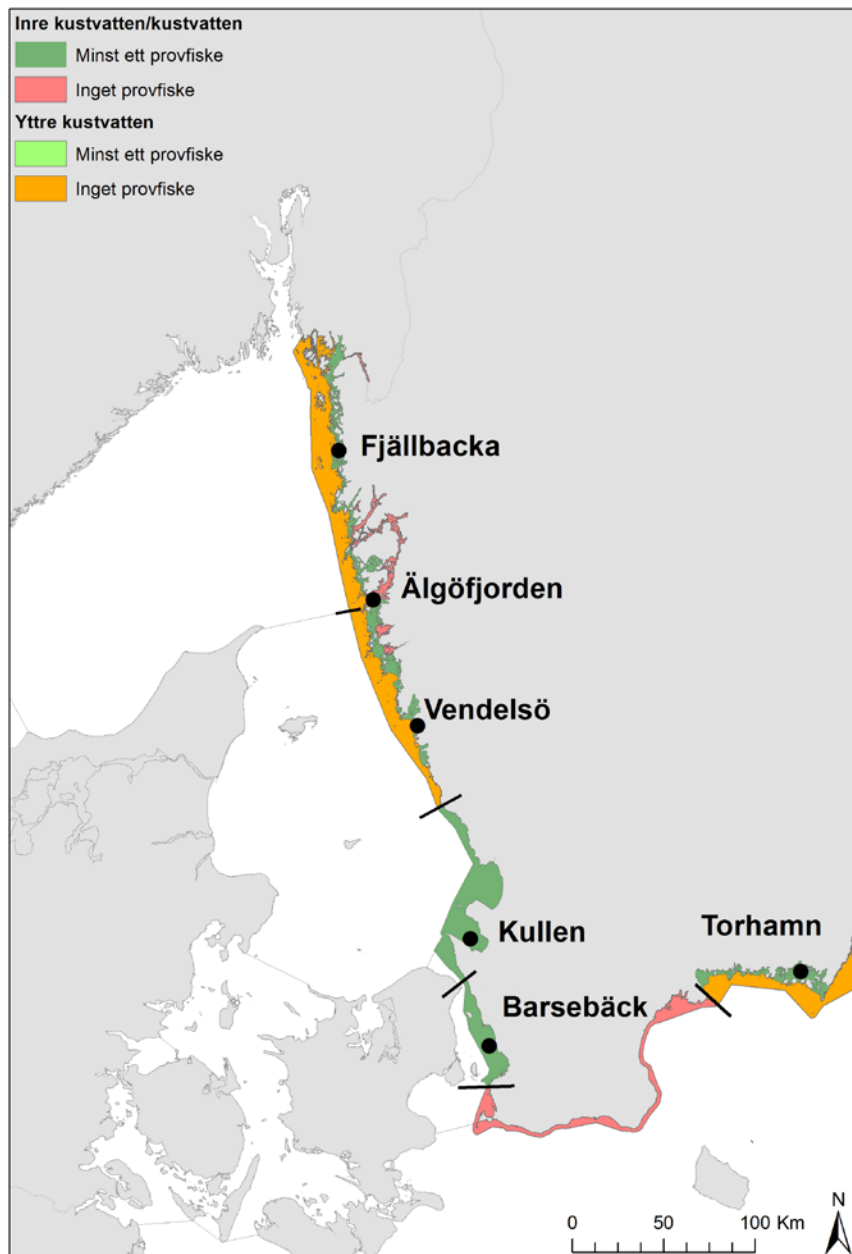
Figur 5a. Områden för långsiktig övervakning av kustfisk i Sverige. I kartan visas även avgränsningarna för de bedömningsområden som är föreslagna att användas för rapportering av status hos kustfisk inom HELCOM (2015). Siffrorna anger bedömningsområdets nummer enligt HELCOM (2013). I tillägg anges området för Skagerrak (S). I de rödmarkerade områdena 22 och 31 saknas kustfiskövervakning helt. Tätheten i område 8 och 11 ses mot bakgrunden att Galtfjärden och Muskö är kallvattenfisker.



Figur 6b. Områden för långsiktig övervakning av kustfisk i Bottniska viken i förhållande till kustvattentyp (HVMFS 2012:18). Kustvattentyper med minst ett provfiske är markerade med gröna fält. Kustvattentyper som saknar provfiske är markerade med orange (yttre kustvatten). Svarta streck anger avgränsningen av närliggande kustvattentyper.



Figur 7c. Områden för långsiktig övervakning av kustfisk i Egentliga Östersjön i förhållande till kustvattentyp (HVMFS 2012:18). Kustvattentyper med minst ett provfiske är markerade med gröna fält. Kustvattentyper som saknar provfiske är markerade med orange (yttre kustvatten) eller rött (inre kustvatten). Svarta streck anger avgränsningen av närliggande kustvattentyper.



Figur 8d. Områden för långsiktig övervakning av kustfisk i Västerhavet i förhållande till kustvattentyp (HVMFS 2012:18). Kustvattentyper med minst ett provfiske är markerade med gröna fält. Kustvattentyper som saknar provfiske är markerade med orange (yttre kustvatten) eller rött (inre kustvatten). Svarta streck anger avgränsningen av närliggande kustvattentyper.

Metoder för att bestämma miljöstatus

Analys av förändringar över tid

De indikatorbaserade bedömningarna inom havsmiljödirektivet görs genom att analysera förändringar över tid. Grundprincipen är att situationen under bedömningsperioden jämförs med ett gränsvärde, som anger miniminivån för god miljöstatus (se Box på nästa sida). Gränsvärdet identifieras separat för varje provfiskeområde, och är därmed unikt för varje område.

Enligt metodbeskrivningen ska en historisk baslinje om minst 10 år användas för att identifiera ett gränsvärde för god miljöstatus. För att undvika att gränsvärdet hamnar närmare baslinjens median ju fler år som ingår i baslinjen (det vill säga undvika att typ-I felet ökar) så delas baslinjen in i serier om lika många år som ingår i bedömningsperioden, med ett års tidsfördröjning. Sedan görs en nästlad slumpning i bootstrappen. På så vis jämför man medianen i utvärderingsdata mot en konfidensgräns som räknats fram med hjälp av lika många års data i varje slumpning trots att det finns ett större antal års data i baslinjen. För områden där det inte ännu är möjligt att definiera ett gränsvärde för god miljöstatus anges som en tillfällig lösning den önskade förändring över tid, till dess att kriterierna för att definiera ett gränsvärde är uppfyllda.

I de regionala faktabladen redovisas därtill förekomsten av linjära trender över tid för samtliga tillgängliga år. Variationen mellan stationer inom varje område och år redovisas, men analysen av trend görs på basen av medelvärdet för respektive år. De regionala faktablad som görs idag bedömer därmed inte statusen som god eller inte god. I stället beskrivs förändringar över tid och den rådande trenden under den totala perioden.

Jämförelser mellan områden

En parallell utveckling av rumsligt baserade bedömningar är viktig för att i ett så tidigt skede som möjligt kunna inkludera resultat från nya områden i rapporteringen av miljöstatus, i de fall där nya områden initieras i syfte att förbättra tätheten och den geografiska täckningen (se Figur 5). För att kunna göra jämförelser mellan områden måste dock statusen i det undersökta området gå att jämföra kvantitativt med snarlika referensområden. Det här betyder att effekter av naturliga miljöfaktorer som påverkar den förväntade förekomsten av fisk måste beaktas i analysen (Bergström och Olsson 2015).

Idag finns ingen föreslagen metodik för att göra rumsligt baserade bedömningar. Ett tillvägagångssätt skulle vara att beräkna områdesspecifika medelvärden där man med hjälp av statistiska modeller filtrerar ut effekten av naturliga faktorer på lokal skala, till exempel effekten av lokala skillnader i temperatur, djup och vågexponering (Bergström m.fl. 2016).

Identifiering av gränsvärde för god miljöstatus

I den överenskomna metoden för att analysera god miljöstatus hos kustfisk (HELCOM 2015) ingår ett antal kriterier som ska vara uppfyllda för att man kunna definiera ett gränsvärde:

- Inom tidsserien ska det gå att identifiera en baslinjeperiod. Denna ska inte överlappa med bedömningsperioden och ska vara minst dubbla generationstiden för den dominerande arten. I praktiken innebär detta cirka 10 år. Syftet är att gränsvärdet inte definieras utifrån enskilda starka eller svaga årsklasser, utan representerar en genomsnittlig status över fler generationer.
- Baslinjeperioden ska ha relativt stabila hydrologiska och ekologiska förhållanden, och inte omfatta till exempel stora fluktuationer i födovävens struktur eller i klimat.
- Indikatorn ska inte visa en trend inom baslinjeperioden ($n \geq 10$, $p > 0.05$).
- Baslinjeperioden ska kunna identifieras som att representera antingen god eller icke-god miljöstatus. Bedömningen kan göras genom analys av långa tidserier, genom att jämföra med data från närliggande områden med likadana yttre förhållanden, eller genom expertbedömning.

Gränsvärde för god miljöstatus identifieras som värdet vid en viss tillåten avvikelse från medianvärdet under baslinjeperioden. Gränsvärdet beräknas genom *resampling* med återläggning ett stort antal gånger från samtliga år under baslinjeperioden. Varje stickprov är lika stort som antalet år i bedömningsperioden, och på basen av detta beräknas ett medianvärde. Om baslinjen representerar god miljöstatus används värdet vid den 5:e percentilen av de beräknade medianvärdena, det vill säga den nedre gränsen för ett enkelsidigt 95 % konfidensintervall. En *smoothing parameter* används för att förbättra precisionen. Denna beräknas som stickprovets standardavvikelse delat med antalet prover i stickprovet (n).

Utvärdering i relation till gränsvärde

Vid bedömningen jämförs medianvärdet under bedömningsperioden (6 år enligt havsmiljödirektivet) med gränsvärdet för god miljöstatus baserat på information från baslinjeperioden. Bedömningen görs olika beroende på om baslinjen representerar god miljöstatus eller inte. Om baslinjen representerar god miljöstatus (GES) görs på följande sätt:

- För indikatorer där höga värden betyder en bättre miljöstatus, ska medianvärdet för bedömningsperioden vara ovanför den 5:e percentilen för baslinjeperioden.
- För indikatorer där såväl för höga som för låga värden betyder en sämre miljöstatus, ska medianvärdet vara innanför den 5:e och den 95:e percentilen.

Om baslinjen däremot representerar dåligt miljöstatus (sub-GES), ska en utveckling bort från baslinjens värden eftersträvas, genom att den önskade riktningen anges. God miljöstatus definieras som värden ovanför den 98:e percentilen om indikatorns värde borde öka och under den 5:e percentilen om indikatorns värde borde minska). Vid nästa bedömningscykel görs en ny utvärdering av baslinjeperiod.

Om en baslinje inte kan identifieras; utvärdering av trend över tid

Om det inte går att ta fram ett gränsvärde enligt ovanstående kriterier, används en trendbaserad bedömning som en tillfällig lösning till dess att ett gränsvärde kunnat fastställas.

Före bedömningen identifieras trendens önskade riktning hos den aktuella indikatorn analogt med vad som beskrivits ovan. För indikatorer där höga värden betyder en bättre miljöstatus, ska trenden inte minska, förutsatt att indikatorns värden i början av tidsserien representerar god miljöstatus. Där varken för höga eller för låga värden är önskvärda ska det inte finnas någon trend. Om indikatorns värden i början av tidsserien representerar dålig miljöstatus (sub-GES), ska den önskade riktningen eftersträvas. Bedömningen görs som en linjär regressionsanalys.

Kontinuitet

I kustfiskövervakningen används i vissa fall olika metodik och redskap i olika områden av historiska skäl. Det faktum att provfisken med olika redskap inte är kvantitativt jämförbara med varandra, ens när det gäller olika typer av nät, skapar ett problem för jämförbarheten mellan sådana områden. Faktorer som till exempel stationernas placering och redskapets utformning påverkar vilka arter och storlekar av fisk som kan ingå, och medför att till exempel upprättandet av omräkningstabeller inte är tillräckligt för att lösa skillnaderna.

I Östersjön har många provfisken som utförts med äldre metodik fasats ut och ersätts med nyare metoder. Den information som finns i de äldre fiskena blir därmed oanvänd i nyare bedömningar. I vissa fall har provfisken utförda med äldre metodik bevarats för att upprätthålla långa tidsserier. Resultat från provfisken utförda med olika metodik kan kombineras genom att jämföra utfallet av bedömningen snarare än själva indikatorvärdet, eller genom att jämföra standardiserade tidsserier. Problemet med att olika metoder och provtagningsdesigner har olika förutsättningar att provta olika arter och storlekklasser kan dock inte kringgås.

I en revision av provtagningsprogrammet måste värdet av att ha tillgång till historisk information vägas i förhållande till värdet av en högre jämförbarhet mellan områden.

Frågeställningar för den statistiska utvärderingen

Den övergripande frågeställning som legat till grund för denna utvärdering har handlat om hur kustfiskövervakningen bäst kan anpassas för att uppnå önskvärd statistisk styrka och för att uppfylla de krav som ställs i miljöarbetet. Analysen har utgått ifrån att utvärdera möjligheten att upptäcka en årlig förändring på 5 % inom en period om tio år med 80 % styrka. Ingångsvärdena är valda utifrån ett önskemål om att man vill kunna upptäcka en trend som leder till en ökning eller minskning med 50 % inom en tioårsperiod.

Trendens storlek har dock inte valts för att just den storleken på trend är viktig att kunna upptäcka, utan för att den trendstorleken använts vid utvärdering av andra miljöövervakningsprogram. Beslutet att kunna upptäcka en årlig trend på fem procent är inte kritisk för tolkning av möjligheten att upptäcka trender. Om resultatet visar att styrkan är låg skulle den blivit låg även om en lägre trend använts vid utvärderingen. Det enda utfall där en trend på fem procent skapar tolkningsproblem är om styrkan hamnar på hundra procent. I det fallet hade det varit önskvärt att veta hur liten trend som är möjlig att upptäcka inom en 10-årsperiod. Dessvärre visar resultaten att de är få provfiskeindikatorer som hamnar i den senare kategorin.

Utvärderingen har fokuserat på provfisken med Nordiska kustöversiktsnät och ryssjor, och på de fisken som beskrivits i de tidigare delarna av denna rapport. Utvärderingen har haft till syfte att besvara följande frågor:

- *Vad kan man svara på med nuvarande upplägg?*
- *Vad saknas för att uppnå de krav på statistisk säkerhet som ställs?*

På basen av resultaten ges förslag på potentiella förändringar i provtagningsstrategi (stationsupplägg, provtagningsfrekvens, varm- och kallvattenfisken etc.) där det är motiverat för att förbättra programmen.

Utvärderingen har gjorts utifrån tre olika scenarier; i) inom nuvarande omfattning av kustfiskövervakningen, ii) vid minskad omfattning -20 %, samt iii) vid ökad omfattning +20 %.

Indikatorer som utvärderats

De parametrar och indikatorer som ingått i utvärderingen är de som bedömts viktigast för att svara mot uppföljning av regionala och nationella miljömål, behov inom fiskerirådgivningen, respektive uppfyllande av havsmiljödirektivet (EC 2008). För uppfyllande av **havsmiljödirektivet** har följande parametrar eller indikatorer utvärderats:

- Medelantal av abborre (Östersjön)
- Medelantal av torsk eller tånglake (Skagerrak, Kattegatt och Öresund)
- Medelantal rovfisk (alt. biomassa)
- Medelantal fiskar tillhörande den taxonomiska familjen *Cyprinidae* (Östersjön)

För **uppföljning av miljömålen** har i tillägg följande parametrar eller indikatorer utvärderats:

- Totalt antal fiskar (= totalt antal individer av fisk)
- Total biomassa av fisk
- Shannons index - ett mått på artdiversitet
- Totalt antal arter per redskap och natt, ett otransformerat mått på artdiversiteten
- Medelfångst av samtliga fiskar (utom ål) större än 30 cm - ett mått på storleksstrukturen i fisksamhället
- Medelfångst av arter som har en trofisk nivå på minst 4 – ett mått på förekomsten av rovfisk
- Medelfångst av rovfiskar i relation till det totala antalet fiskar – ett mått på fisksamhällets trofiska nivå
- Fisksamhällets trofiska medelnivå - ett mått på den relativa fördelningen av fiskar inom olika trofiska nivåer
- Mesopredatorer

Underlag till fiskerirådgivningen som utvärderats är:

- Medelfångst av abborre, gädda, gös, sik och skrubbskädda
- Medelfångst av abborre > 25 cm, skrubbskädda > 30 cm, torsk > 38 cm och gös > 40 cm – ett mått på storleksstruktur hos arter av intresse för yrkesfisket

Samtliga indikatorer som skattar antal eller biomassa baseras på beräkningar per redskap och fångstnatt, där redskapet är nät i Östersjön och ryssjor i Skagerrak, Kattgatt och Öresund. Detta beräknas separat för varje fiskad station inom ett område. Därefter rapporteras resultatet som ett medelvärde för samtliga stationer, och anges som medelantal eller medelfångst per område och år.

Utvärderingsmetoder

De statistiska analyserna har i stor utsträckning handlat om att skatta varianskomponenter. De varianskomponenter som skattats är mellanårsvarians, varians mellan stationer inom område, varians i interaktionstermen mellan år och station, samt varians inom station (i de fall detta varit möjligt). I samband med beskrivningen av utvärderingsmetoder och presentation av resultat används även begreppet *mellanårsvariation*. Med mellanårsvariation avser här den sammanlagda variationen i en tidsserie som baseras på årsmedelvärden. Den variationen orsakas av både mellanårsvarians, som är den underliggande variationen mellan år som inte kan påverkas av provtagningsdesignen, och övrig variation såsom interaktionsvariansen mellan år och station samt variansen mellan replikat. Om tidsserien gäller data från en nästads design där nya lokaler slumpas varje år kommer även variansen mellan stationer att ingå i mellanårsvariationen. Ju fler stationer och replikat en tidsserie är baserad på desto närmare kommer variationen i tidsserien, med årsmedelvärden, den underliggande mellanårsvariansen.

Med hjälp av dessa varianser har sedan olika dimensioneringar av programmen analyserats, till exempel hur olika kombinationer av stationer och replikat påverkar möjligheten att kunna påvisa trender över tiden eller hur olika kombinationer av stationer och replikat påverkar säkerheten i områdesmedelvärdet inom år.

Principen för de statistiska beräkningarna är densamma för de olika kustfiskundersökningarna. Provtagningsdesignen och redskapen skiljer sig påtagligt mellan en del av programmen vilket gjort det svårt att presentera samtliga utvärderingsaspekter på ett sammanhållet sätt. I mesta möjliga mån presenteras de olika fiskena tillsammans, men vissa utvärderingsaspekter redovisas åtskilt och provtagningsdesignen hänger då vanligen ihop med redskapstypen. Två typer av redskap har utvärderats, nät och ryssjor. Nätfiskena utgörs av de som fiskas med Nordiska kustöversiktsnät där fisket inte upprepas på en och samma lokal inom säsong, samt med nätlänkar och äldre kustöversiktsnät som båda har upprepat fiske. Fiskenas utförande beskrivs mer utförligt i avsnittet "Metodik för provfiskets utförande".

I det dataunderlag som tillhandahölls för den statistiska utvärderingen ingick fler undersökningar än vad som egentligen ingick i utvärderingen. En del av de utvärderingsaspekter som analyserats inkluderar även dessa undersökningar. Anledningen till att dessa resultat redovisas i denna rapport är att resultaten räknades fram automatiskt vid analyserna av samtliga data och även resultat från dessa analyser kan vara av intresse eftersom de bidrar till en större helhetsbild av de statistiska egenskaperna hos provfiskedata.

Skattning av varianskomponenter

Underlagsdata för skattning av varianskomponenterna, med hjälp av ANOVA, bestod vanligen av 100-1000 uppsättningar med slumpade år och stationer. Slumpningen gjordes för att få en balanserad ortogonal design i varje enskild beräkning, med samma år för var och en av de stationer som drogs i slumpningen. Utan slumpningsförfarande skulle designen blivit obalanserad eftersom det saknades data från en del stationer vissa år. Slumpningen möjliggjorde också en tillförlitligare skattning av osäkerheten i varianskomponenterna jämfört med om varianskomponenterna skulle skattats utan slumpning. Den ANOVA-modell som användes hade år och station som randomiserade faktorer. Analyserna gjordes separat för varje provfiskeprogram och säsong där flera säsonger ingick i provtagningen.

Det hade varit önskvärt att använda logaritmerade data för att göra data mer homogent samt för att ett sådant förfarande skulle linearisera de annars icke-linjära biologiska processerna som födslar och dödslar. Nollobservationer är dock mycket vanliga i den här typen av data, speciellt på replikatnivå. Av den anledningen har otransformerade data använts, trots att detta kan leda till en del osäkerhet i variansskattningarna i de fall variansen var påtagligt mycket högre något år jämfört med övriga år. För att till viss del kompensera för detta har variationskoefficienten snarare än variansen eller standardavvikelsen använts i samband med beräkning av den statistiska styrkan att kunna upptäcka trender. Variationskoefficienten är jämförbar med standardavvikelsen för logaritmerade data.

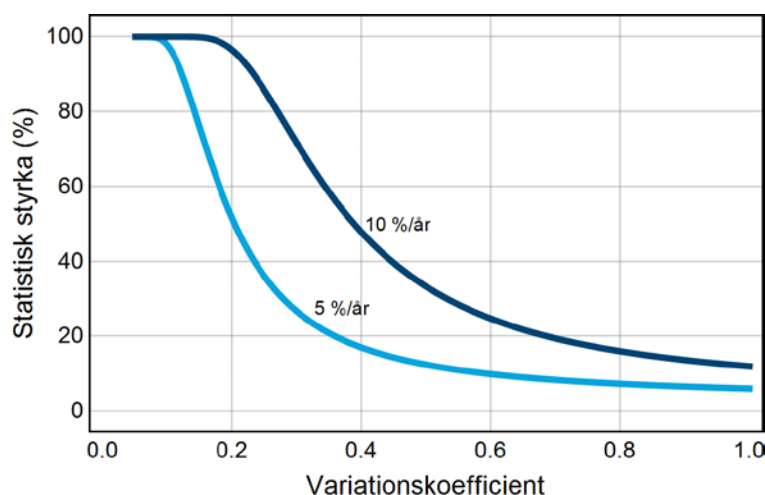
Statistisk styrka att påvisa trender

Vid beräkningar av statistisk styrka har följande ekvation (se Nicholson m fl 1997) använts i Mathematica:

$$Power = (1 - \beta) = 1 - CDF[NoncentralStudentTDistribution[T - 2, \frac{q\sqrt{T(T^2-1)}}{CV*200\sqrt{3}}], Quantile[StudentTDistribution[T - 2], 1 - \alpha/2]],$$

där β är typ-II felet², CDF är en förkortning för Cumulative Distribution Function, T avser antalet år med trenden q (%) som skall utvärderas, CV avser variationskoefficienten över tiden och α är signifikansnivån för typ-I felet³ som i denna rapport varit 0.05. Genom att multiplicera Power med 100 fås resultatet i procent.

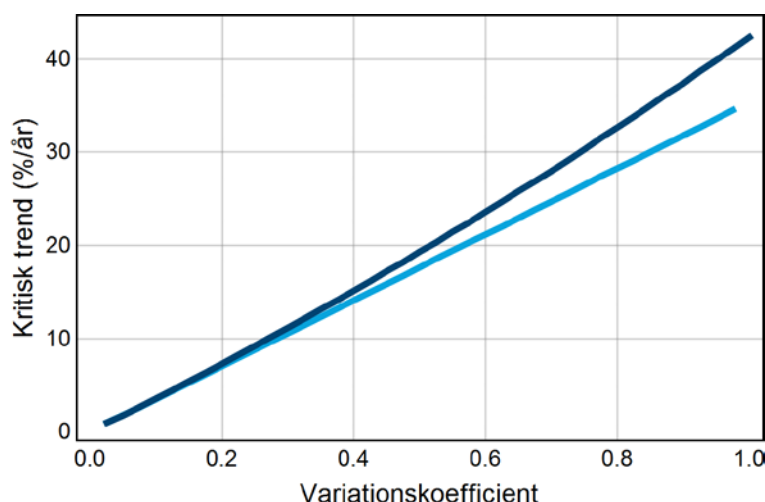
Beräkningarna av statistisk styrka att kunna upptäcka trender var avgränsat i uppdraget till tioåriga trender på 5 %. Sambandet mellan den statistiska styrkan och variationskoefficienten (det vill säga standardavvikelsen för årsmedelvärdena dividerat med samtliga års medelvärden) visas i Figur 9. I de flesta fall har även kompletterats med information om hur stora trender som kan upptäckas med 80 % statistisk styrka för respektive tidsserie givet 10 års data. Sambandet mellan den minsta linjära trend som kan påvisas med 80 % statistisk styrka och variationskoefficienten i tidsserien är linjärt (Figur 10). Sambandet mellan den minsta exponentiella trend (linjär trend för logaritmerade data) avviker något från linjärt genom att öka snabbare än linjärt med ökande storlek på variationskoefficienten.



Figur 9. Samband mellan statistisk styrka och variationskoefficienten för att kunna upptäcka linjära trender på 5 respektive 10 % per år.

² Risken att hålla fast vid nollhypotesen fastän den egentligen är felaktig, till exempel felaktigt säga att det inte finns en trend.

³ Risken att felaktigt förkasta nollhypotesen, till exempel felaktigt säga att det finns en trend.



Figur 10. Samband mellan den minsta trend som kan upptäckas med 80 % statistisk styrka och variationskoefficienten för tidsseriens årsmedelvärden. Den mellanblå linjen visar sambandet för en linjär trend med ologaritmerade data och den mörkblå linjen visar sambandet för en linjär trend med logaritmerade data.

Relativ precision (PRP, %) i områdesmedelvärdet

Den rumsliga precisionen i områdesmedelvärdena beräknades som procentuell relativ precision (PRP), vilket motsvarar konfidensintervallets procentuella andel av medelvärdet ($100 * CI/\bar{X}$). Ett PRP på 50 % innebär att konfidensintervallet utgör ± 50 % av medelvärdets storlek. Det är önskvärt med hög precision i medelvärdesskattningen, d.v.s. ett lågt PRP värde (konfidensintervallet skall helst vara litet i förhållande områdesmedelvärdet inom respektive provtagningsomgång).

I princip skulle man kunna fastställa en och samma gräns för att jämföra mot respektive parameters osäkerhet i kustfiskövervakningen. Variationen i tid och rum skiljer sig dock påtagligt mellan olika parametrar (indikatorer). Det är därför önskvärt med *parameterspecifika gränsvärden för PRP*. Ett sätt att fastställa sådana gränser är att analysera variationen i samtliga tidsserier med hjälp av en och samma regel. Regeln som använts i denna rapport bygger på att det lägsta medelvärdet i en sexårsserie skall, givet naturlig mellanårsvariation, gå att grafiskt skilja från det högsta medelvärdet med hjälp av 95 % konfidensintervall. Om variationen över tiden är liten kommer det att resultera i ett lågt gränsvärde för PRP, vilket i så fall är motiverat eftersom variationen vanligen är låg överlag i dessa fall. Notera att detta är en hårdare regel än att det högsta och lägsta medelvärdet skall vara signifikant skilda åt eftersom medelvärdena kan skilja sig åt signifikant även om konfidensintervallen överlappar varandra. Denna regel kan göra det motiverat att använda en gräns för PRP på exempelvis 30 eller 50 procent för parametrar med stor mellanårsvariationen i tidsserierna, medan för andra parametrar kan den *kritiska PRP-gränsen* hamna kring 15 %. Notera att framtagandet av denna regel inte är till för att ställa absoluta krav på programmen, utan snarare att använda som *riktmärke för att kunna bedöma hur användbara resultaten är från respektive program*.

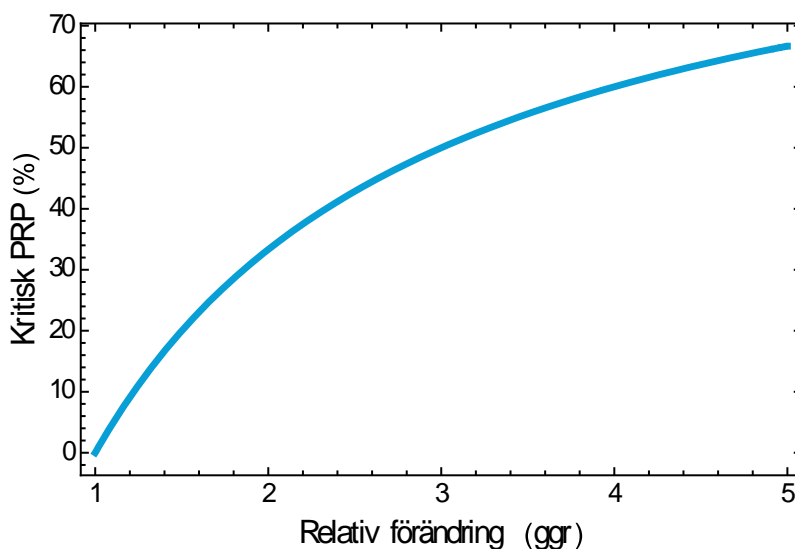
Framtagande av PRP-gränserna har gjorts i tre steg. I första steget var syftet att ta fram sambandet mellan variationskoefficienten och kvoten mellan högsta och lägsta värdet i ett dataset med sex observationer. För att få ett dataunderlag för detta slumpades sex observationer från en normalfördelning för en given variationskoefficient. Den relativa förändringen beräknades genom att dividera det högsta värdet med det lägsta. Kvoten återspeglar den största relativa populationsförändringen inom en sexårsperiod under antagandet att variationen inom sexårsperioden är normalfördelad. Den relativa förändringen och variationskoefficienten sparades för samlad analys efter att ha upprepat den beskrivna proceduren många gånger och för många olika variationskoefficienter. Slumpningarna gjordes för många olika variationskoefficienter för att skapa en interpoleringsfunktion med sambandet mellan variationskoefficienten och den genomsnittliga maximala populationsförändringen. För varje specifik variationskoefficient gjordes 100 000 slumpningar och utifrån dessa beräknades medelvärdet för de maximala kvoterna för var och en av variationskoefficienterna. Dessa medelvärden användes sedan för att skapa en interpoleringsfunktion för att få den relativa populationsförändringen som en funktion av tidsseriens (6 års data) variationskoefficient. Interpoleringsfunktionen användes därefter för att omvandla den naturliga mellanårsvariansen omräknat till variationskoefficient till förväntad populationsförändring. Notera att det är den naturliga mellanårsvariansen som ligger till grund för PRP-gränsen, inte mellanårsvariationen i tidsserien. Om man skulle använda den observerade mellanårsvariationen skulle provtagningsosäkerhet smyga sig in i kvoten mellan lägsta och högsta värdet i en sexårsserie med följd att PRP-gränsen skulle bli högre än om man renodlar mellanårsvariansen från övriga varianskomponenter.

I steg två skattades mellanårsvariansen från övervakningsdata indelat i sexårsperioder. Mellanårsvariansen omvandlades därefter till variationskoefficienter.

I det tredje och avslutande steget beräknades medianen för de variationskoefficienter som beräknades i steg två. Medianen räknades om till kritisk PRP med hjälp av formeln $PRP=100 * (\max \text{ relativ populationsförändring}-1) / (\max \text{ relativ populationsförändring}+1)$ (Figur 11). Formeln kan härledas från sambandet:

$$X_{\text{Min}} + X_{\text{Min}} * PRP = X_{\text{Max}} - X_{\text{Max}} * PRP,$$

där X är antalet fiskar. *Det kritiska PRP-värdet innebär att den övre gränsen på det nedre konfidensintervallet är identisk med den nedre gränsen på det övre konfidensintervallet, d.v.s. när de två medelvärdenas konfidensintervall inte överlappar varandra. Som jämförelse beräknades sedan PRP-värdena för var och ett av övervakningsprogrammen. Proceduren upprepades för var och en av parametrarna.*



Figur 11. Storleken på en populationsförändring, den relativa förändringen, från ett tillfälle till ett annat sätter gränsen för möjligheten att kunna skilja medelvärdena åt. Kurvan visar sambandet mellan den kritiska PRP (procentuell relativ precision i medelvärdet) nivån i relation till den minsta populationsförändring som krävs för signifikant skilda medelvärden.

Utvärdering av upprepade fisken

De upprepade fiskena bör åtminstone teoretiskt ha ett visst beroende mellan fångsterna och metoden påminner därför om metoder som används för att skatta populationsstorleken med hjälp av hur snabbt populationsminskningen sker i samband med fisket (Zippin 1958). Elfiskemetoden bygger på just den principen. Eftersom det inte varit ovanligt med sex upprepade fisken finns det ett bra underlag för att utvärdera om "utfiskningsmetodiken" fungerar eller om resultaten framstår som oberoende trots ett successivt uttag av fisk på ett och samma ställe under kort tid.

Upprepade fisken inom ett kort tidsintervall på samma station kan användas som provtagningsmetod av två helt olika anledningar. Båda bygger på att vissa antaganden är uppfyllda. Ett syfte med upprepad provtagning är att skatta populationsstorleken med hjälp av utfiskningsmetoden, vilken bland annat används inom elfiske. För att motivera tillämpning av utfiskningsmetoden som statistisk metod för att skatta beståndets storlek behöver en ansenlig del av den lokala populationen fångas samtidigt som minskningen i fångst följer den förväntade minskningen vilket kan testas med goodness-of-fit test (e.g. Sutherland 2006). Den andra anledningen som kan motivera upprepat fiske är att kostnaden att byta lokal är hög i kombination med att påverkan på det lokala fiskbeståndet är minimalt så att fångsterna mellan de olika fiskena kan betraktas som oberoende. Den senare motiveringen är den man utgått ifrån för att motivera upprepade fisken inom kustprovfiskena, speciellt i fiskena med smärtyssjor där man i möjligaste mån återutsätter fisken efter mätningarna. För att testa om de upprepade fiskena kan användas som oberoende replikat inom station kan man undersöka om fångsterna avviker i storlek mellan de olika utfiskningsarna. I denna utvärdering har jämförelserna mellan fångsterna gjorts gentemot fångsten i det första fisket och beräknats som andelen fångst i n:te fisket i relation till den sammanlagda fångsten i det första och n:te fisket.

Utvärderingen gjordes för några av de dominerande arterna samt för den sammanlagda fångsten i respektive upprepat fiske, eller snarare redskap. Generellt förväntar man sig att utfiskningsmetoden kräver redskap som fångar stora mängder fisk, medan ett upprepat fiske med oberoende replikat kräver redskap som fångar en obetydlig andel av den lokala populationen i varje enskilt fiske.

Stratifierad provtagning med Nordiska kustöversiktsnät

Medelvärden och konfidensintervall beräknades med hjälp av formler för stratifierad provtagning. PRP beräknades enligt ovanstående beskrivning. Varianskomponenter skattades med hjälp av variansanalys för vart och ett av de ingående strata. Med hjälp av varianskomponenterna beräknades den rumsliga andelen av variansen i respektive stratum för att använda som underlag för utvärdering av provtagningsallokering i de olika djupstrata. För att få den högsta precisionen i områdesmedelvärdet gäller att andelen prov per stratum följer variansens andel i de olika strata, under förutsättning att kostnaderna per lokal är ungefär desamma i de olika strata. Generellt sett är dock stationer med större fångster mer kostsamma eftersom de kräver mer tid för fångsthanteringen.

Möjligheten att påvisa trender analyserades med hjälp av varianskomponenter som skattades från en ANOVA-modell med år och station som faktorer, utan uppdelning på djupstrata. Eftersom ingen replikering gjordes på de enskilda stationerna kunde ingen separering göras mellan interaktionstermen (år x station) och replikatvariansen. Detta tillkortakommande påverkar inte möjligheten att utvärdera olika dimensionering av provtagningen eftersom båda dessa varianskomponenter divideras med antalet stationer så länge som de alternativ som utvärderas också bygger på ett prov per station.

Databearbetning och urval av data

Abundansen av fisk rapporteras som fångst per ansträngning inom kustprovfisket, vilket beräknas som antal per redskap och natt, till exempel antal per ryssja och natt eller antal per nät och natt. Eftersom de olika redskapen är olika effektiva i att fånga fisk, så är de olika måtten inte direkt jämförbara med varandra kvantitativt (hur många fiskar som fångas) eller kvalitativt (vilka arter och storleksklasser som fångas)

I praktiken har det också varit fallet även i denna rapport. Antalet redskap varierar vanligen mellan olika metoder. Till exempel i fiske med parryssjor används två ryssjor. I undantagsfall kan dock fångsten i endera ryssjan behöva kasseras på grund av oplanerade störningar i fisket. Ingen korrigering gjordes för sådana händelser eftersom endast ett fåtal av resultaten avvek i antal ryssjor. För till exempel nätlänkar där antalet nät som ingått har varit konstant för samtliga fisken som utvärderats, har ingen justering för antal nät gjorts. Däremot redovisas genomsnittlig fångst per ansträngning (antal per redskap och natt) i sammanställningen av fångster för de enskilda redskapen i tabell 2.

Vid beräkning av varianskomponenter användes de enskilda observationerna från upprepade fisken som replikat, vilket senare visade sig motiverat för småryssjorna men inte för de upprepade fiskena med nät (kustöversiktsnät och nätlänkar). Eftersom det fanns ett beroende mellan observationer från samma station inom upprepade nätfisken gjordes ingen utvärdering för att optimera avvägningen mellan antal stationer och antalet replikat inom station för den typen av fisken. För de upprepade nätfiskena handlade dimensioneringen istället om hur många nya stationer som behövs för att uppnå önskad precision. Sannolikt kommer dessa dimensioneringsberäkningar att bli missvisande för de upprepade fiskena med nätlänk eftersom rekommendationen för etablering av stationer inom dessa program har varit att utgå från ett flertal stationer och sedan sortera bort stationer och behålla de med minst inbördes variation (Andersson 2015). Om denna procedur följts vid val av stationer för fisket med nätlänkar så är skattningarna av varianskomponenterna för dessa fisken sannolikt något lägre än om stationerna slumpats ut förutsättningslöst.

Vid beräkning av varianskomponenter användes i möjligaste mån balanserade ANOVA-modeller. I några av fiskena med ryssjor på västkusten används ett utslumpningsförfarande vid varje fiske. Till exempel i Kullen (Skälderviken), besöks inte alltid alla stationer alla år. I sådana situationer slumpades 1000 olika kombinationer med sex års data för att få minst 25 stationer som provtagits samtliga sex åren. I och med att 1000 slumpningar användes finns nästan alla stationer med, så även alla år i tidsserien. Flera percentiler (2.5, 25, median, 75, samt 97.5) extraherades från matrisen med varianskomponenter för att få ett mått på osäkerheten i variansskattningarna. Vid beräkning av statistisk styrka att upptäcka trender liksom vid beräkning av osäkerhet i det rumsliga medelvärdet användes varianskomponenternas medianvärden.

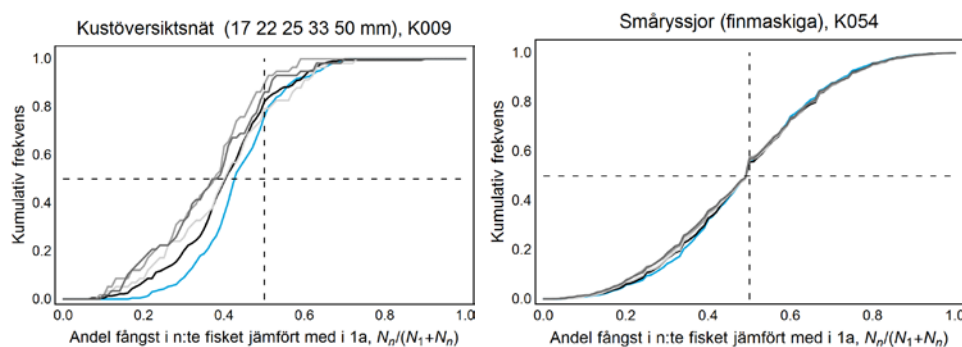
De data som använts vid den statistiska utvärderingen härrör från de fisken som listas i tabell 1 och i appendix 1 där framgår även vilka år från respektive fiske för vilka data fanns tillgängligt för analys.

Resultat från utvärderingen

Upprepade fisken på fasta lokaler

En sammanställning av data från de upprepade fiskena för att se hur stor den relativa minskningen var mellan det första och de efterföljande fiskena visade att *de finmaskiga småryssjornas fångster överlag kan betraktas som oberoende under de upprepade fiskena*. I dessa fisken var fångsten i de efterföljande fiskena minst lika stor eller större än fångsten vid första tillfället i omkring hälften av fallen (Figur 12). Utvärderingen gjordes för den totala fångsten och för några vanligt förekommande arter (skärsnultra, stensnultra, tånglake) och ingen av dessa arter uppvisade något beroende i fångsterna med småryssjor. Avvikelser från detta mönster skulle kunna förekomma för stationära bottenlevande arter.

För de upprepade fiskena med kustöversiktsnät (K009) visade utvärderingen att betydligt fler än 50 % av de upprepade fiskena hade lägre fångster i de efterföljande fiskena jämfört med första fisket (Figur 12). Motsvarande resultat erhöles även i utvärderingen av upprepade fisken med nätlänkarna (K052 och K053). *Upprepade fisken med nätlänkar och kustöversiktsnät bör därför betraktas som beroende, och inte hanteras som replikat i samband med utvärderingar*. Medelvärdesbildning fungerar i praktiken, men det resulterar i en underskattning av mängden fisk uttryckt som fångst per ansträngning. *För att undvika den typen av systematiska fel vore det bättre att fiska en natt per lokal och sedan byta lokal. En provtagningsdesign med fler stationer ger fler frihetsgrader vid beräkning av konfidensintervall och dessutom bättre ytrepresentativitet.*



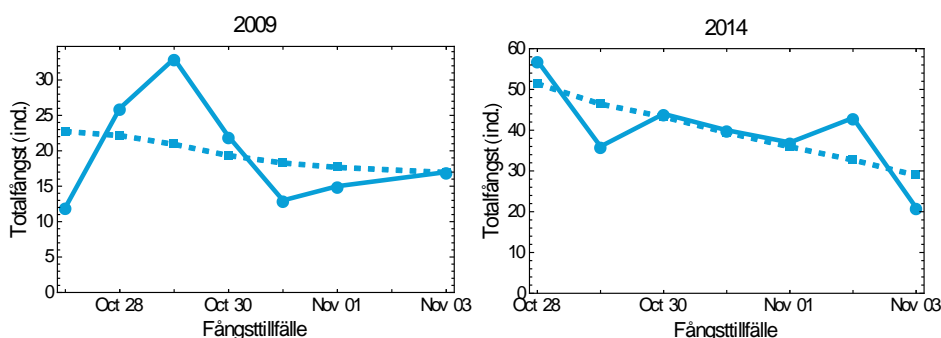
Figur 12. Kumulativ frekvens av andelen fångst i det n:te fisket jämfört med i första fisket inom säsong för två olika redskap, kustöversiktsnät (N=232) och småryssjor (N=3784). Oberoende fångster bör resultera i kurvor som passerar där de streckade linjerna korsar varandra. Kurvor som passerar ovanför denna punkt visar att mer än 50 % av de upprepade fiskena hade lägre fångster än vid första fångstillfället.

De upprepade fiskena på samma lokaler med nät visade i stort en minskning av fångsten till följd av uttag ur populationen i stationernas närområden (en utfiskningseffekt). Det innebär inte nödvändigtvis att statistiska metoder som bygger på utfiskning ger användbara skattningar.

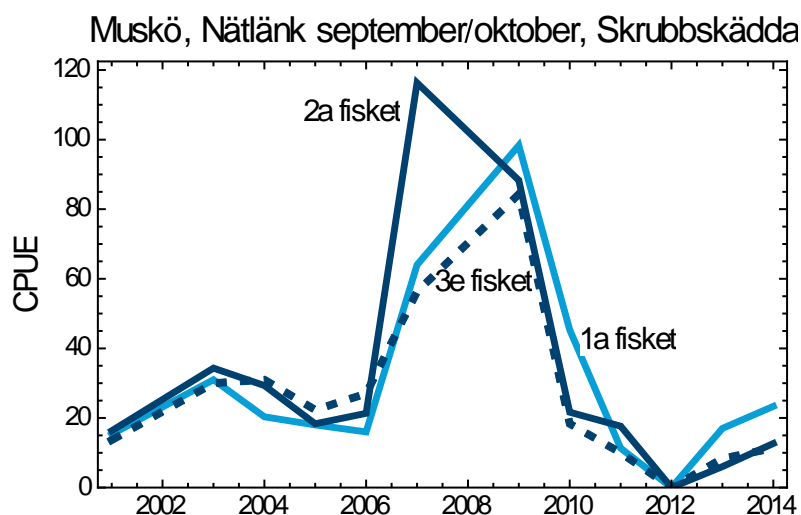
En tydlig utfiskningseffekt märktes i enstaka fisken, till exempel i fisket för provtagning av tånglake i Kvädöfjärden år 2014 (Figur 13). I dessa fall kunde

även den statistiska metoden för utfiskning användas. För andra år, till exempel 2009, uppfylls inte kriterierna för att göra en populationsskattning av tånglake enligt utfiskningsmetoden. Den relativa osäkerheten i skattningen för 2009 var 144 %, medan skattningen för 2014 var förknippad med 62 % osäkerhet om man använder beräkningar enligt utfiskningsmetoden. Om man bildar medelvärden utan att använda utfiskningsmetoden för samtliga stationer år 2014 får det totala medelvärdet för området en osäkerhet på ca 35 %. *Säkerheten blir alltså högre med ett traditionellt medelvärde jämfört med att använda utfiskningsberäkningar.*

Resultat från denna utvärdering visar att utfiskningsmetoden inte fungerar på ett övertygande sätt för att skatta populationsstorleken vid fisken med nätlänk och kustöversiktsnät. Dels blev säkerheten i populationsskattningen inte högre jämfört med ett traditionellt medelvärde, dels uppfylldes inte kriterierna för den statistiska metoden eftersom andra eller tredje fisket i vissa fall gav mer fångst än vid det första fisket (Figur 14).



Figur 13. Resultat från upprepade fisken efter tånglake i Kvädöfjärden under 2009 (vänster) respektive 2014 (höger). Skattningarna av populationsstorleken med hjälp av utfiskningsmetoden ger en relativ osäkerhet på 144 % (2009) respektive 62 % (2014).



Figur 14. Exempel på resultat från upprepat fiske med nätlänk vid Muskö. Figuren visar medelvärdet i CPUE för skrubbskädda för tre närliggande stationer för var och ett av de tre första fiskena per säsong.

Notera att beräkningar enligt utfiskningsmetoden kräver att det finns en påtaglig minskning av fångsten över tiden för att ge användbara resultat. Det faktum att kriterierna för den beräkningsmetoden inte uppfylls är inte detsamma som att det finns ett oberoende mellan observationerna vid upprepade fisken. *Upprepade fisken med kustöversiktsnät eller nätlänk visade ett beroende mellan de olika fångstillfällena, men minskningen var inte tillräckligt påtaglig för att dra nytta av de specifika beräkningsmetoder som är framtagna för att skatta populationsstorlek i samband med utfiskning.*

Den svaga effekten av utfiskning reflekterar sannolikt fiskarnas rörlighet i kustområdet under ett dygn. Småryssjor fångar betydligt färre individer än nät (Tabell 2) och utfiskningseffekten med detta redskap är mycket liten. Till exempel för torsk och skärnsultra i upprepade fisken på enskilda stationer med småryssjor i Fjällbacka sågs en utfiskningseffekt i 55 % respektive 28 % av de fisken som kunde analyseras (endast fisken med fångst minst 5 av tillfällena inom säsong togs med i analysen, vilket för torsk innebar att 20 % av stationerna ingick och för skärnsultra att ca 60 % av stationerna ingick). Av de analyserade stationerna hade 94 % respektive 57 % en osäkerhet i populationsskattningen (PRP %) som var större än 50 %. För skärnsultra, den överlägset vanligaste arten i Skäldervikens ryssjefisken, uppfylldes inte kriterierna för utfiskningsmetoden i något av fiskena.

Tabell 2. Genomsnittlig totalfångst per ansträngning fördelat på olika redskapstyper. Q1 avser den första kvartilen, dvs 25e percentilen och Q3 motsvarar tredje kvartilen (75e percentilen). Sammanställningen ger en uppfattning om hur mycket fisk man kan förväntas fånga per ansträngning med redskapet.

Redskapstyp	Redsk.kod	Ansträngn.	Antal individer per ansträngning			
			Medel	Q1	Median	Q3
Kustöversiktsnät (17 22 25 33 50 mm)	K009	870	64.0	29.0	53.0	84.0
Nordiska kustöversiktsnät	K064	6694	64.0	32.0	51.0	78.0
Nätlänk (17 21,5 25 30 mm)	K053	864	21.2	11.0	17.0	28.0
Småryssjor (finmaskiga)	K054	25216	9.6	2.5	5.5	10.0
Nätlänk (21 30 38 50 60 mm)	K052	1608	7.3	3.6	6.0	9.0
Parryssjor (finmaskiga) - arm mot arm	K037	28	0.5	0.3	0.5	1.0

Sammanfattning: Analyserna av samtliga upprepade fisken visade att utfiskningsmetodens antaganden sällan uppfylls och att skattningen av populationsstorleken är behäftad med stor osäkerhet. Nuvarande upprepade fisken med nät skapar ett beroende mellan de upprepade fiskena som är oönskat i samband med många typer av statistiska analyser. Samtidigt är beroendet i detta fall inte tillräckligt starkt för att motivera att analysera datat med hjälp av utfiskningsmetoden, som den till exempel används vid elfisken i sötvattendrag. Däremot tycks de upprepade fiskena med småryssjor vara mer eller mindre oberoende av varandra, vilket sannolikt även gäller andra redskap som inte fångar speciellt mycket fisk (Tabell 2). Ytterligare en aspekt som bidrar till frånvaro av "utfiskningseffekt" med ryssjor är att fisken kan återutsättas med hög överlevnad direkt efter mätning. Det kan vara en viss fördel ur tidsynpunkt att småryssjorna vittjas och återutsättas flera gånger på

samma lokal. Tidsåtgången att placera ut en småryssja är dock liten. För nätfisket bör näten placeras på nya stationer över tiden istället för att återkomma till samma lokal. Kostnaden att besöka en alternativ fast nätfiskelokal är inte större än att återbesöka samma station.

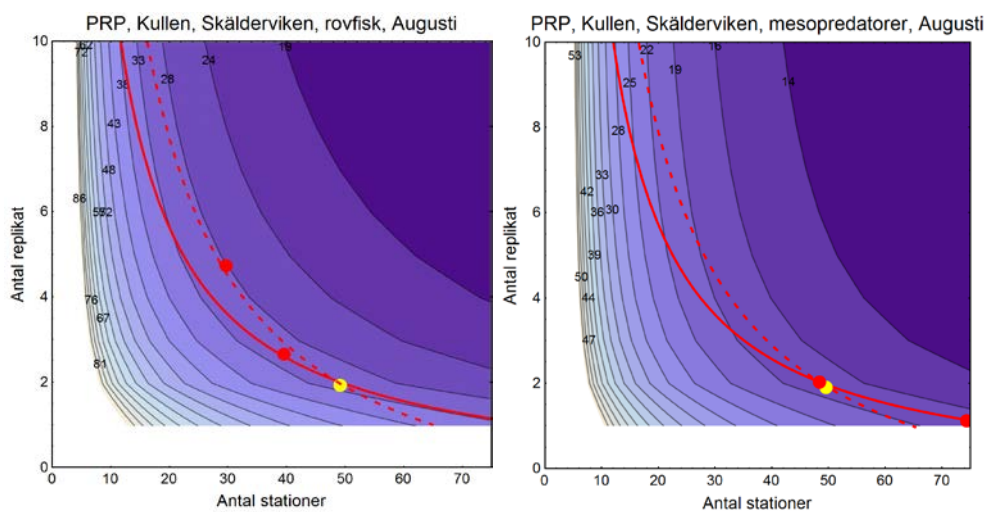
Avvägning mellan antal stationer och upprepade fisken med småryssjor

Den optimala avvägningen mellan antalet stationer och antalet upprepade fisken (replikat) varierar beroende på vilken parameter man utgår ifrån. Vanligen blir resultatet av en optimering att flera stationer på bekostnad av antalet replikat ger den högsta säkerheten (PRP) i områdesmedelvärdet. Orsaken till detta resultat är att säkerheten ökar till följd av att antalet frihetsgrader ökar, vilket minskar konfidensintervallet. För flera av parametrarna är dock skillnaderna i områdesmedelvärdets relativa säkerhet små även vid stora skillnader mellan antal stationer kontra antal replikat. Den eller de parametrar som därför blir avgörande för vilken avvägning som bör väljas är den eller de som ger stora skillnader i den relativa säkerheten när man ändrar provtagningsdesignen inom befintlig kostnadsram.

För att kunna göra en rättvisande avvägning mellan antal stationer och antal upprepade fisken behövs information om den relativa kostnaden för att sätta ut redskapet när man påbörjar fisket samt för att ta upp redskapet efter avsluta fiske på en station kontra kostnaden att vittja en redan utplacerad ryssja och ta hand om fångsten (det vill säga mätning, dokumentation, datalagging, kvalitetsgranskning etc). Om man räknar in transporttiden till stationen för att sätta ut redskapet i stationskostnaden och transporttiden till stationen för vittjning så blir transportkostnaden densamma. Provkostnaden kan inte beräknas exakt eftersom den är beroende av fångstens storlek och av mängden alger m.m. som behöver rensas från redskapet. Av dessa anledningar är relationen mellan stationskostnaden och provkostnaden inte konstant.

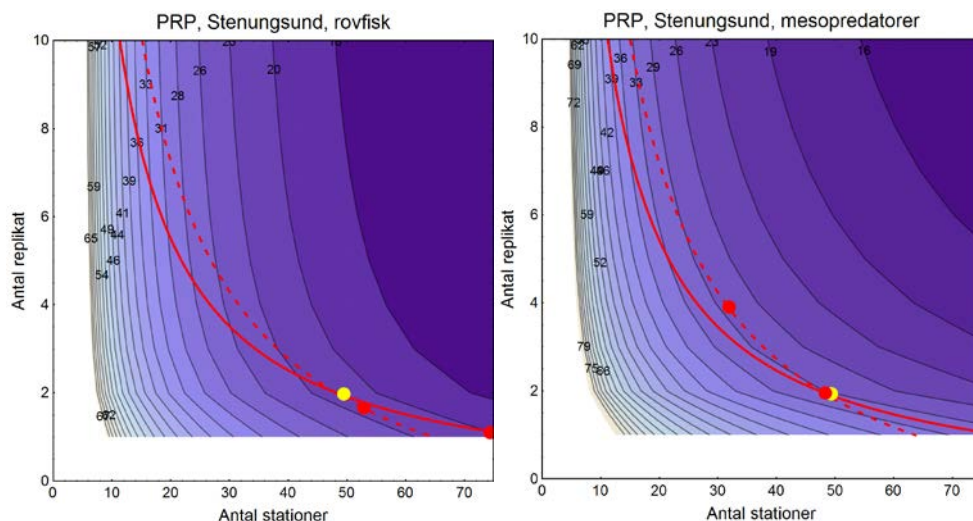
För att få en uppfattning om hur variationen i kostnad kan slå redovisas två olika nivåer för kostnaderna, en där stationskostnaden är hälften av provkostnaden (1:2), en där förhållandet är omvänt (2:1). Utifrån dessa två alternativ kan man med hjälp av nedanstående optimering bedöma om dagens program kan behöva omdimensioneras för att öka säkerheten i framtida områdesmedelvärden. Sambandet mellan antal stationer (N) och replikat (R) ges av $k*N+N*R=k*N_x+N_x*R_x$, där indexet x anger att antalet stationer och replikat baseras på observerat antal i respektive fiske och k är den relativa kostnaden för en station jämfört med ett replikat när kostnaden för ett replikat sätt till 1.0. Den här typen av analyser har gjorts för ett av provfiskena, det vill säga en av provtagnings säsongerna, inom vart och ett av de fem områden som provfiskas med småryssjor på västkusten. Analyserna har fokuserats på områdesmedelvärdets precision för fångsten av rovfiskar och mesopredatorer eftersom dessa parametrar uppvisar stor osäkerhet samtidigt som osäkerheten skiljer mycket beroende på hur man fördelar resurserna mellan antal stationer och antal replikat per station.

I **Kullen (Skälderviken)** provfiskas ca 50 stationer i samband med augustifiskena och antalet replikat per station har i genomsnitt varit ca 1.9 sedan 2005. Totalt ingår 96 vittjningar i augustifiskena. Upplägget är detsamma för oktoberfiskena. Antal fiskar till exempel totalantal, antal rovfiskar och antal mesopredatorer är de parametrar för vilka precisionen i medelvärdet påverkas mest av dimensioneringen av antal stationer kontra antalet replikat. Replikeringen som tillämpas i Kullen motsvarar den optimala avvägningen mellan stationer och replikat om kostnadsförhållandet är ca 1:1 mellan station och replikat. Precisionen skiljer sig inte mycket mellan alternativen med kostnadsförhållandena 1:2 och 2:1 och utfallet för skattningen av både rovfisk och mesopredatorer visar att *avvägningen mellan antal stationer och antalet replikat ligger på en lämplig nivå* (Figur 15).



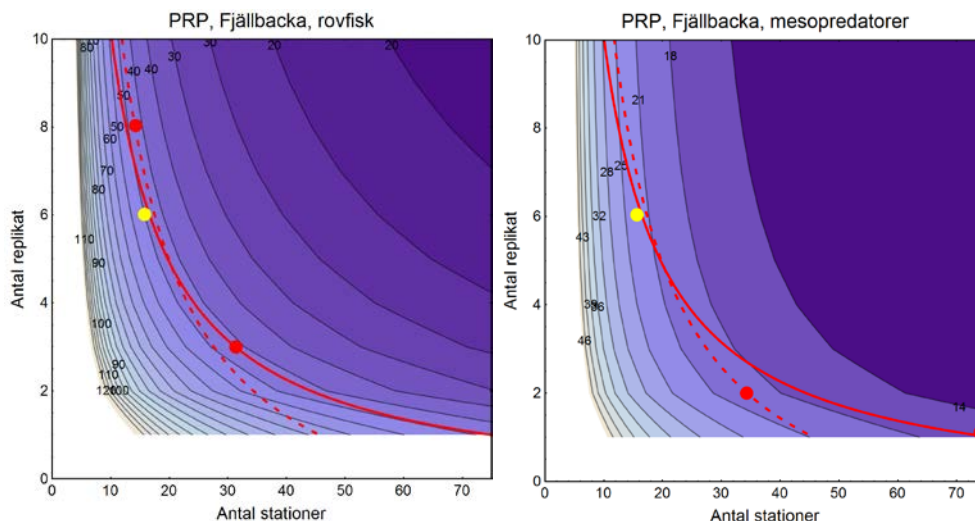
Figur 15. Effekt av antal stationer och antal replikat per station på den procentuella relativa säkerheten i områdesmedelvärdet i samband med augustifiskena i Kullen (Skälderviken). De feta linjerna visar olika kostnadsalternativ när totalkostnaden för provtagningen är konstant. Helledragen röd linje visar alternativet när stationskostnaden är hälften (1:2) jämfört med provkostnaden. Den röda punkten på kurvan visar det bästa alternativet, med lägst osäkerhet i medelvärdet. Streckad röd linje visar situationen med kostnadsförhållandet 2:1. Den gula punkten visar dagens relation mellan antal stationer och antal replikat per station, vilket skulle motsvara den optimala lösningen om kostnadsrelationen är ca 1:3 mellan station och replikat för skattning av rovfisk, medan samma fördelning mellan antal stationer och replikat skulle kräva att kostnadsrelationen är 1:2 för att upplägget skall vara optimalt för skattningen av mesopredatorer. (Augustifisket i Kullen avslutades 2012 men provfisket pågår fortfarande i oktober.)

Även resultaten av en optimering för ryssjefiskena i **Stenungssund (Älgöfjorden)** visar att den optimala avvägningen mellan antal stationer och antal replikat per station visar att det program som genomförs är välavvägt (Figur 16).



Figur 16. Effekt av antal stationer och antal replikat per station på den procentuella relativa säkerheten i områdesmedelvärdet i Stenungsund (Älgöfjorden). De feta linjerna visar olika kostnadsalternativ när totalkostnaden för provtagningen är konstant. Heldragen röd linje visar alternativet när stationskostnaden är hälften (1:2) jämfört med provkostnaden. Den röda punkten på kurvan visar det bästa alternativet, med lägst osäkerhet i medelvärdet. Streckad röd linje visar situationen med kostnadsförhållandet 2:1. Den gula punkten visar dagens relation mellan antal stationer och antal replikat per station, vilket skulle motsvara den optimala lösningen om kostnadsrelationen är ca 2:1 mellan station och replikat för skattning av rovfisk, medan samma kostnadsrelation skulle innebära färre stationer med fler replikat för att optimera skattningen av mesopredatorer. Analysen är baserad på data från provfisken i oktober, vilka utfördes fram till 2012. Provfisken i augusti pågår fortfarande.

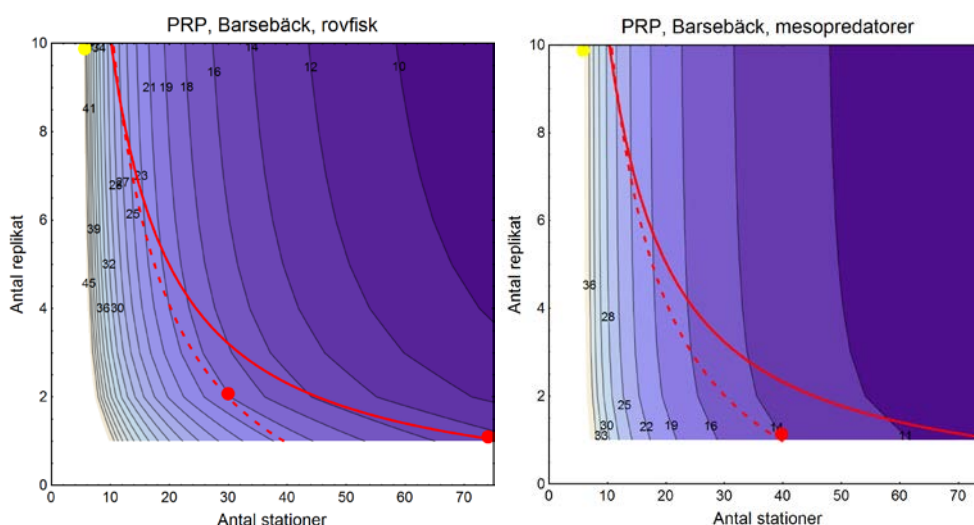
Ryssjefisket i samband med augustifiskena i **Fjällbacka** omfattar 16-17 stationer med sex replikat per station. Totalt blir det ca 100 vittjningar per år. Den optimala allokeringen av prov för att skatta antal rovfiskar per ansträngning är något mer förskjutet mot färre stationer och flera replikat jämfört med i resultaten för Kullen (Skälderviken) och Stenungssund (Älgöfjorden) (Figur 17). Beroende på kostnadsbilden hamnar man mellan 15 och 30 stationer med vardera 3-8 replikat. Oavsett alternativ blir dock precisionen relativt låg, med ett PRP på mellan 40 och 50 %. *Om man vill förbättra precisionen i medelvärdesskattningarna räcker det inte att omfördela resurser mellan stationer och replikat. Det som krävs är i så fall att öka den totala provtagningsinsatsen, med fler stationer och tillhörande replikat.* Precisionen i skattningen av mesopredatorer med dagens program är högre än precisionen i skattningen av rovfisk men precisionen skulle kunna ökas något genom att provta flera lokaler med färre replikat per lokal. Det utfallet var mer påtagligt för precisionen i skattningen av mesopredatorer än för rovfisk. Vid fisket i oktober fiskas idag 24 stationer med sex replikat.



Figur 17. Effekt av antal stationer och antal replikat per station på den procentuella relativa säkerheten i områdesmedelvärdet i samband med augustifiskena i Fjällbacka. De feta linjerna visar olika kostnadsalternativ när totalkostnaden för provtagningen är konstant. Helt dragen röd linje visar alternativet när stationskostnaden är hälften (1:2) jämfört med provkostnaden. Den röda punkten på kurvan visar det bästa alternativet, med lägst osäkerhet i medelvärdet. Streckad röd linje visar situationen med kostnadsförhållandet 2:1. Den gula punkten visar dagens relation mellan antal stationer och antal replikat per station, vilket skulle motsvara den optimala lösningen om kostnadsrelationen är ca 1:1 mellan station och replikat för skattning av rovfisk, medan samma kostnadsrelation skulle innebära fler stationer med färre replikat för att optimera skattningen av mesopredatorer.

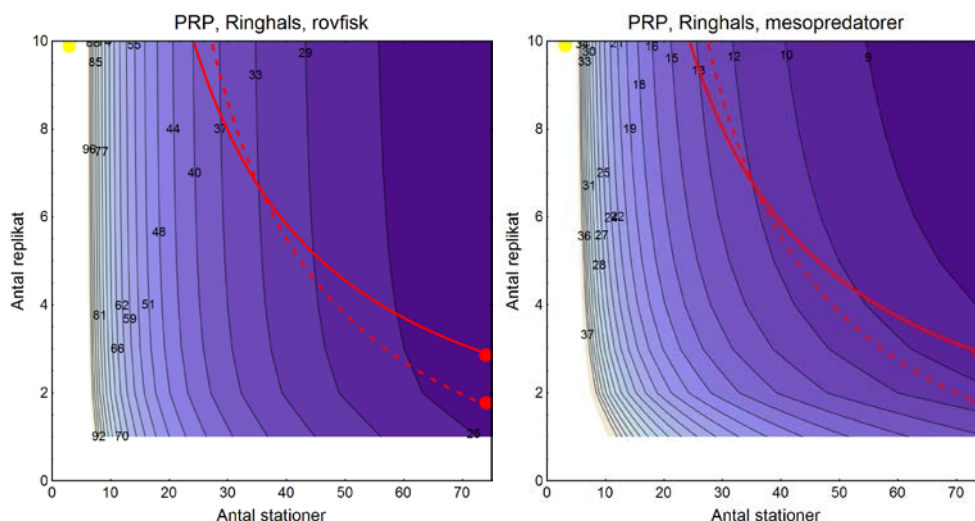
Provfisken i **Barsebäck** har ett annat upplägg jämfört med i de tre provfiskena som beskrivits ovan. I Barsebäck under augusti månad har man under många år provtagit sex delområden och inom varje delområde har man haft tre stationer. På varje enskild station gjorde man ca 12 upprepade fisken fram till 2007 och från och med 2009 görs sex upprepade fisken på varje enskild station. Totalt erhålls data från drygt 100 vittjningar. I stället för att göra en separat analys för varje enskilt delområde analyserades hur säkerheten i det totala områdesmedelvärdet påverkas av förändringar i provtagningsdesignen, eftersom samtliga delområden befinner sig inom ett litet område, med en radie av ca 3 km. Eftersom provtagningen är nästad med stationer inom varje delområde blir det få frihetsgrader för att beräkna konfidensintervallet. Osäkerheten i områdets medelvärde blir därför stor jämfört med om man skulle använda ett upplägg med flera stationer på bekostnad av antalet replikat. *Resultatet från analysen av antalet fångade rovfiskar och mesopredatorer per ansträngning visar att dagens provtagningsdesign ger betydligt sämre säkerhet i områdesmedelvärdets skattning än vad som går att åstadkomma med samma resurser (Figur 18).* Dagens program är välavvägt endast under förutsättning att stationskostnaden är minst 100 gånger högre än provkostnaden, vilket inte är fallet. Stationskostnaden är snarare lägre än provkostnaden vid provtagning med smaryssjor och *en mer optimala design för området skulle vara att likna den som genomförs i Kullen (Skälderviken), Stenungssund (Älgöfjorden) och Fjällbacka, där många stationer provtas med ett fåtal replikat.* Konfidensintervallet för medelfångsten av såväl rovfisk som mesopredatorer

skulle därmed kunna minskas från $\pm 50\%$ kring medelvärdet till $\pm 15-20\%$ genom att ändra provtagningsdesignen.



Figur 18. Effekt av antal stationer och antal replikat per station på den procentuella relativa säkerheten i områdesmedelvärdet i samband med augustifisken i Barsebäck. De feta linjerna visar olika kostnadsalternativ när totalkostnaden för provtagningen är konstant. Heldragen röd linje visar alternativet när stationskostnaden är hälften (1:2) jämfört med provkostnaden. Den röda punkten på kurvan visar det bästa alternativet, med lägst osäkerhet i medelvärdet. Streckad röd linje visar situationen med kostnadsförhållandet 2:1. Den gula punkten visar dagens relation mellan antal stationer och antal replikat per station, vilket skulle motsvara den optimala lösningen för såväl skattningen av rovfisk som för mesopredatorer om kostnadsrelationen är ca 100:1 mellan station och replikat.

Provtagningsdesignen vid **Vendelsö (Ringhals)** påminner om den vid Barsebäck. I kontrollprogrammet provtas tre delområden inom en radie av ca 5 km, varav ett delområde är referensområdet Vendelsö. Inom varje delområde besöks flera stationer och på varje station görs i nuläget nio upprepade fisken varje år. Totalt görs ca 250 vittjningar i samband med augustifisken. På motsvarande sätt som för provtagningsprogrammet vid Barsebäck gör aggregeringen av provtagning till ett fåtal delområden att antalet frihetsgrader blir lågt för att beräkna konfidensintervallet för områdesmedelvärdet. Följden blir att *medelvärdet blir osäkert jämfört med om man skulle omfördela provtagningen till flera stationer med färre replikat*. För skattningen av antalet rovfiskar per ansträngning skulle konfidensintervallet kunna minskas från att i nuläget utgöra mer än 100 % av medelvärdet till att utgöra 20-30 % av medelvärdet genom att omfördela provtagningen inom befintlig kostnadsram (Figur 19). För skattningen av mesopredatorer skulle en motsvarande omläggning av provtagningsdesignen ge en minskning av konfidensintervallet från $\pm 60\%$ till $\pm 10\%$ av medelvärdet.



Figur 19. Effekt av antal stationer och antal replikat per station på den procentuella relativa säkerheten i områdesmedelvärdet i samband med augustifiskerna vid Vendelsö (Ringhals). De feta linjerna visar olika kostnadsalternativ när totalkostnaden för provtagningen är konstant. Helledragen röd linje visar alternativet när stationskostnaden är hälften (1:2) jämfört med provkostnaden. Den röda punkten på kurvan visar det bästa alternativet, med lägst osäkerhet i medelvärdet. Streckad röd linje visar situationen med kostnadsförhållandet 2:1. Den gula punkten visar dagens relation mellan antal stationer och antal replikat per station, vilket skulle motsvara den optimala lösningen om kostnadsrelationen är ca 100:1 mellan station och replikat.

Fasta eller nya stationer mellan år

I de flesta fiskerna används en provtagningsdesign som bygger på återbesök av fasta stationer från år till år. I fiskerna vid Älgöfjorden (Stenungssund) och Kullen (Skälderviken) använder man sig i stället av en blandning av fasta och slumpade stationer. Stationerna som ska fiskas respektive fisketillfälle slumpas ut från en pool av fasta stationer, vilket får till följd att flera av stationerna förblir de samma under ett antal år samtidigt som det är osannolikt att data från samma stationer skall finnas med varje år i längre tidsserier. En följd av att man inte återbesöker samma stationer varje år blir att den rumsliga variationen (variansen mellan stationer), bidrar till variationen mellan år i områdesmedelvärdena. Denna design omfattar dock många stationer (40-50) som provtas varje år vilket innebär att den (rumsliga) varians som adderas till programmets mellanårsvariens i medelvärdena är liten. Den motsvarar variansen mellan stationer dividerat med antalet stationer som besöks. Den procentuella ökningen i områdesmedelvärdenas mellanårsvariens kan beräknas enligt ekvation 2,

$$f = \frac{100 \cdot s^2_{stn}}{s^2_e/n + b \cdot s^2_y + s^2_{yX} s^2_{stn}} \% \quad (\text{ekv. 2})$$

där s^2_{stn} är variansen mellan stationer, s^2_e är variansen mellan replikat, s^2_y är den underliggande mellanårsvariensen, s^2_{yX} s^2_{stn} är den oberoende mellanårsvariensen mellan stationer, n är antalet replikat inom station och b är antalet stationer.

För flertalet av de parametrar (indikatorer) som utvärderats ger slumpning av nya stationer varje år endast ett marginellt påslag på mellanårsvariationen

så länge som antalet stationer är stort. I fiskena i Älgöfjorden (Stenungsund) och i Kullen (Skälderviken), där den typen av provtagningsdesign förekommer, handlar påslaget om någon enstaka procent av den totala mellanårsvariansen. *Resultaten från utvärderingen föranleder därför inte rekommendationer att ändra provtagningsdesignen till fasta stationer. Eftersom antalet stationer är så pass stor är det snarare en fördel att ha ett inslag med slumpning av stationer för att undvika bias i områdesmedelvärdet.* Däremot har provtagningsdesignen försvärat skattningen av varianskomponenterna eftersom ambitionen i den analysen var att välja ut stationer från olika år för att få fullständigt ortogonala och balanserade designer, vilket fungerade bra om än efter en del programmering. *Eftersom bidraget av variansen mellan stationer till mellanårsvariationen är obetydlig bör alla data användas för att beräkna årsmedelvärdet för att få säkrast möjliga skattning av årsmedelvärdet.*

Relativ precision i områdesmedelvärden

PRP-gränsvärden för olika parametrar

Fastställande av parameterspecifika gränsvärden för den relativa precisionen i områdesmedelvärdena valdes som ett alternativ till att jämföra mot en fast gräns för precisionen. Olika parametrar (indikatorer) varierar olika mycket och det skulle därför bli missvisande om alla indikatorer skulle jämföras mot ett och samma värde. De parameterspecifika gränsvärdena har tagits fram i samband med denna utvärdering med utgångspunkt i att det bör vara tillräckligt hög precision i områdesmedelvärdet för att kunna påvisa signifikanta skillnader mellan de två år i en tidsserie om minst sex år som har den lägsta respektive högsta värdet på parametern. För parametrar med stor variation över tiden kan signifikanta skillnader påvisas även om precisionen i de enskilda medelvärdena är låg. Även för sådana parametrar skulle det visserligen vara en fördel med hög precision, men frågan är om nyttan av att veta att populationen skiljer sig mellan var och vartannat år kan användas till några meningsfulla slutsatser. Det stora problemet uppstår om man inte kan skilja några av medelvärdena åt, trots avsevärd variation mellan år. En konsekvens av den metod som utarbetats är att indikatorer med liten variation mellan år, som till exempel Shannon eller trofisk medelnivå, kommer att få ett lågt gränsvärde. Om man skulle använt en fast gräns för precisionen skulle 20 % kunna varit en kompromiss och PRP för Shannon skulle då framstått som mycket användbara genom att det går att upptäcka även mycket små förändringar. Baksidan av det myntet är att sådana stabila indikatorer också har en tendens att även måttliga numeriska förändringar kräver stora förändringar i fisksamhället.

Metoden som användes för att fastställa gränsvärdena för precisionen baserades på den underliggande mellanårsvariansen i tidsserierna, dvs. utan inblandning av den rumsliga osäkerheten. Gränsvärdena bör därför återspegla populationernas naturliga variabilitet inom en sexårsperiod och värdena kan därför jämföras mot den beräknade precisionen i de enskilda fiskena utan att hamna i en situation där den beräknade precisionen använts för att beräkna

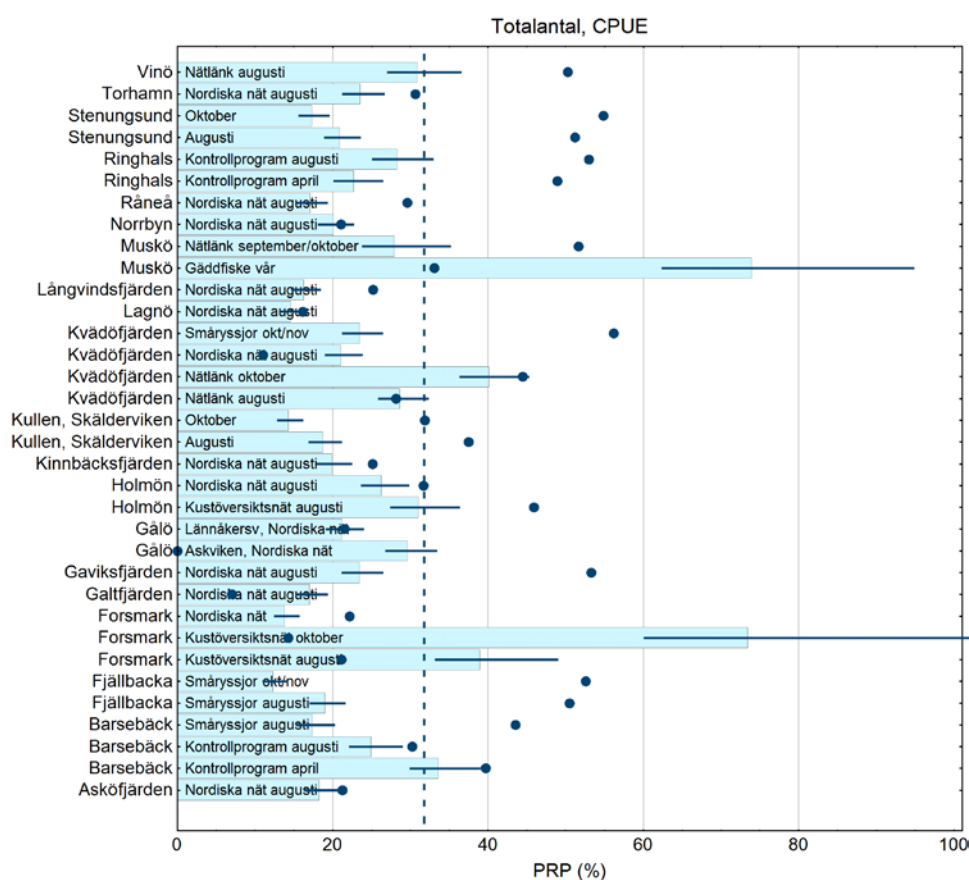
gränsvärdena. Resultaten från beräkningen av gränsvärdena samt de enskilda fiskenas skattade precision redovisas för ett urval indikatorer i de följande avsnitten. Sorteringen av resultaten har gjorts i bokstavsordning på områdesnamnet av två anledningar. Dels är många av programmen kopplade till specifika områden och dels ger områdessorteringen möjlighet att jämföra olika metoder i samma område på ett bättre sätt än om man t ex skulle sortera på metod. I Tabell 3 sammanfattas resultaten med gruppering på redskap och provtagningsdesign. *Över lag ger den stratifierade provtagningen med Nordiska kustöversiktsnät en precision i områdesmedelvärdena som hamnar under den framtagna PRP-gränsen. Provtagningsdesigner med ett fåtal fasta stationer och upprepade fisken ger överlag låg säkerhet i områdesmedelvärdena. Precisionen var mer kopplad till provtagningsdesignen än till redskapstypen, vilket framgår av fiskena med småryssjor där provtagningen antingen omfattar ett fåtal stationer med många upprepade fisken eller många stationer med något färre antal upprepade fisken. Generellt blir precisionen högre med många stationer eftersom det blir fler frihetsgrader vid beräkning av konfidensintervall.*

Tabell 3. Sammanställning av den genomsnittliga relativa precisionen för ett antal indikatorer i olika undersökningstyper och tillhörande redskap. Värden inom parentes anger antal provtagningsområden med PRP under PRP-gränsen/totalt antal områden. Siffrorna utanför parentes avser % PRP.

Indikator	PRP-gräns	Stratifierad provtagn.	Fasta stationer med upprepade fisken inom säsong		
			Nordiska nät, K064	Småryssjor K054	Kustöversiktsnät, K009
Totalfångst	32	20 (14/14)	21 (11/12)	48 (1/3)	32 (3/4)
Totalbiomassa	31	18 (14/14)	21 (11/12)	45 (1/3)	28 (3/4)
Mesopredatorer	50	32 (14/14)	27 (12/12)	52 (2/3)	45 (3/4)
Rovfiskar	48	26 (14/14)	43 (8/12)	40 (3/3)	34 (3/4)
Andel rovfisk	29	20 (12/14)	37 (5/12)	35 (2/3)	22 (3/4)
Artantal	10	9 (10/14)	12 (7/12)	15 (0/3)	15 (1/4)
Shannon	14	10 (14/14)	14 (9/12)	16 (1/3)	15 (2/4)
Trofinivå	4	3 (12/14)	5 (8/12)	5 (2/3)	8 (2/4)
Cyprinidae	44	48 (8/14)	96 (0/3)	74 (1/4)	212 (0/1)
Abborre	44	27 (14/14)	40 (2/3)	48 (2/4)	145 (0/1)
Abborre >25 cm	44	49 (7/14)	65 (1/3)	84 (0/4)	- (0/1)
Tånglake	55		45 (11/12)		

Totalt antal fiskar, CPUE

PRP-gränsvärdet (streckad linje i Figur 20) för den totala fångsten, antal fiskar per ansträngning, fastställdes till 32 %, vilket nästan motsvarar en populationsfördubbling (1.9 gånger). Gränsvärdet utgör ett riktmärke mot vilket de enskilda programmens realiserade PRP skall jämföras. Gränsvärdet är beräknat med hjälp av medianen för de enskilda programmens framräknade bidrag till gränsvärdet (mörkblå punkter). Förekomst av enstaka extrema avvikelser inom något eller några områden påverkar därför inte det gemensamma gränsvärdet nämnvärt. Den genomsnittliga observerade precisionen beräknat för samtliga fiskarna var 26 %, vilket innebär att flertalet av fiskarna hade godkänd PRP, dvs. hamnade under gränsen.



Figur 20. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirkelprickar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den genomsnittliga precisionen i respektive fiske beräknat från konfidensintervallen och medelvärdena. Fiskerna med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes småryssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

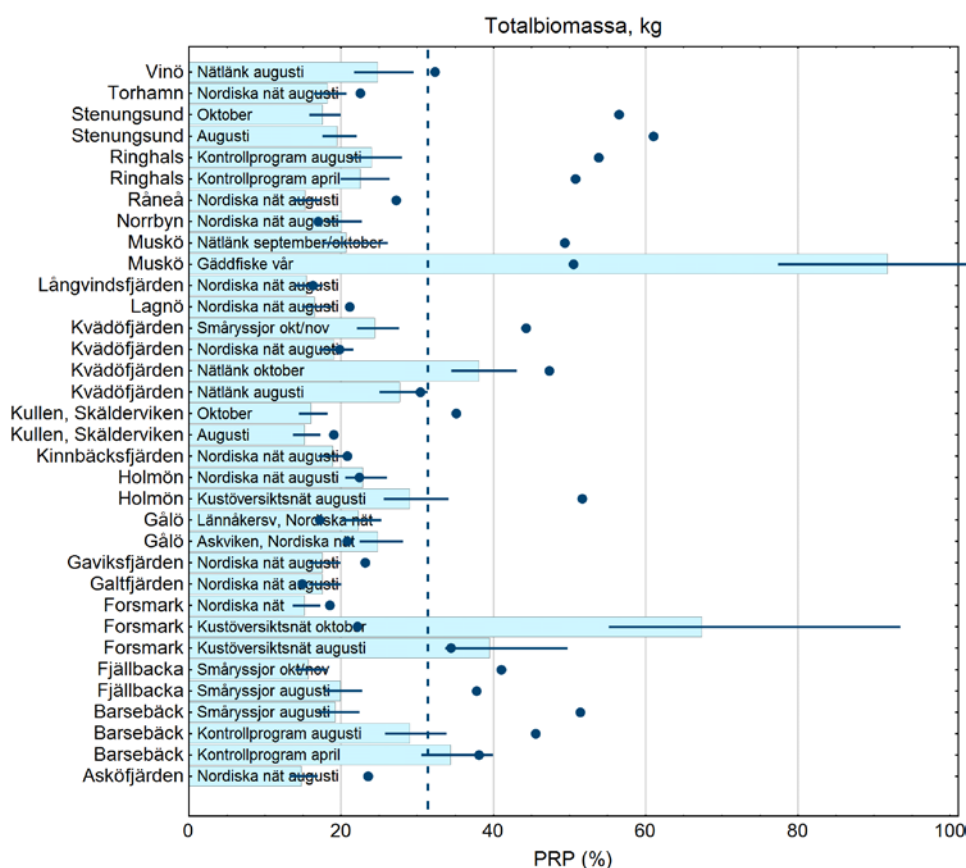
För de fem programmen som inte klarade gränsvärdet är det bara Barsebäcks kontrollprogram i april som skulle klara gränsvärdet genom att öka provtagningsinsatsen med 20 %. För att få högre precision i dessa fem program, som samtliga baseras på ett fåtal stationer med flera upprepade

fisken, skulle man behöva *omfördela proven från de upprepade fiskena till nya provtagningsstationer*. Ytterligare sex av programmen skulle överskrida gränsen om man minskar antalet stationer med 20 %. Övriga program skulle klara gränsen även om man minskar antalet stationer med 20 %.

De skattade rumsliga varianskomponenterna visade att i genomsnitt 18 % av den rumsliga variationen kunde hänföras till den fasta variationen mellan stationer. Övrig variation var antingen en följd av variation mellan replikat inom station eller variation som skiljde sig mellan år inom en och samma station (interaktionstermen år x station). I fiskena med replikering inom provtagningsstation utgjordes ca 13 % av den totala variationen av interaktionstermens varians och ca 72 % utgjordes av provtagningsrelaterad variation inom station. För program utan replikering, vilket i huvudsak är fiskena med Nordiska kustöversiktsnät) kunde dessa två komponenter inte skiljas åt. Interaktionstermen reflekterar att fiskarna är rörliga inom provfiskeområdet (eller ännu större områden) alternativt att de inte nödvändigtvis fångas i samma utsträckning på samma stationer under olika år.

Totalbiomassa, BPUE

PRP-gränsvärdet för den totala biomassan, kg per ansträngning, fastställdes till 31 %, vilket motsvarar en populationsökning med ca 1.9 gånger (Figur 21). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fisken var 25 %, vilket innebär att majoriteten av fiskerna hade godkänd PRP. Många av programmen hamnade kring 20 %-gränsen, vilket får anses var bra.

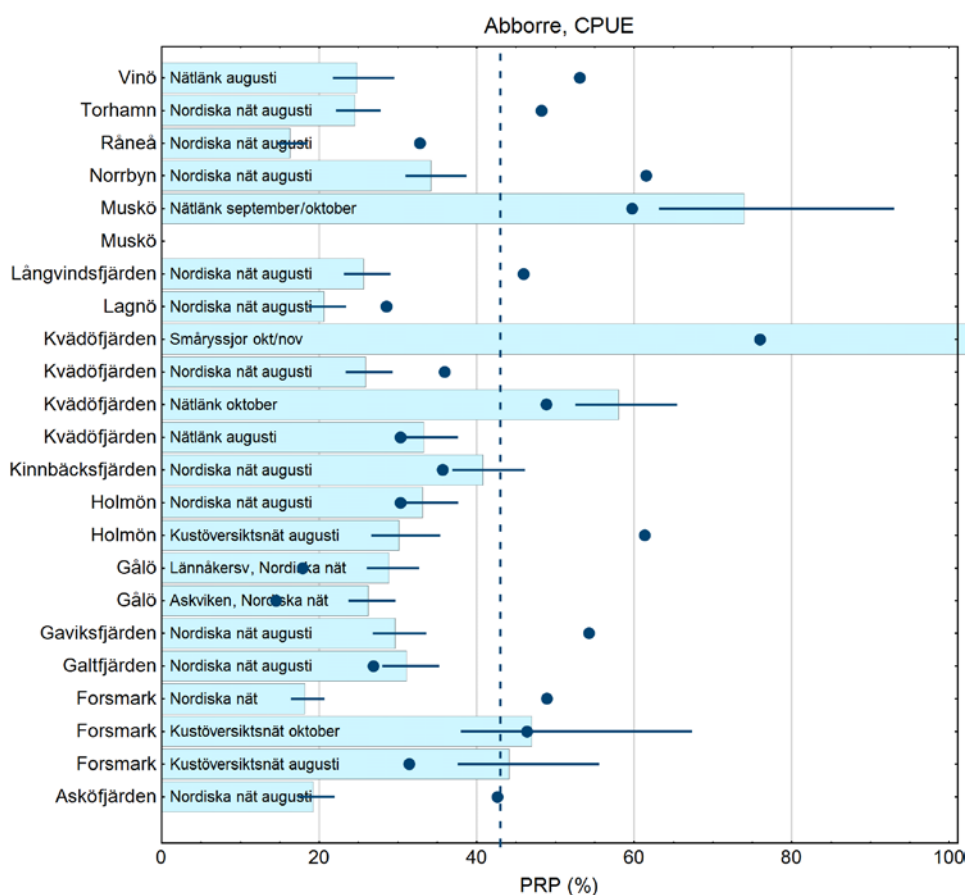


Figur 21. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes smärýssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

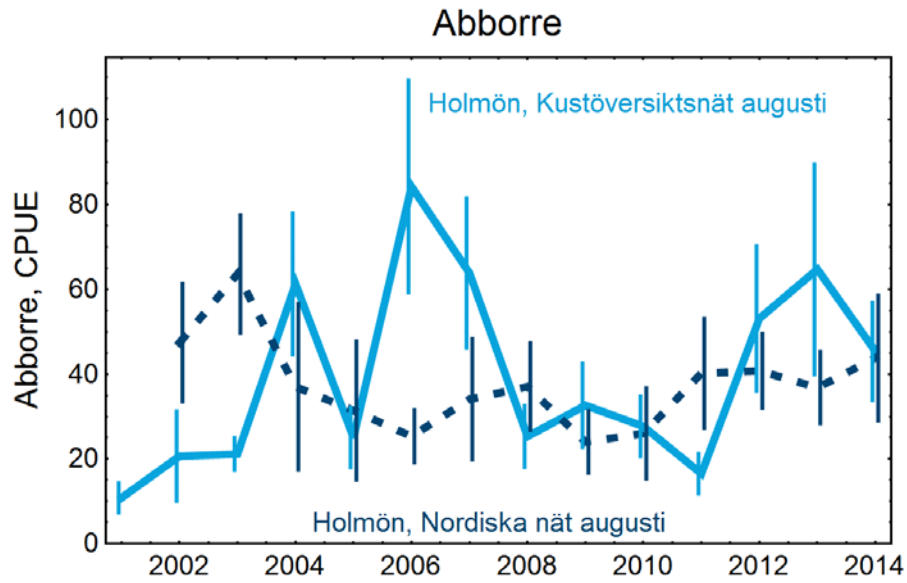
Abborre, CPUE

PRP-gränsvärdet för totalt antal abborrar per ansträngning fastställdes till 44 %, vilket motsvarar en populationsökning på 2.6 gånger (Figur 22). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fiskerna var 38 % och fem av fiskerna där abborre fångats klarade inte gränsvärdet. Dessa fiskerna var uteslutande de med upprepade fiskerna på ett fåtal stationer. Samtliga augustifisken med Nordiska kustöversiktsnät klarade gränsvärdet.

Den relativa precisionen för abborre var ungefär lika hög för de två metoderna, kustöversiktsnät och Nordiska kustöversiktsnät, som användes vid Holmöarna. Denna egenskap går att spåra i storleken på konfidensintervallen i Figur 23. Mellanårsvariationen var dock högre i tidsserien från kustöversiktsnäten och denna egenskap bidrar till att höja PRP-gränsvärdet för denna indikator, se mörkblå punkt i Figur 22.



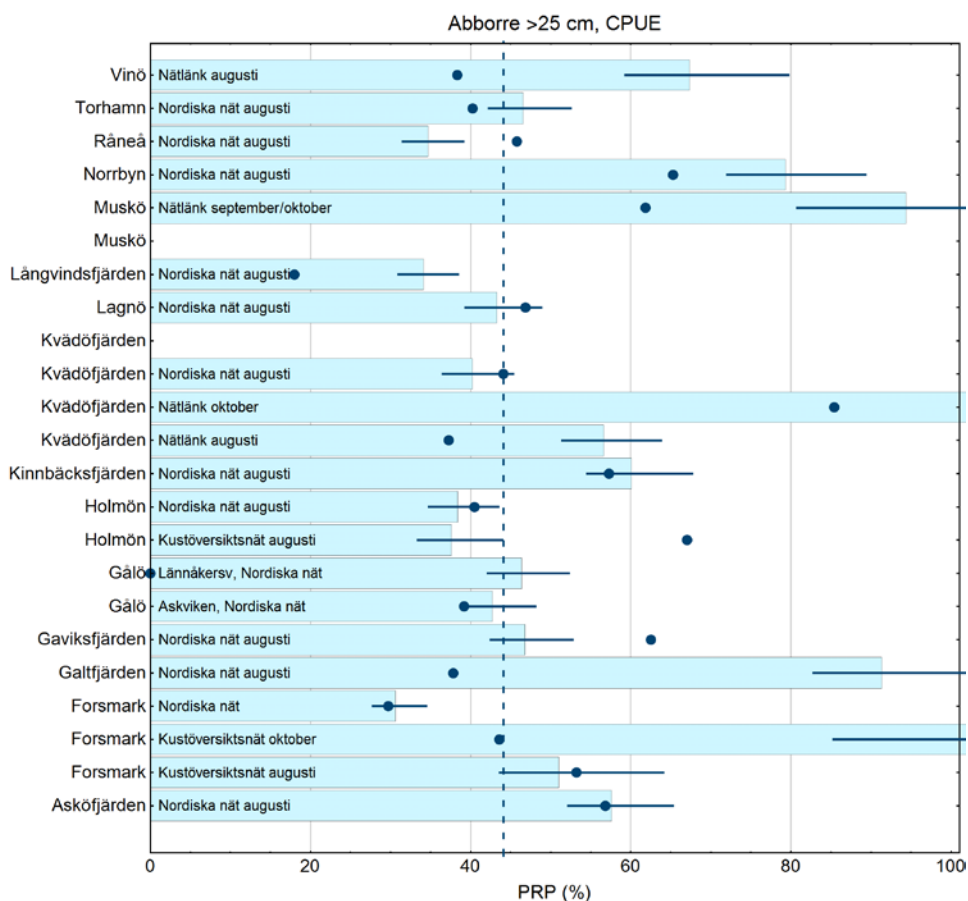
Figur 22. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirkelar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fiskerna med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskerna är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.



Figur 23. Mellanårsvariationen för abborrfångsten skiljer markant mellan fisket med kustöversiktsnät och Nordiska kustöversiktsnät vid Holmöarna. Däremot skiljer sig inte den relativa precisionen nämnvärt mellan de två metoderna, vilket kan ses på storleken av konfidensintervallen.

Abborre ≥ 25 cm, CPUE

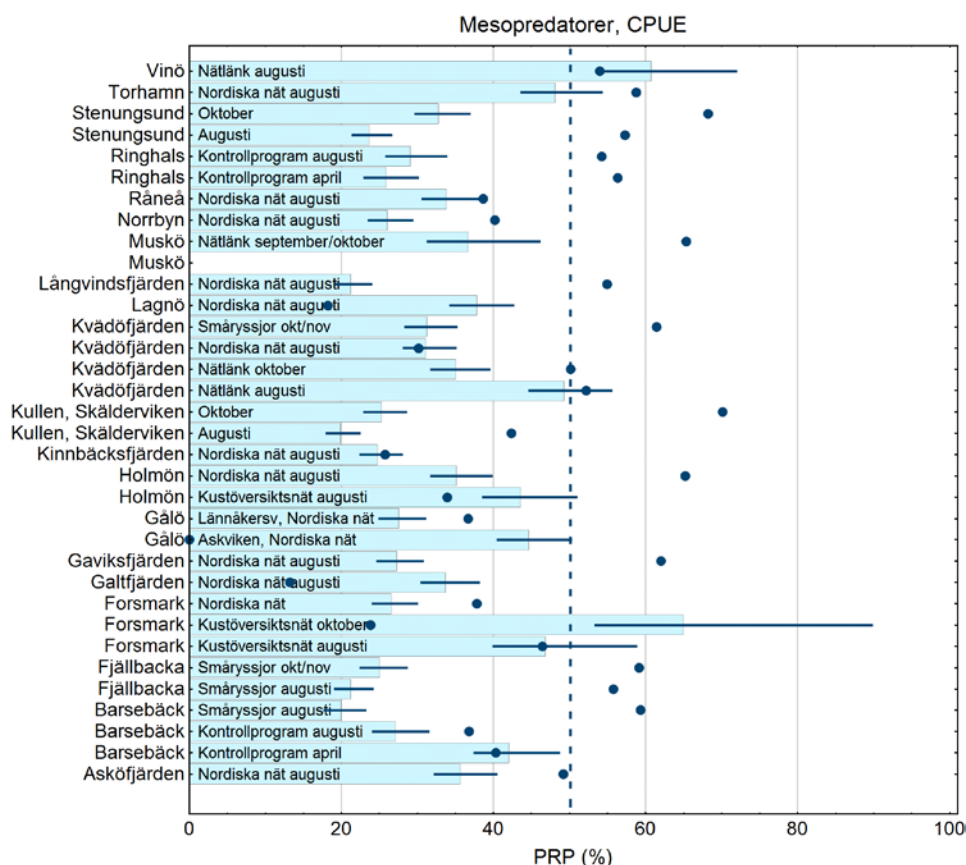
PRP-gränsvärdet för antal abborrar om minst 25 cm per ansträngning fastställdes till 44 %, vilket motsvarar en populationsökning på 2.6 gånger (Figur 24). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fiskena var 58 % och knappt hälften av fiskena klarade gränsvärdet. Hälften av de Nordiska fiskena klarade gränsen. Bland de övriga metoderna var det däremot bara fisket med kustöversiktsnät vid Holmöarna som klarade gränsen.



Figur 24. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskena (fyllda cirkelar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskena är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Mesopredatorer, CPUE

Fångst per ansträngning beräknades för mesopredatorer genom att summera antalet individer av arter med trofinivåvärden mellan 3.0 och 3.5. PRP-gränsvärdet för antal mesopredatorer, beräknades till 50 %, vilket motsvarar en populationsökning på 3 gånger (Figur 25). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fisken var 34 % och samtliga fisken utom Vinö-fisket och oktoberfisket med kustöversiktsnät i Forsmark klarade gränsvärdet.

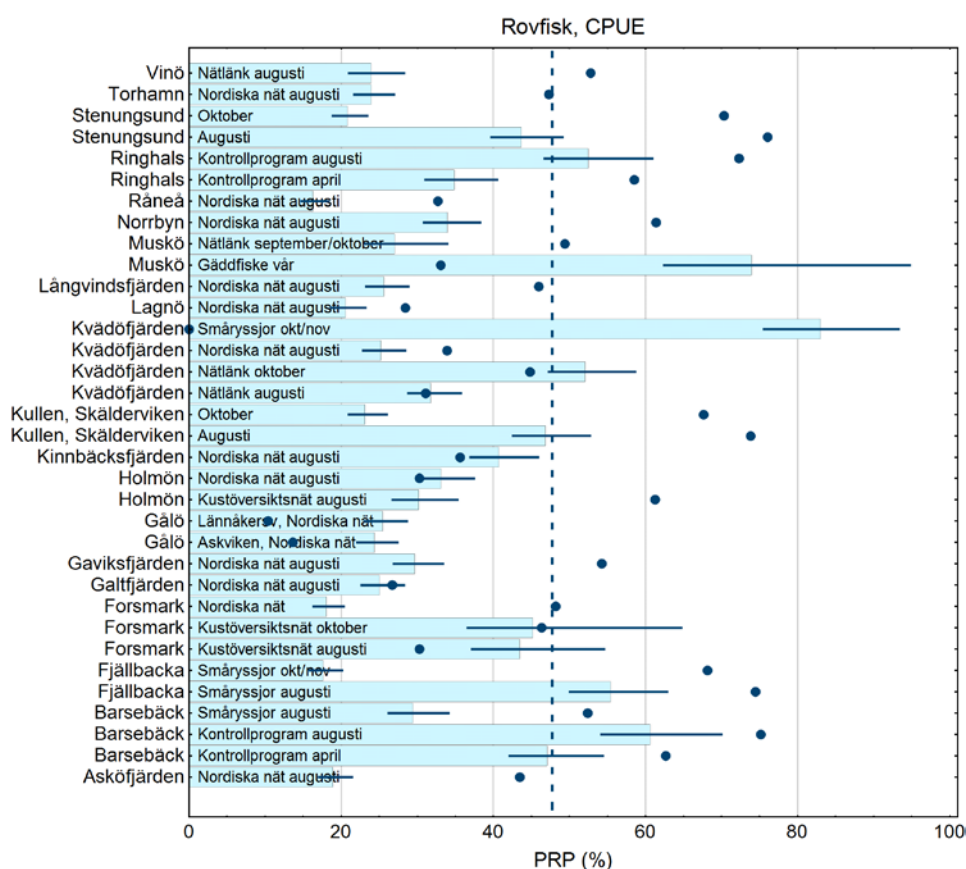


Figur 25. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirkelar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskerna är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fisken på västkusten användes småryssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

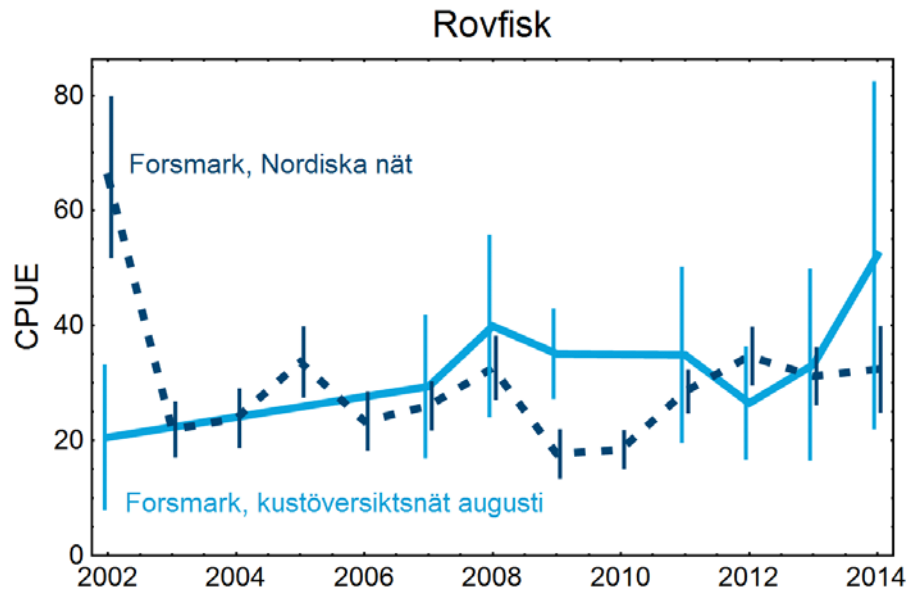
De skattade rumsliga varianskomponenterna visade att i genomsnitt 18 % av den rumsliga variationen kunde hänföras till den fasta variationen mellan stationer. Övrig variation var antingen en följd av variation mellan replikat inom station eller variation som skiljde sig mellan år inom en och samma station (interaktionstermen är x station). I fiskerna med replikering inom provtagningsstation utgjordes ca 14 % av den totala variationen av interaktionstermens varians och den ca 74 % utgjordes av provtagningsrelaterad variation inom station.

Rovfisk, CPUE

PRP-gränsvärdet för antal rovfisk, trofinivå från 4.0 och uppåt, per ansträngning fastställdes till 48 %, vilket motsvarar en populationsökning på 2.8 gånger. Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fiskerna var 35 % och sex av fiskerna klarade inte gränsvärdet. Av resultaten att döma verkar *fångsterna av rovfisk vara förknippade med större osäkerhet i områdena på västkusten än på ostkusten*. Troligen beror skillnaden på den stora dominansen av abborre i fiskerna på ostkusten, i kombination med att många av fiskerna på ostkusten är inriktade på just abborre. Mellanårsvariansen var ungefär densamma för fångsten av rovfisk i Forsmark mellan fisket med kustöversiktsnät (upprepade fiskerna) och fisket med Nordiska kustöversiktsnät (mörkblå punkter i Figur 26). Däremot är det stor skillnad i årsmedelvärdenas precision där fisket med kustöversiktsnät ligger på gränsen att kunna få skilda konfidensintervall mellan högsta och lägsta medelvärdet inom en sexårsperiod (Figur 27). Den möjligheten är stor med de Nordiska kustöversiktsnäten eftersom den realiserade precisionen var betydligt högre (=lägre PRP).



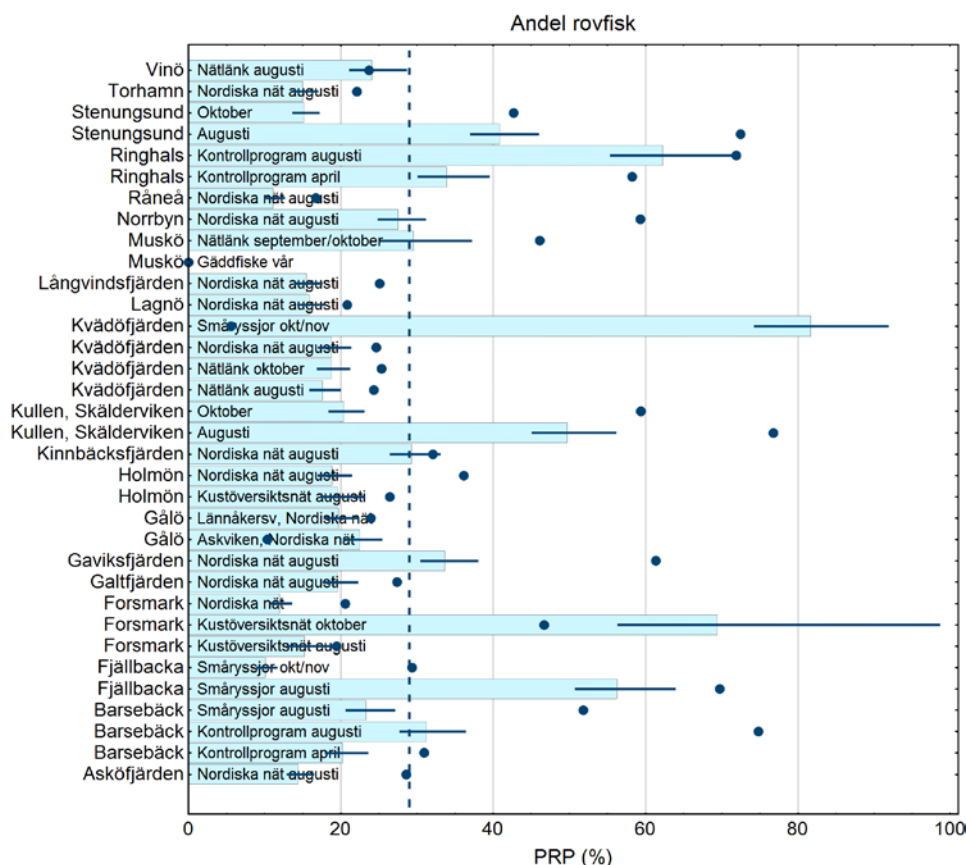
Figur 26. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fiskerna med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes småryssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.



Figur 27. Mellanårsvariansen är ungefär densamma för fångsten av rovfisk i Forsmark mellan fisket med kustöversiktsnät (upprepade fisken) och fisket med Nordiska kustöversiktsnät. Däremot skiljer sig den realiserade precisionen där fisket med de Nordiska kustöversiktsnäten har betydligt lägre konfidensintervall i relation till medelvärdena jämfört med resultaten från fisket med kustöversiktsnät.

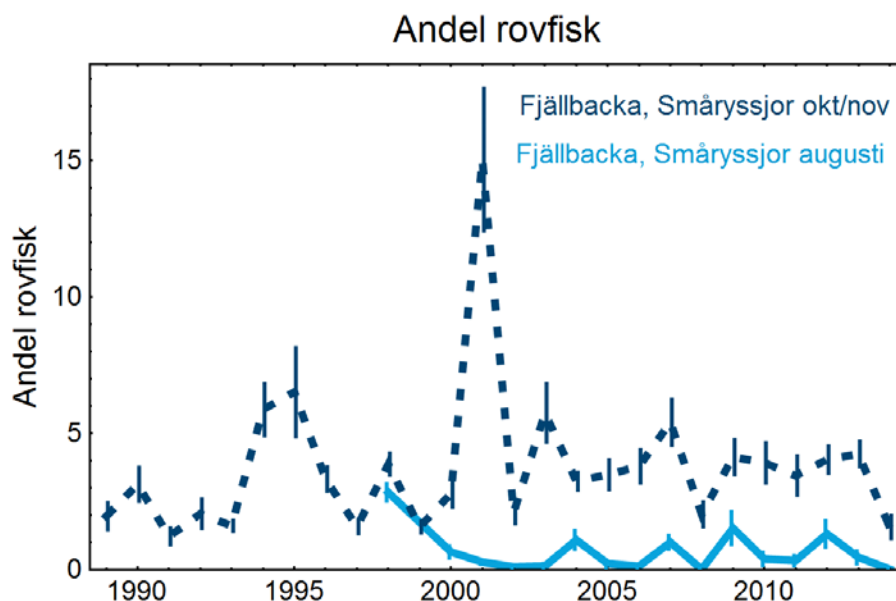
Andel rovfisk

PRP-gränsvärdet för andel rovfisk av totalfångsten, per ansträngning, fastställdes till 29 %, vilket motsvarar en populationsökning på 1.8 gånger (Figur 28). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fisken var 27 % och en tredjedel av fiskena klarade inte gränsvärdet.



Figur 28. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes småryssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

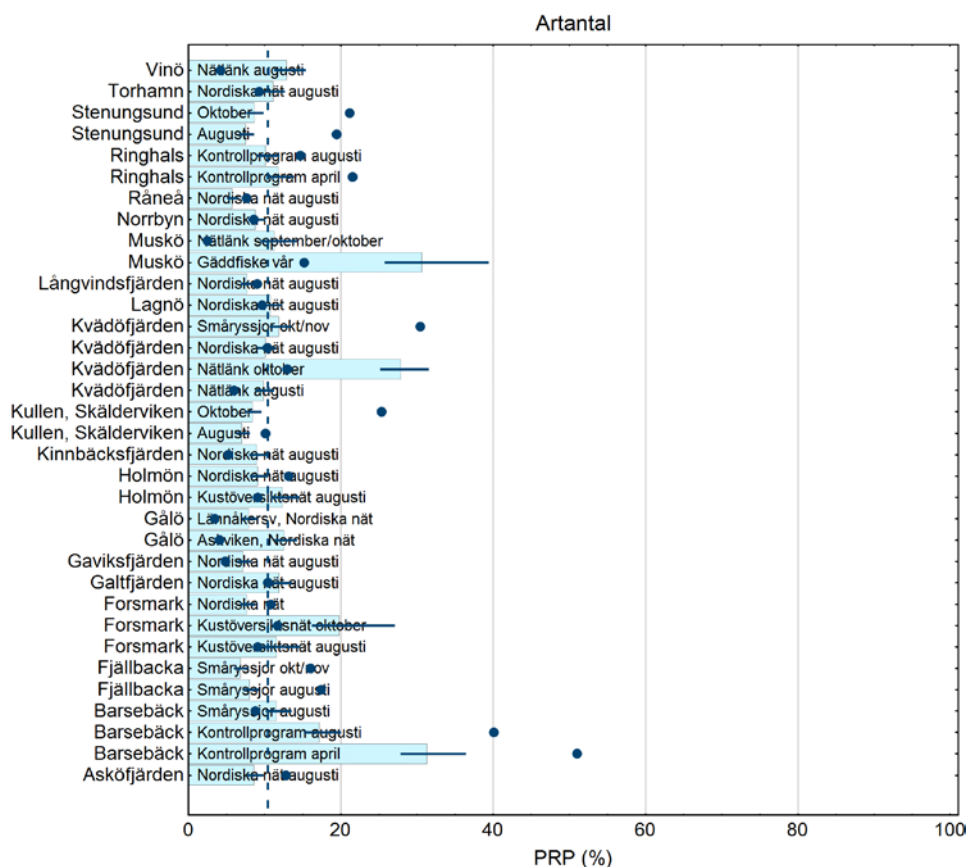
Det var en tydlig säsongsskillnad i precision mellan augusti- och oktoberfisket med småryssjor i Fjällbacka, Kullen (Skälderviken) och Stenungsund (Älgöfjorden). Precisionen var betydligt lägre (högre PRP) i augusti än under senhöstfisket i oktober. Utvärdering av andelen rovfisk blir därför svåra att göra på ett tillförlitligt sätt för dessa områden med data från augusti månad. Den högre osäkerheten i augusti kan förklaras av att andelen rovfisk genomgående är lägre under augusti, vilket kan ses till exempel i tidsserierna från Fjällbacka (Figur 29).



Figur 29. Andelen rovfisk i Fjällbacka har varit lägre under augusti jämfört med i oktober sedan början av 2000-talet. Den låga andelen slår även igenom på precisionen som är låg för augustifiskena.

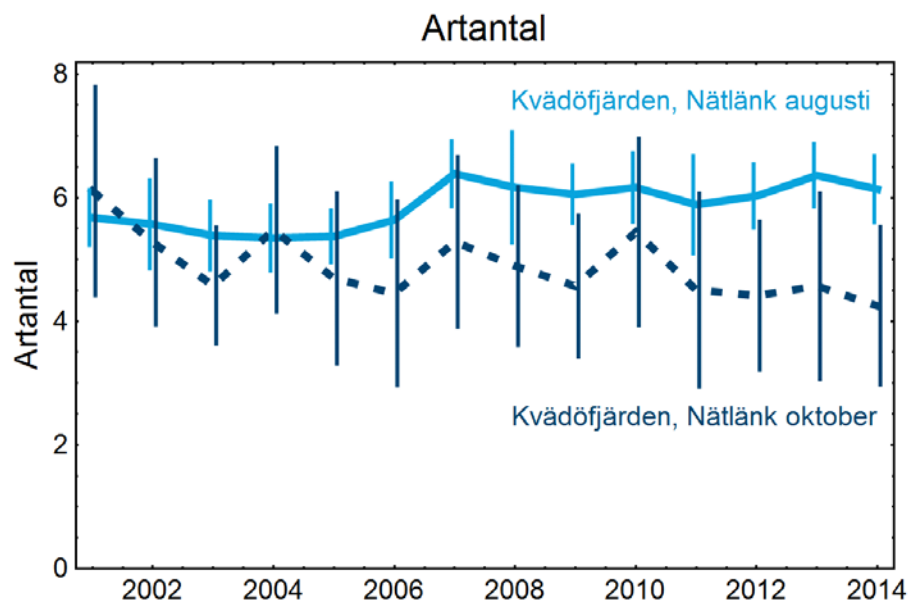
Artantal, CPUE

Det faktiska antalet arter används inte som indikator i bedömningen av miljötillståndet i fisksamhället. Antalet arter per ansträngning är dock av generellt intresse och används i många andra miljöövervakningsprogram, vilket motiverar dess plats i denna rapport. Antalet arter är vanligen en av de mer robusta parametrarna, med liten variation och osäkerhet i skattningarna, vilket även gäller för fisk. PRP-gränsvärdet för antal arter per ansträngning fastställdes till 11 %, vilket motsvarar en förändring på 1.3 gånger (Figur 30). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fiskerna var ca 12 % och nästan hälften av fiskerna klarade inte gränsvärdet, men flera av dem hamnade nära gränsen. Den underliggande mellanårsvariationen tycks vara något högre på västkusten vilket märks på att de blå punkterna för dessa fiskerna nästan samtliga hamnade över den streckade linjen.



Figur 30. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskena (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskerna är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes smärysjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Ett annat noterbart resultat är skillnaden i precision mellan augusti- och oktoberfiskerna i Kvädöfjärden. Resultaten från oktoberfiskerna antyder en nedåtgående trend, men den höga osäkerheten jämfört med i augustifiskerna gör att en någon slutsats om trenden inte kan dras (Figur 31).

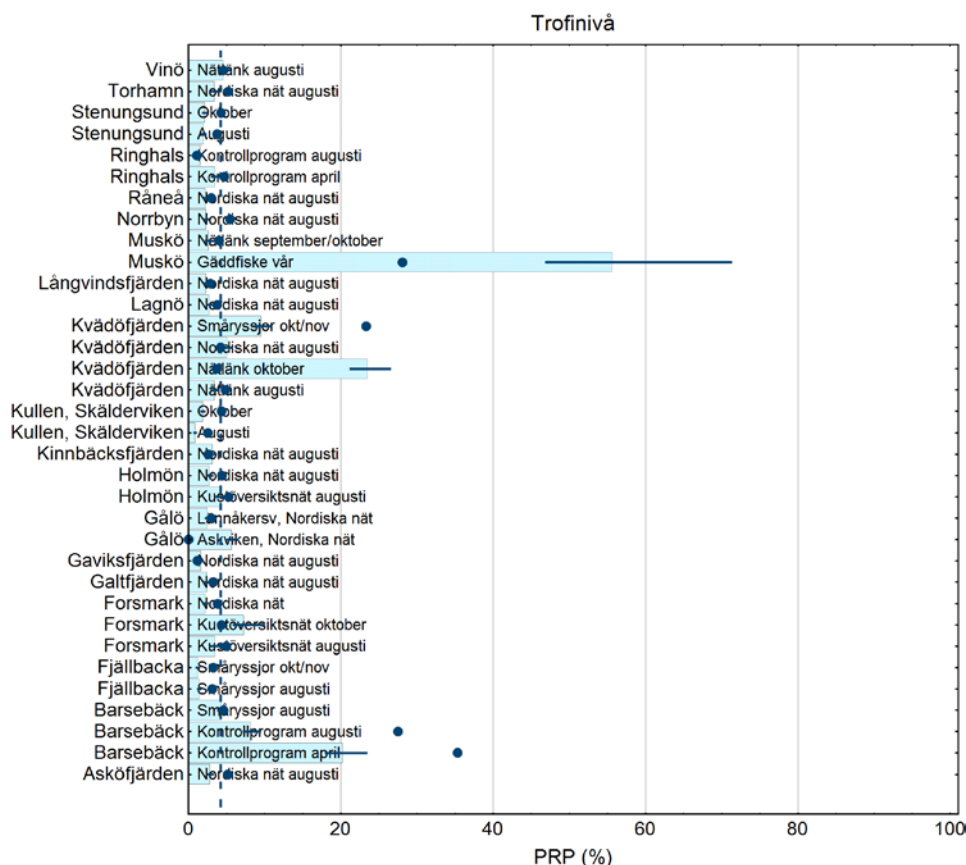


Figur 31. Det genomsnittliga antalet arter per nät och natt har bättre precision i augustifiskena än i oktoberfiskena i Kvädöfjärden, vilket försvårar möjligheten att uttala sig om den tillsynes nedåtgående trenden för antal arter i samband med oktoberfiskena.

De skattade rumsliga varianskomponenterna visade att i genomsnitt (samtliga områden) 16 % av den rumsliga variationen kunde hänföras till den fasta variationen mellan stationer. Övrig variation var antingen en följd av variation inom station eller variation som skiljde sig mellan år inom en och samma station (interaktionstermen är x station). I fiskena med replikering inom provtagningsstation utgjordes ca 7 % av den totala variationen av interaktionstermens varians och ca 81 % utgjordes av provtagningsrelaterad variation inom station. Även om variationen i antal arter inom station är stor i termer av procent så är den absoluta variationen låg, vilket framgår av att flertalet PRP-värden var under 10 %.

Trofinivå, CPUE

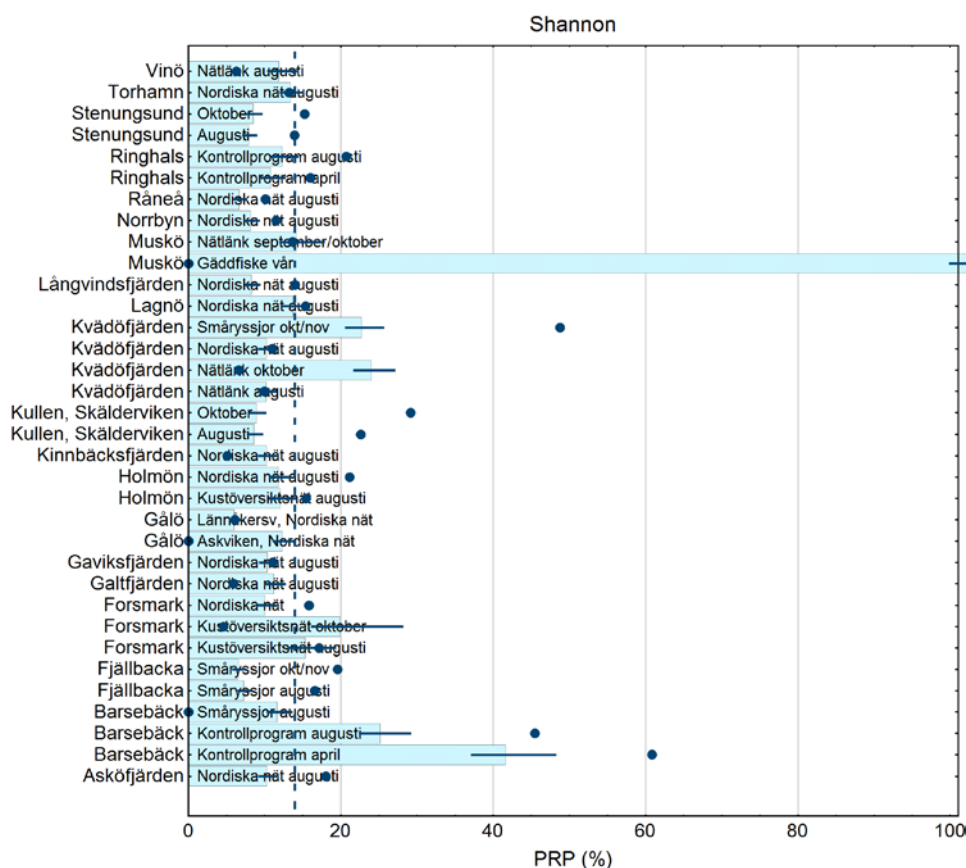
PRP-gränsvärdet för det trofiska medelvärdet för artsammansättningen per ansträngning fastställdes till 4 %, vilket motsvarar en förändring på ca 9 % (Figur 32). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fiskena var ca 6 % och tio av fiskena klarade inte gränsvärdet. *Med några få undantag tycks denna indikator vara mycket stabil, vilket gör att man ställer sig frågan hur stor förändring i fisksamhället som behövs för att påverka nivån på denna indikator.*



Figur 32. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskerna är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes småryssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Shannon, CPUE

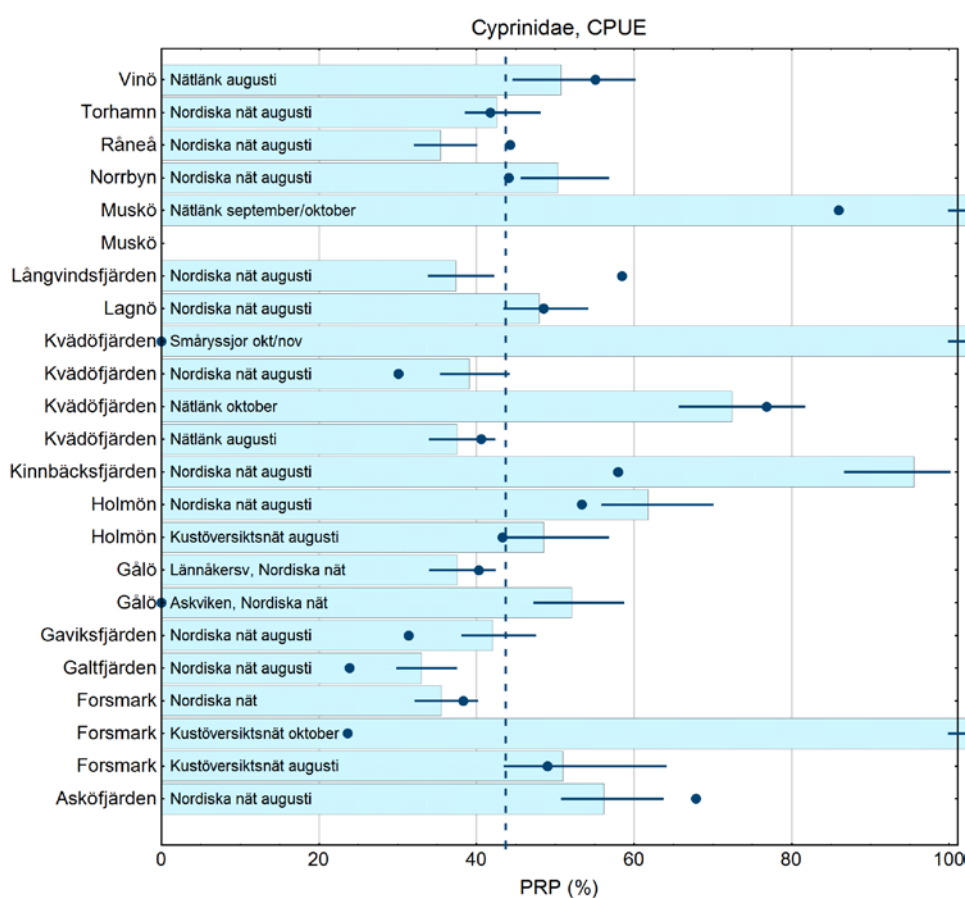
Shannons index ger en sammanfattande bild av diversitet baserat på information om antalet arter och hur mängden av dem fördelar sig mellan arterna. Notera att indexet inte hanterar arttillhörigheten i fördelningen vilket innebär att ett och samma indexvärde kan representera flera olika art-abundansfördelningar. PRP-gränsvärdet för Shannons index per ansträngning fastställdes till 14 %, vilket motsvarar en förändring på ca 1.3 gånger (Figur 33). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fisken var ca 21 % och sju av fiskena klarade inte gränsvärdet. Överlag är denna indikator stabil med hög precision i områdesmedelvärdena.



Figur 33. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskerna är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes småräysjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Cyprinidae, CPUE

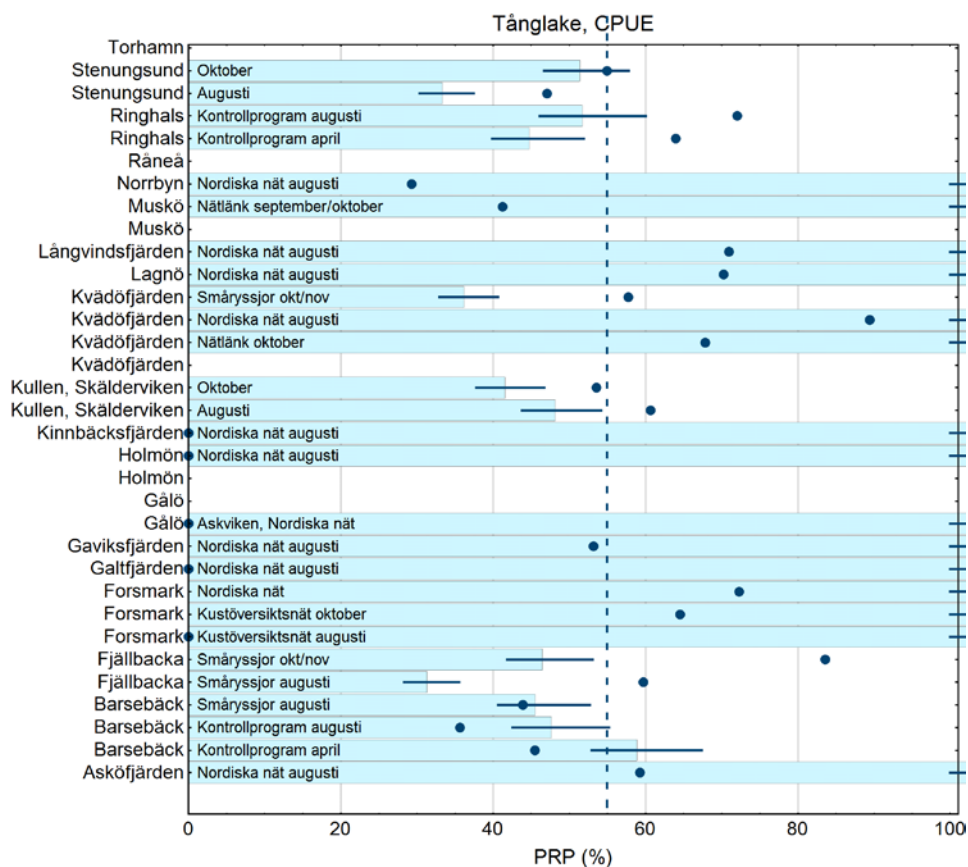
PRP-gränsvärdet för antal individer av karpfiskar per ansträngning fastställdes till 44 %, vilket motsvarar en förändring på ca 2.6 gånger (Figur 34). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fisken var ca 66 % och 13 av fiskena, där det fanns tillräckligt med karpfiskar för att genomföra beräkningarna, klarade inte gränsvärdet. Merparten av de Nordiska fiskena klarade gränsen. Även om en hel del fisken klarade gränsen var det inget av fiskena som hade ett PRP under 30 % och merparten hamnade mellan 35 och 50 %, oktoberfiskena borträknade. Det innebär att de 95 -procentiga konfidensgränserna sträcker sig ± 35 -50 % från respektive områdes medelvärde för merparten av områdena, vilket ger en stor osäkerhet om man skall jämföra mot gränser för bedömning av ekologisk status.



Figur 34. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskena (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fisken med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Tånglake, CPUE

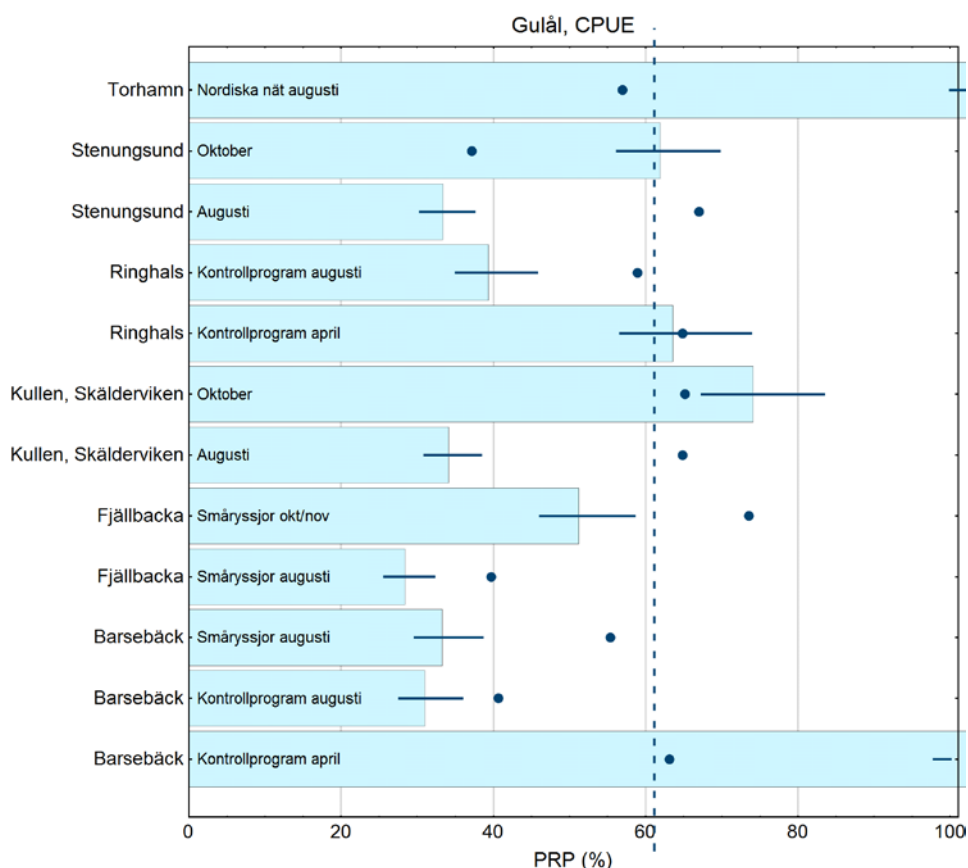
PRP-gränsvärdet för antal tånglakar per ansträngning fastställdes till 55 %, vilket motsvarar en förändring på ca 3.4 gånger (Figur 35). Den genomsnittliga precisionen beräknat för samtliga fiskerna var ca 117 % och knappt hälften av fiskerna där tånglake fångades i sådan omfattning att varianskomponentberäkningar var möjliga klarade gränsvärdet. Det är möjligt att gränsvärdet hamnade väl lågt som en följd av att ingen (0) naturlig mellanårsvarians kunde påvisas i flera av fiskerna. Det är troligt att dessa nollor orsakades av små fångster som fördelades på olika stationer olika år eftersom merparten av nollorna förekom i de Nordiska fiskerna där många stationer besöks. Tånglake kvantifieras i praktiken genom provtagning med ryssjor.



Figur 35. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fiskerna med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskerna är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes småryssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Gulål, CPUE

Av de fiskerna som fångat gulål under minst tre av provtagningsåren framstår augusti som den månad som genomgående ger bästa precisionen i medelvärdeskattningen, och ryssjor som det mest lämpliga redskapet. Ål fångas enstaka gånger även i andra fiskerna till exempel i Torhamn där fisket utförs med Nordiska kustöversiktsnät. Detta redskap är dock inte anpassat för fångst av ål och man ser att precisionen är sämre (hög PRP, se figur 30).



Figur 36. Beräknade gränsvärden för den relativa precisionen i vart och ett av fiskerna (fyllda cirklar) ligger till grund för det gemensamma gränsvärdet (streckad linje). Staplarna visar den beräknade precisionen i respektive fiske. Fiskerna med staplar som sträcker sig till höger om den streckade linjen överskrider gränsvärdet för precisionen. Avsaknad av staplar för en del av fiskerna är en följd av att varianskomponenter inte kunde beräknas för dessa data. Mörkblå linjer i staplarnas högra kant anger hur PRP förändras med ändrat antal provtagningsstationer i procent, +20 % till vänster och -20 % till höger. Vid samtliga fiskerna på västkusten användes småryssjor. För information om redskapskod i respektive fiske se Tabell 1.

Övriga arter/indikatorer, CPUE

Torsk >38 cm

I 12 av fiskerna erhöles tillräckligt med torsk över 38 cm för att kunna göra en analys av denna parameter. Det var bara i ett av fiskerna som fångst per ansträngning var tillräckligt hög för att få någon tillförlitlighet i medelvärdeskattningen och det var i Barsebäck, miljöövervakningsprogrammet med småryssjor (Tabell 4). I de övriga fiskerna var PRP som bäst 64 % och i sju av fiskerna var PRP nära eller över 100 %, vilket

innebär att osäkerheten i skattningen, konfidensintervallet, sträcker sig från noll till mer än dubbla medelvärdet i resultat från dessa fisken. Slutsatsen blir att *ingen av de metoder som använts inom det kustprovfiske som utvärderats här är lämplig för att bedöma statusen för torskbeståndet över 38 cm.*

Tabell 4. Tolv av fiskena hade tillräckligt med torsk över 38 cm för en meningsfull analys av den relativa precisionen i områdesmedelvärdet. CI avser storleken på 95 % konfidensintervall, dim ± 20 innebär alternativ med 20 % fler (+) eller färre (-) stationer. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Område	Fiske	Antal år	Antal stn	CPUE	CI	PRP (%)	PRP (%) dim+20 %	PRP (%) dim-20 %
Barsebäck	Kontrollprogram ap	9	17.4	0.07	0.036	54	48	62
Barsebäck	Kontrollprogram aug	7	18.0	0.05	0.030	64	57	74
Barsebäck	Småryssjor aug	6	17.5	0.22	0.064	30	26	34
Fjällbacka	Småryssjor augusti	6	16.0	0.02	0.026	128	116	145
Fjällbacka	Småryssjor okt/nov	12	22.5	0.01	0.016	130	117	149
Skälderviken	Augusti	8	51.1	0.02	0.024	116	105	130
Skälderviken	Oktober	10	50.9	0.02	0.019	111	101	125
Kvädöfjärden	Nätlänk oktober	14	12.0	0.03	0.022	65	59	73
Muskö	Nätlänk sep/okt	13	8.0	0.09	0.057	64	54	80
Vendelsö	Kontrollprogram apr	16	18.0	0.01	0.008	125	112	145
Vendelsö	Kontrollprogram aug	18	18.0	0.01	0.009	137	122	159
Stenungsund	Augusti	5	49.8	0.03	0.030	109	99	122

Gös >40 cm

Endast tre fisken hade tillräcklig fångst av gös över 40 cm för att kunna göra en analys av denna parameter och precisionen i områdesmedelvärdet var som bäst 79 % (PRP) av dessa tre fisken (Tabell 5). Notera att oktoberfisket med Nordiska kustöversiktsnät i Galtfjärden inte kom med i analysen på grund av att för få individer över 40 cm fångades i detta fiske under nio års tid för att uppfylla kravet för analys som sattes till minst 10 individer. *En separat analys av data från fisket i Galtfjärden visade att 92 % av gösarna fångades i djupintervallet 10-20 m, vilket skall jämföras med att 27 % av näten placeras inom detta djupintervall. Om syftet med detta fiske är att fånga gös bör man överväga att omfördela en del av näten från de grundare stationerna till det djupintervall där största andelen av gösarna fångas.*

Tabell 5. Tre av fiskena hade tillräckligt med gös över 40 cm för en meningsfull analys av den relativa precisionen i områdesmedelvärdet. Osäkerheten (PRP) var mycket hög i samtliga tre fisken. CI avser storleken på 95 % konfidensintervall, dim ± 20 innebär alternativ med 20 % fler (+) eller färre (-) stationer.

Område	Fiske	Antal år	Antal stn	CPUE	CI	PRP (%)	PRP (%) dim+20 %	PRP (%) dim-20 %
Asköfjärden	Nordiska nät augusti	4	48	0.083	0.091	109	102	90
Kvädöfjärden	Nordiska nät augusti	9	45	0.049	0.063	127	118	103
Gålö, Lännäckersviken	Nordiska nät	6	36.3	0.226	0.178	79	89	72

Skrubbskädda >30 cm

Fjorton av fiskena hade tillräckligt med skrubbskädda över 30 cm för en meningsfull analys av den relativa precisionen i områdesmedelvärdet. Överlag var den relativa precisionen i områdesmedelvärdena låg (PRP > 50 %, se tTabell 6). En ökning av provtagningsinsatsen med 20 % skulle inte förbättra precisionen nämnvärt. *Om skrubbskädda är en viktig indikator i fiskeförvaltningen verkar det finnas ett behov att utveckla mer effektiva fångstmetoder för denna art.*

Tabell 6. Fångst per ansträngning av skrubbskädda var låg i samtliga utvalda fisken och osäkerheten (PRP) i områdesmedelvärdena var nära eller över 50 % samtliga områden. CI avser storleken på 95 % konfidensintervall, dim ± 20 innebär alternativ med 20 % fler (+) eller färre (-) stationer. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Område	Fiske	Antal år	Antal stn	CPUE	CI	PRP (%)	PRP (%) dim+20 %	PRP (%) dim-20 %
Asköfjärden	Nordiska nät aug	8	48.0	0.036	0.052	144	115	129
Barsebäck	Kontrollprogram apr	9	17.4	0.044	0.026	58	52	68
Barsebäck	Småryssjor aug	6	17.5	0.058	0.043	75	67	87
Barsebäck	Kontrollprogram aug	8	17.6	0.017	0.015	90	80	104
Fjällbacka	Småryssjor aug	16	16.5	0.025	0.026	102	92	116
Fjällbacka	Småryssjor okt/nov	26	22.3	0.044	0.028	64	57	73
Kullen	April	3	53.7	0.052	0.039	76	69	85
Kvädöfjärden	Nätlänk oktober	13	12.0	0.028	0.022	78	70	87
Kvädöfjärden	Nordiska nät aug	12	45.0	0.048	0.066	138	108	122
Vendelsö	Kontrollprogram apr	27	18.0	0.075	0.041	54	48	63
Vendelsö	Kontrollprogram aug	27	18.0	0.02	0.017	86	77	100
Stenungsund	April	3	50.0	0.047	0.036	78	71	87
Stenungsund	Augusti	12	50.4	0.019	0.02	106	96	119
Stenungsund	Oktober	11	50.5	0.018	0.019	109	99	122

Sik

I 11 av fiskena fångades tillräckligt med sik för att kunna beräkna den relativa precisionen i områdesmedelvärdena. Noterbart är att *de senhöstfiskerna som är till för att få en säkrare skattning av kallvattenarter inte gav högre precision i medelvärdena än de fiskerna med Nordiska kustöversiktsnät som genomfördes under augusti* (Tabell 7). Överlag var dock precisionen låg. Den bästa precisionen observerades i fisket med Nordiska kustöversiktsnät i Kinnbäcksfjärden (PRP = 29 %).

Tabell 7. Elva av fiskerna hade årlig fångst av sik vilket utgjorde kriterium för analys av den relativa precisionen i områdesmedelvärdet. CI avser storleken på 95 % konfidensintervall, dim ± 20 innebär alternativ med 20 % fler (+) eller färre (-) stationer. För information om redskapskod i respektive fiske se tabell 1.

Område	Fiske	Antal år	Antal stn	CPUE	CI	PRP (%)	PRP (%) dim+20 %	PRP (%) dim-20 %
Forsmark	Kustöversiktsn.okt	6	4.7	0.26	0.30	117	96	163
Galtfjärden	Nätlänk oktober	2	6.0	0.17	0.12	68	59	80
Galtfjärden	Nordiska nät	8	29.6	0.23	0.18	79	64	79
Gaviksfjärden	Nordiska nät	11	45.0	1.00	0.50	50	42	50
Holmön	Nordiska nät	13	29.9	0.37	0.27	73	61	74
Kinnbäcksfj.	Nordiska nät	11	45.0	3.24	0.93	29	25	30
Kvädöfjärden	Nätlänk oktober	14	12.0	0.12	0.06	49	44	55
Lagnö	Nordiska nät	13	44.9	0.83	0.41	49	41	50
Långvindsfj.	Nordiska nät	13	45.0	0.46	0.29	62	52	65
Muskö	Nätlänk sep/okt	13	8.0	0.07	0.05	72	62	90
Norrbyn	Nordiska nät	13	45.0	2.58	0.93	36	31	37

Statistisk styrka att påvisa trender

Liksom för den relativa precisionen i områdesmedelvärdena är möjligheten att upptäcka trender beroende av variationen, i detta fall mellan år. Även den variationen skiljer sig mellan olika parametrar vilket innebär att ett fiske kan ha hög statistisk styrka att upptäcka relativt små trender för vissa parametrar men sämre möjlighet vad gäller andra parametrar. I vissa fall är mellanårsvariationen en konsekvens av undermålig dimensionering snarare än att den återspeglar en verklig variation i tidsserien. Syftet med analyserna i detta avsnitt har varit att identifiera om en ändring av provtagningsdesignen avsevärt skulle förbättra möjligheten att upptäcka trender. Ett annat syfte har varit att undersöka vilka parametrar inom respektive fiske som är användbara för att påvisa måttliga trender. Det som varit gemensamt för samtliga analyser har varit att redovisa med vilken styrka en femprocentig årlig linjär trend kan upptäckas inom en tioårsperiod. Som ett komplement beräknades även storleken på den minsta trend som skulle kunna påvisas med 80 % statistisk styrka inom loppet av en tioårsperiod. En resultatredovisning motsvarande den som presenterades för den relativa precisionen återfinns i figurform i Appendix 2. Här nedan ges en sammanfattning av de viktigaste resultaten.

Endast tre av indikatorerna klarar av att påvisa en femprocentig årlig trend med minst 80 % statistisk styrka inom en tioårsperiod (Tabell 8). Dessa indikatorer är antal arter, Shannons diversitetsindex och trofisk nivå. I övrigt är det bara enstaka indikatorer i något enskilt fiske som når upp till 80 % styrka. Orsaken till den låga statistiska styrkan är att den underliggande dynamiken i populationerna varierar relativt kraftigt från år till år, bland annat beroende på variabel rekrytering. *Eftersom variationen kopplar direkt till mellanårsvariansen går det inte att förbättra möjligheten att upptäcka en trend inom ett provtagningsområde genom att förändra provtagningsdesignen eller ansträngningen.* Den enda indikator och fiske som skulle kunna ge mer än 10 % (16-20 %) högre statistisk styrka vid ökad ansträngning om 20 % fler stationer var torsk över 38 cm vid fisket i Skälderviken. För övriga indikatorer och fisken skulle förbättringen bli lägre än 8 procentenheter med 20 % fler stationer, givet att antal upprepade fisken per lokal bibehålls. *Däremot skulle det gå att upptäcka trender på en större skala om man slår ihop data från flera fiskeområden, givet att dynamiken är lokal och påverkas i högre utsträckning av lokala interaktioner mellan arter än av variation i omvärldsförhållanden. Om omvärldsförhållanden såsom temperaturvariationer och liknande ger en synkroniserande effekt som sträcker sig över flera fiskeområden finns en viss möjlighet att använda omvärldsdata som hjälpvariabel för att reducera en del av mellanårsvariationen.* Ett sätt att förbättra möjligheten att upptäcka trender är därför att inkludera de variabler som påverkar dynamiken i analysen för att filtrera bort så mycket mellanårsvariation som möjligt (se tex Östman m. fl. 2016). Inom miljöövervakningen skulle detta tillvägagångssätt vara hanterbart, till exempel för att kunna upptäcka regionala och storskaliga trender. *Däremot ger de traditionella trendanalyserna med hjälp av regressioner begränsad möjlighet att dra slutsatser om utvecklingen av lokala fiskbestånd. Möjligheten att bistå den lokala förvaltningen med råd utifrån statistiska analyser av bestånden begränsar sig därför till de rådande förhållandena (aktuell*

tillståndsbeskrivning) och framräkning ett antal år med hjälp av åldersstrukturerade populationsmodeller.

Tabell 8. Möjligheten att upptäcka trender med hjälp av indikatorer inom kustprovfisket är mer beroende av indikator än av vilken fiskemetod eller vilket område som provfiskas. I tabellen nedan redovisas antal fisken som hamnade inom angiven klass med statistisk styrka att upptäcka en årlig trend på 5 % inom en tioårsperiod. Resultaten från de enskilda fiskena redovisas i Appendix 2. Indikatorer där merparten av fiskena hade hög statistisk styrka, >80 %, är markerade. Siffrorna inom parentes anger antal provfiskeområden med Nordiska kustöversiktsnät, kustöversiktsnät, nätlänk, respektive småryssjor i nämnd ordning.

Statistisk styrka (%) att upptäcka en 5-procentig årlig trend inom 10 år					
Indikator	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
Abborre	13 (8/2/3/-)	5 (4/-/1/-)	0	2 (2/-/-/-)	1 (1/-/-/-)
Abborre > 25 cm	18 (11/3/4/-)	3 (3/-/-/-)	0	1 (1/-/-/-)	0
Antal arter	0	0	1 (-/-/-/1)	5 (1/-/-/4)	23 (14/3/4/2)
Cyprinidae	16 (9/3/4/-)	3 (3/-/-/-)	1 (1/-/-/-)	0	0
Gulål	6 (-/-/-/6)	0	0	0	0
Gös >40 cm	9 (4/1/4/-)	1 (1/-/-/-)	0	0	0
Längd>30cm	27 (9/2/4/12)	4 (3/1/-/-)	3 (2/-/-/1)	1 (1/-/-/-)	0
Mesopredatorer	24 (5/2/4/12)	9 (7/1/1/-)	1 (1/-/-/-)	2 (1/-/-/1)	1 (1/-/-/-)
Rovfisk	21 (9/2/3/7)	5 (3/1/1/-)	0	1 (1/-/-/-)	2 (1/-/1/-)
Shannon	0	0	2 (1/1/-/2)	5 (3/1/-/3)	19 (14/4/2/2)
Sik	9 (6/1/2/-)	1 (1/-/-/-)	0	0	0
Skrubbskädda >30 cm	13 (2/-/3/8)	2 (-/-/-/2)	0	0	0
Torsk>38cm	11 (-/-/2/9)	0	0	0	0
Totalantal	14 (1/1/2/10)	8 (3/1/1/3)	7 (6/1/-/-)	2 (2/-/-/-)	3 (3/-/-/-)
Totalbiomassa	13 (-/1/2/10)	7 (1/2/2/2)	10 (9/-/-/1)	4 (3/-/-/1)	2 (2/-/-/-)
Trofinivå	0	0	0	1 (-/1/-/-)	29 (13/2/4/7)
Tånglake	17 (6/-/1/10)	3 (-/-/-/3)	0	0	0
Varmvattenarter	5 (4/-/1/-)	9 (6/2/1/-)	2 (2/-/-/-)	2 (1/1/-/-)	1 (1/-/-/-)

I utvärderingsuppdraget ingick även att utvärdera effekten av en resursminskning med 20 % på möjligheten att kunna påvisa trender. Konsekvensen av en sådan nedskärning inom respektive fiske skulle bara marginellt påverka möjligheten att upptäcka trender, på samma sätt som att ökade resurser med 20 % inte skulle ge någon nämnvärd förbättring. *Prioriteringen av ökade respektive minskade resurser för provtagning bör därför uteslutande göras utifrån vilken precision som önskas i de enskilda områdenas årsmedelvärden för de indikatorer som är av intresse.*

Fångst av arter för individprovtagning

Utvärderingen har fokuserats på att beräkna osäkerhet i fångst per ansträngning samt möjligheten att upptäcka trender för de arter för vilka individdata insamlas. Inga analyser har gjorts av enskilda individdata.

Fångsterna av **abborre** hade genomgående hög precision. Däremot är möjligheten att upptäcka även måttliga trender inte speciellt hög om kravet är att trenden skall kunna upptäckas inom en tioårsperiod. Som bäst var den statistiska styrkan 22 % för att upptäcka en årlig trend på fem procent.

Information om insamling av **tånglake** fanns för två av fiskena, vid Holmön och vid Fjällbacka. Tånglake samlas in med undersökningstypen för tånglakeinsamling (Andersson 2014). Fisket är en riktad insamling av tånglake för att få in tillräckligt många fiskar för individprovtagning, och är inte ägnat eller lämpat för att användas som underlag för att skatta förändringar i beståndets storlek över tid. Tånglake registreras även i fiskena med Nordiska kustöversiktsnät vid Holmöarna, men precisionen i den medelvärdesskattningen var mycket låg (CI=±490 % av medelvärdet) då nät inte är ett lämpligt redskap för fångst av tånglake. Följaktligen blir möjligheten att upptäcka trender liten, 3 % statistisk styrka. Ryssjefiskena i Fjällbacka är utformade för att även kunna göra beståndsuppskattningar. Fångsten av tånglake per ansträngning i Fjällbacka hade betydligt bättre precision i medelvärdesskattningen, kring 30-40 % för augusti och oktoberfisket. Styrkan att upptäcka en femprocentig trend var drygt 20 %.

Osäkerheten i skattningen av **gös** i Galtfjärden var 51 % och en femprocentig trend kan upptäckas med 9 % statistisk styrka. Insamlingen av **skrubbskädda** görs i två fisker. Fisket i Kvädöfjärden hade mer än dubbelt så hög precision (PRP = 38 %) än det i Galtfjärden (PRP = 78-95 %). Styrkan att upptäcka trender låg mellan 20 och 30 % i båda områdena. Av de tre områden där **ål** samlas in var det bara Kullen (Skälderviken) som hade hyfsad precision (PRP = 25 %) och där är också möjligheten störst att kunna upptäcka en femprocentig trend (Tabell 9).

Tabell 9. Översikt av områden och kustprovfisken med individprovtagning längs den svenska kusten. Siffrorna som separeras av kommatecken visar skattningen för respektive art, alternativt mellan olika säsonger. PRP avser den procentuella relativa precisionen i medelvärdesskattningen, vilket motsvarar storleken på konfidensintervallet som procent av medelvärdets storlek. Trendstyrkan gäller sannolikheten att upptäcka en 5 % årlig trend inom tio år. Insamlingen av tånglake vid Holmöarna har uteslutits eftersom insamlingen inte görs i syfte att skatta storleken på beståndet.

Område	Provfiske-metod	Tid för fisket	Individ-provtagning (art)	PRP (%)	Trendstyrka (%)
Östersjön					
Råneå	Nordiska nät	Aug	Abborre	15	25
Holmön	Nordiska nät	Aug	Abborre	33	27
Kinnbäcksfjärden	Nordiska nät	Aug	Abborre	35	16
Norrbyn	Nordiska nät	Aug	Abborre	30	9
Holmön	Küstöversiktsnät	Aug	Abborre	31	12
Gaviksfjärden	Nordiska nät	Aug	Abborre	29	9
Långvindsfjärden	Nordiska nät	Aug	Abborre	23	15
Forsmark	Nordiska nät	Aug	Abborre	18	26
Galtfjärden	Nordiska nät	Okt	Gös ¹	51	9
Lagnö	Nordiska nät	Aug	Abborre	15	22
Asköfjärden	Nordiska nät	Aug	Abborre	19	13
Muskö	Nätlänkar	Okt	Skrubbskädda ²	95, 78	30, 19
Kvädöfjärden	Nordiska nät	Aug	Abborre	25	17
Kvädöfjärden	Nätlänkar	Aug	Abborre ³	48, 39	16, 10
Kvädöfjärden	Nätlänkar	Okt	Skrubbskädda	38	26
Torhamn	Nordiska nät	Aug	Abborre	24	11
Fjällbacka	Rysssjor	Aug, Okt	Tånglake	31, 43	23, 21

¹ 92 % av gösarna som fångades i de Nordiska näten i Galtfjärden fångades i djupintervallet 10-20 m, att jämföra med att 27 % av näten placeras inom detta djupintervall.

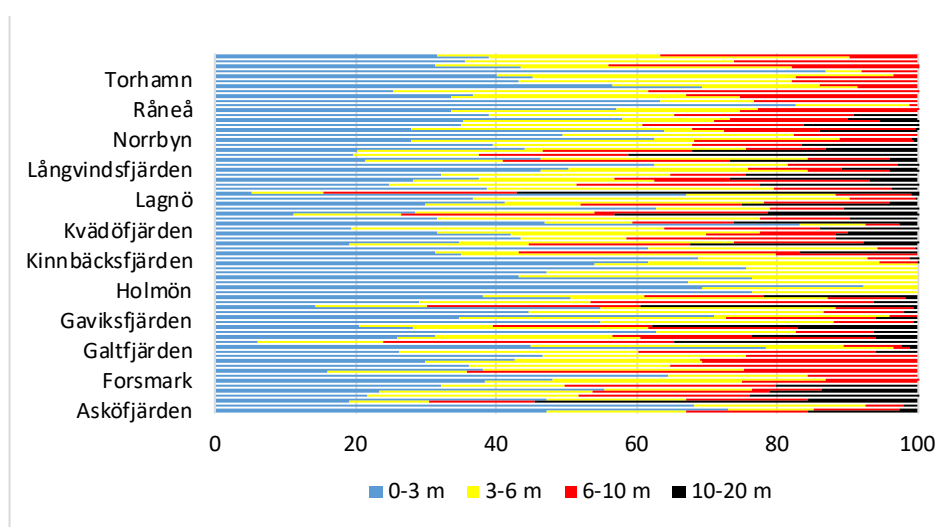
² Resultaten från fisket med nätlänk i Muskö har delats upp i två områden med stationerna 1-3 respektive 4-7.

³ Resultaten från fisket med nätlänk i Kvädöfjärden har delats upp i områdena Häxvassen respektive Kålmålsö.

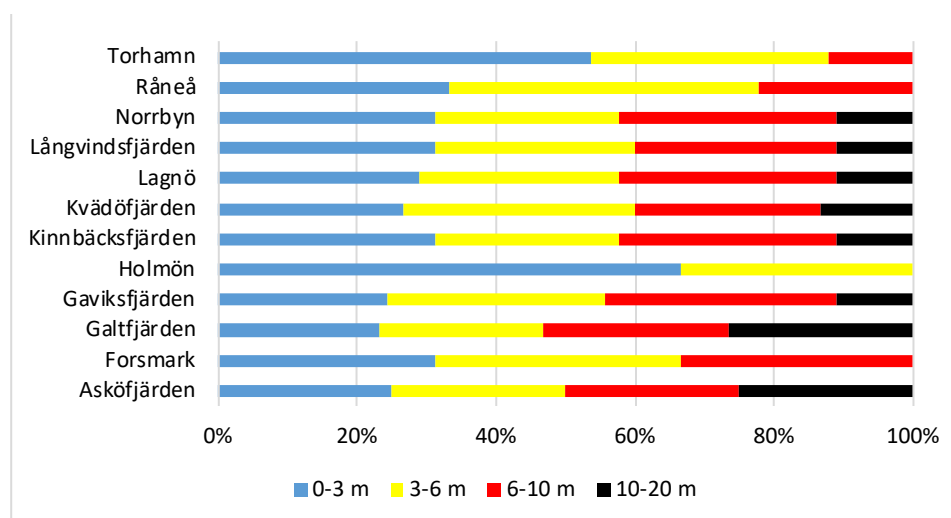
⁴ Aprilfiskena har uteslutits ur analyserna p.g.a. korta tidsserier.

Stratifiering inom fisket med Nordiska kustöversiktsnät

Osäkerheten i det sammanvägda områdesmedelvärdet vid stratifierad provtagning minimeras genom att fördela provtagningsinsatsen i proportion mot variansen i de olika strata. I fiskena med Nordiska kustöversiktsnät stämde detta relativt väl (för de nio parametrar som ingick i analysen), men en viss förskjutning fanns i flertalet områden mot en större andel av variansen i de två grundaste strata jämfört med hur provtagningen var fördelad (Figur 37, Figur 38). Om man ser till variansfördelningen i antal varmvattenarter förekom i genomsnitt 83 % av variansen i de två grundaste strata. För biomassan av varmvattenarter var motsvarande andel drygt 70 %.



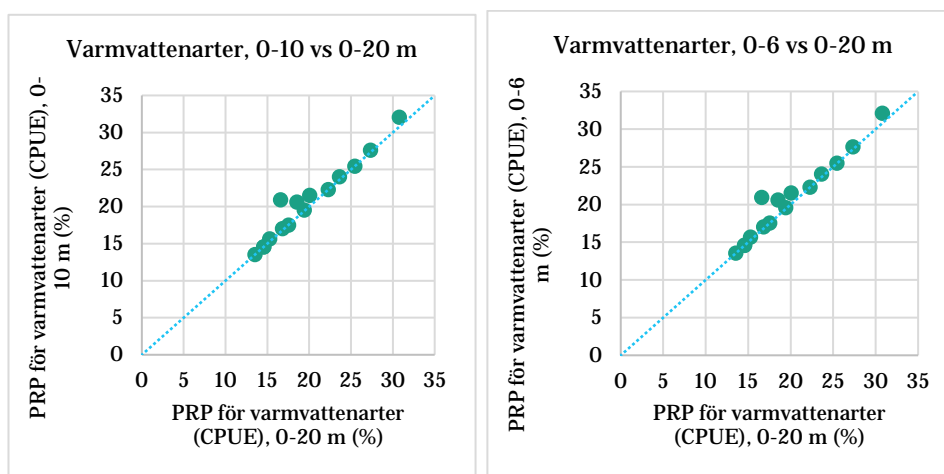
Figur 37. Variansen mellan de olika djupstrata inom fisket med Nordiska kustöversiktsnät dominerar stort i de två övre djupstrata (0-3 m samt 3-6 m) för nio parametrar: totalantal fiskar, totalbiomassa, abborre, abborre >25 cm, karpfiskar, mesopredatorer, rovfiskar, trofinivå samt antal arter.



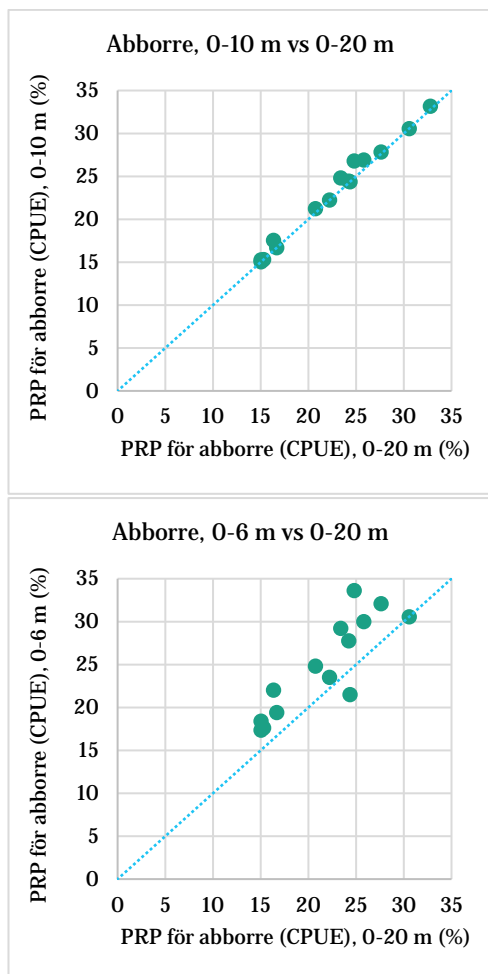
Figur 38. Fördelningen av stationer i olika djupstrata varierar en del mellan områden. I enlighet med undersökningstypen för Nordiska kustöversiktsnät är flertalet stationer belägna grundare än 6 m och minst antal stationer finns i djupintervallet 10-20 m.

En utvärdering av stratifieringen gjordes genom att utesluta dels det djupaste stratimet (10-20 m), dels de två djupaste strata (6-10 samt 10-20 m) och jämföra den relativa precisionen i medelvärdeskattningarna när analyserna utförs med respektive utan dessa strata. Dessa analyser gjordes för den samlade fångsten av varmvattenarter (CPUE) samt för abborre (CPUE) från samtliga områden med stratifierad provtagning. För varmvattenarter förändrades den relativa precisionen inte märkbart av att utesluta intervallen 6-10 samt 10-20 meter trots att antalet prov minskade till följd av att de djupaste strata uteslöts (Figur 39). Samma resultat erhöles för abborre, men främst när data från djupintervallet 10-20 m uteslöts från analyserna (Figur 40). En viss försämring i den relativa precisionen av medelvärdeskattningar för abborre noterades när djupintervallet 6-20 m uteslöts från analyserna, men då ska man ha i åtanke att antalet stationer och därmed frihetsgrader är betydligt lägre där de djupaste strata uteslöts.

En viss förbättring i områdesmedelvärdenas precision skulle alltså gå att åstadkomma genom att omfördela en del av stationerna från de två djupaste strata. Ett alternativ för fisken inriktade mot varmvattenarter vore att helt utesluta det djupaste stratimet och omfördela dessa stationer till de två grundaste strata. Leonardsson och Lund (2010) gjorde en mer djuplodande analys av den stratifierade provtagningen inom de Nordiska fiskena genom att analysera olika arters djupfördelning. Rekommendationen från den utvärderingen var i princip densamma som förslaget i den här utvärderingen, att *det djupaste stratimet skulle kunna utgå och stationerna antingen omfördelas till de två grundare strata eller alternativt att resurserna används i något annat program*. Fångsterna är vanligen små och det är oftast inte varmvattenarterna som dominerar i det djupaste stratimet. I sammanhanget bör även vägas in att enbart data från 0-10 m används när man gör kvantitativa beräkningar på basen av data från fisken med Nordiska kustöversikttnät.



Figur 39. Den relativa precisionen (PRP) i områdesmedelvärdena för totalfångst av varmvattenarter (CPUE) skiljer sig inte mycket med jämfört med utan data från djupintervallet 10-20 m (vänster) respektive 6-20 m (höger). Varje punkt i figurerna representerar ett område med stratifierad provtagning med Nordiska kustöversikttnät.



Figur 40. Den relativa precisionen (PRP) i områdesmedelvärdena för totalfångst av abborre (CPUE) försämras en del om man utesluter data från djupintervallet 6-20 m (höger), men det blir ingen större skillnad om man utesluter data från djupintervallet 10-20 m (vänster). Varje punkt i figurerna representerar ett område med stratifierad provtagning med Nordiska kustöversiktsnät.

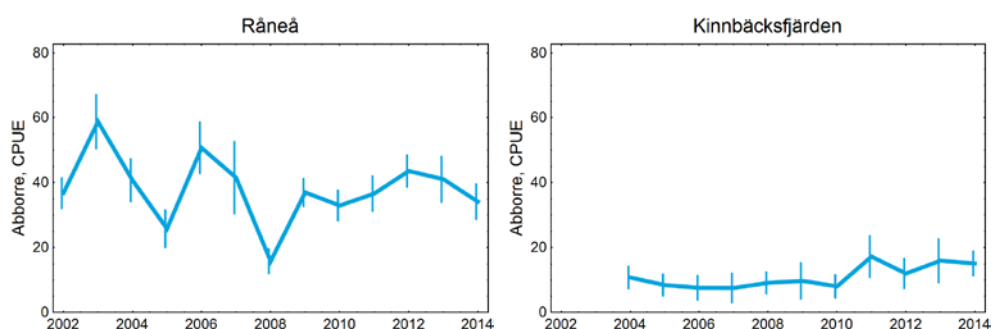
Osäkerhet i bedömning av status inom Havsmiljödirektivet

Utvärderingen av miljöstatus inom havsmiljödirektivet gäller ett antal indikatorer som samlas in inom kustfiskprogrammen, se avsnittet ”Indikatorer och variabler för utvärdering”. Indikatorerna har en viss osäkerhet, som påvisats i denna utvärdering. Det innebär också att den osäkerheten påverkar tillförlitligheten i bedömningen av miljöstatusen. I denna bedömning kommer osäkerheten in i två steg, dels vid sättandet av gränsvärden för god status och dels vid bedömningen med hjälp av nya insamlade data.

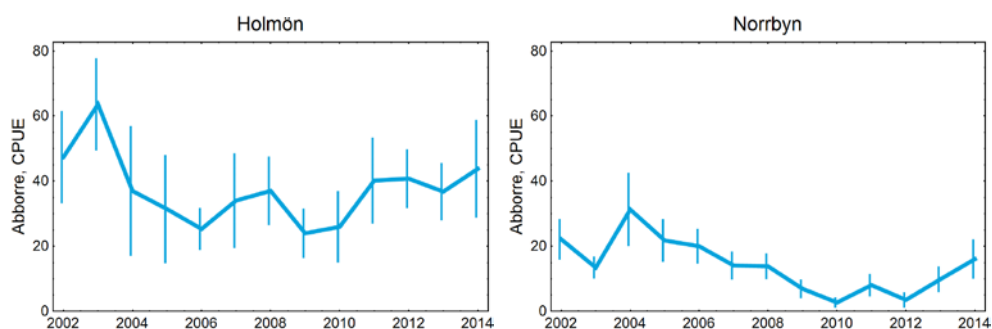
De gränsvärden som används inom havsmiljödirektivet för god miljöstatus i samband med statusbedömningar utgörs av konfidensgränser för medianer som båda räknas fram med hjälp av en baslinjeperiod. Utvärderingen av den miljöstatusen görs sedan genom att jämföra medianen för den period som skall utvärderas med gränsvärdet för god ekologisk status (se Box 1).

Resultaten från analyserna av möjligheten att kunna påvisa trender visade att de naturliga fluktuationerna mellan år ofta var för stora för att kunna uppnå en hög statistisk styrka. Eftersom populationsutvecklingarna kan skilja påtagligt även mellan närliggande provfiskeområden är resultaten från ett enskilt provfiskeområde inte nödvändigtvis representativt för hela bedömningsområdet. *För att få en säker bedömning behövs därför flera fiskeområden inom varje bedömningsområde.*

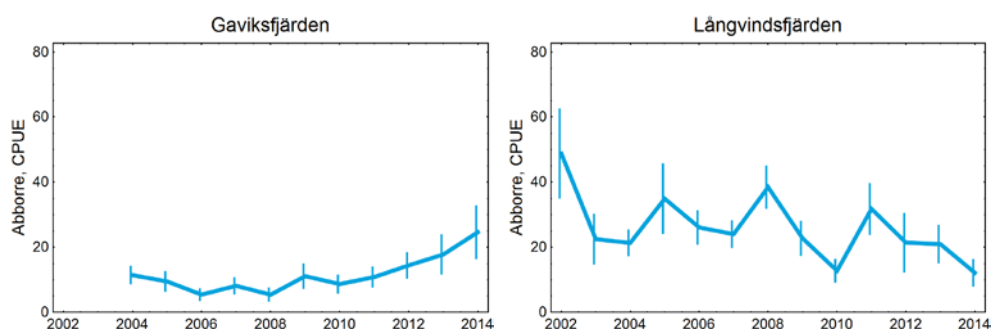
I figurerna nedan används modellarten abborre för att visa skillnaderna i populationsutveckling inom de olika områdena i Bottniska viken som provfiskats med Nordiska kustöversiktsnät i augusti (Figur 41, Figur 42, Figur 43).

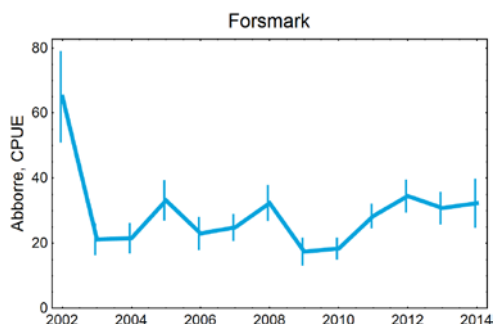


Figur 41. Populationsutveckling för abborre i de områden som fiskas med Nordiska kustöversiktsnät i Bottenviken. Skillnaderna i dynamik mellan områden gör att en sammanvägd utveckling för hela området skulle ge en bild som inte återspeglas i något av de enskilda områdenas populationsutveckling.



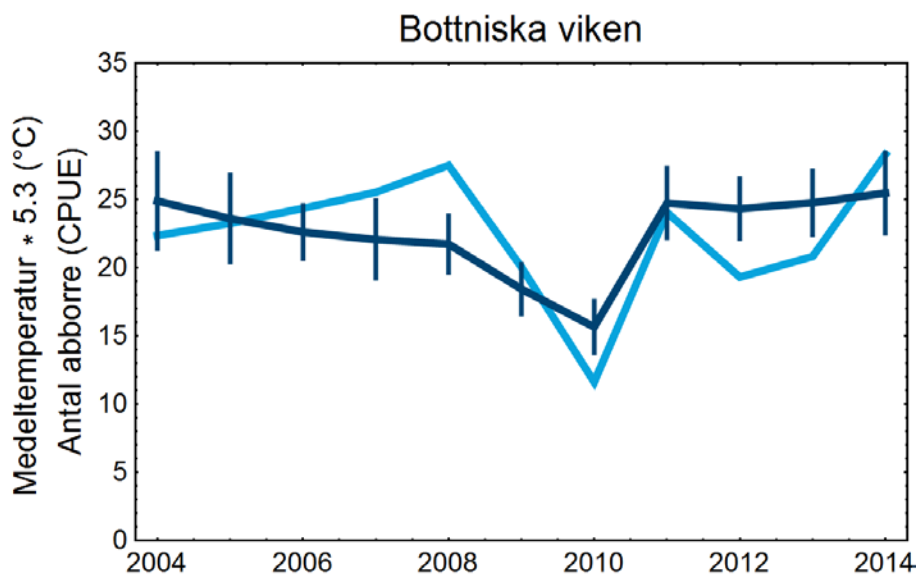
Figur 42. Populationsutveckling för abborre i de områden som fiskas med Nordiska kustöversiktsnät i Norra Kvarken.





Figur 43. Populationsutveckling för abborre i de områden som fiskas med Nordiska kustöversiktsnät i Bottenhavet.

Som framgår av Figur 41-40 skiljer sig populationsdynamiken en hel del mellan områdena, vilket antyder att dynamiken i stor utsträckning är lokal. Möjligheten att upptäcka förändringar blir då högre om man slår ihop tidsserierna jämfört med om man analyserar dem var för sig. I Bottniska viken finns sju områden som provfiskats med Nordiska kustöversiktsnät sedan 2004. De sju provfiskeområden som ingått i ovanstående exempel ligger inte i samma bedömningsområde enligt havsmiljödirektivet (figur 5), men data har slagits samman för att illustrera möjligheten att utvärdera storskaliga förändringar. Den genomsnittliga dynamiken för de sju områdena i Bottniska viken uppvisar mindre brus än de enskilda tidsserierna och utmärker sig med en nedgång under 2009-2010 (Figur 44). Mellanårsvariationen i tidsserien som baseras på samtliga områdens medelvärden är relativt stor trots att mängden brus är mindre, och det skulle krävas en trend på 20 % per år i 10 år för att kunna påvisa trenden med 80 % säkerhet. Det är därför nödvändigt att använda hjälpvariabler för att minska den storskaliga mellanårsvariationen och öka möjligheten att upptäcka trender på till exempel 5 % per år. I Figur 44 visas ett exempel på en hjälpvariabel, i detta fall medeltemperaturen i luft, för att visa hur en kall vinter och efterföljande sommar kan användas som förklaring till en påtaglig minskning i överlevnad eller rekrytering. I detta fall användes medeltemperaturen för perioden december till augusti med temperaturdata från Gävle till Luleå. Andra möjligheter att tillämpa temperaturkorrigering har använts till exempel av Östman m fl (2016) och Bergström m fl (2016)



Figur 44. Mellanblå linje visar medeltemperaturen i luft under perioden december till augusti. Mörkblå linje visar medelvärdet av årsmedelvärdena från de sju områdena med nordiska fisken i Bottniska viken. De vertikala mörkblå strecken visar 95 % konfidensintervall.

Några specifika analyser för att utvärdera förutsättningarna för att följa upp miljöstatus inom ramen för havsmiljödirektivet har inte omfattats av detta projekt. En förutsättning för att kunna leva upp till direktivet är dock att det finns resultat att utvärdera för relevanta bedömningsområden. I det avseendet behövs i allra första hand ett provfiskeområde vardera vid Gotlands ostkust och västra Bornholmsbassängens kustområde, som helt saknar provfiske idag. Därtill är en förtätning nödvändig i flera ytterligare geografiska områden för att uppnå tillräckligt representativ bild av kustfisksamhället (se Figur 5).

Slutsatser och rekommendationer

1. Merparten av de provtagningsprogram som utvärderats har en relevant precision i årsmedelvärdena för de flesta av de parametrar som utvärderats.
2. Osäkerheten i områdesmedelvärdena var dock hög för parametrar som syftar till att mäta abundansen av stor fisk inom enskilda arter, såsom torsk (>38 cm), gös (>40 cm) och skrubbskädda (>30 cm). De nätfisken och ryssjefisken som utvärderats i denna rapport framstår därför som otillräckliga metoder för att mäta dessa.
3. Mellanårsvariationen var stor för flera av parametrarna i de flesta programmen, vilket innebär att möjligheterna är små att upptäcka en årlig trend på fem procent inom en tioårsperiod. En trend med den storleken överskuggas ofta av den naturliga mellanårsvariationen i provtagningsresultaten. Denna variation kan inte reduceras med ändrad provtagningsdesign eller -frekvens. En möjlighet att minska mellanårsvariansen i samband med utvärderingar är att använda hjälpvariabler, alternativt använda populationsmodeller. Ett annat alternativ kunde vara att analysera resultaten sett över större områden eftersom dynamiken var relativt oberoende mellan undersökningsområdena. Man kunde härigenom få en ökad möjlighet att se förändringar över tiden med hjälp av dessa områdets gemensamma årsmedelvärden. I valet av analysmetod måste man dock även beakta vad som är en biologiskt och förvaltningsmässigt relevant skala för rapportering.
4. Provfisken med Nordiska kustöversiktnät efter varmvattenarter framstod överlag som väldimensionerade. Det skulle dock gå att förbättra precisionen inom dessa fisken genom att fokusera provtagningen till de djupstrata där mängden och variationen av varmvattenarterna är som störst, det vill säga i djupintervallet 0-10 m.
5. Provfisken med kustöversiktnät och nätlänkar skulle kunna förbättras för att få ökad precision i medelvärdena genom att allokera om en del av provtagningsresurserna för att utöka antalet stationer. I dessa fisken använder man idag ett fåtal fasta stationer som återbesöks upprepade gånger inom säsong. Dessa upprepade nätfisken visade sig leda till beroende observationer mellan de upprepade fiskena, vilket ger problem med replikathanteringen.
6. Upprepade provfisken med småryssjor på västkusten var inte behäftade med samma problem med beroende observationer. Ryssjefiskena vid Kullen (Skälderviken), Fjällbacka och Älgöfjorden (Stenungsund) hade en lämplig avvägning mellan antal stationer och replikat. En viss förbättring skulle kunna erhållas för fisket i Fjällbacka genom att omfördela en del resurser från replikat till stationer. Precisionen i resultaten från ryssjefiskena vid Barsebäck och Vendelsö skulle kunna

förbättras avsevärt genom att ändra provtagningsdesignen till att bli mer lik den som används vid Kullen och Älgöfjorden.

7. Provfisken efter kallvattenarter ger i flera fall lägre fångster per ansträngning och sämre precision för kallvattenarterna jämfört för samma arter i fiskena efter varmvattenarter. Det finns därför ett behov att se över metodiken för fisket efter kallvattenarter för att undersöka om den går att förbättra.
8. Det främsta behovet inom kustfiskövervakningen idag är att öka tätheten av de områden som provfiskas. För en uppföljning av god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet behövs en komplettering framför allt med provfiskeområde i Gotlands och västra Bornholmsbassängens kustområden. Ytterligare områden som bör beaktas för att uppnå förtätning kan identifieras på basen av figur 5 i denna rapport.

Referenser

- Adill, A., Mo, K., Sevastik, S., Olsson, J. och Bergström, L. 2013. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk - Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2012. Aqua reports 2013:19.
- Adill, A., Heimbrand, Y. och Sevastik, A. 2014. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kraftverk. Årsrapport för 2013. Aqua reports 2014:5.
- Andersson, J., 2015. Undersökningstyp: Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. Havs- och vattenmyndigheten. Programområden Kust och Hav.
- Andersson, J. 2014. Tänglake – reproduktion. Havs- och vattenmyndigheten.
- Andersson, J., Bryhn, A., Franzén F., Jonsson, A.-L. 2016. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2014. Aqua reports 2016:3
- Andersson, J., Bryhn, A., Fagerholm, B., Jansson, M., Lingman, A., Wernbo, A (2015) Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2013. Aqua reports 2015:6
- Bergström, L., Bergström, U., Olsson, J. Carstensen, J., (2016) Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers –variability at temporal and different spatial scales. Estuarine Coastal and Shelf Science 183:62-72
- Bergström, L., Karlsson, M. 2016. Undersökningstyp: Djupstratifierat provfiske med smaryssjor Handledning för miljöövervakning Programområde: Kust och hav.
- Bergström, L., Karlsson, M. och Pihl, L. 2013. Comparison of gill nets and fyke nets for the status assessment of coastal fish communities. Waters Report no. 2013:7.
- Bergström, L., Olsson, J. 2015. Coastal fish community indicators in Sweden - variation along environmental gradients. WATERS Report no 2015: 1. Havsmiljöinstitutet.
- EC. 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union L164. [2008/56/EG](#)
- EC. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327.
- EEC.1992. Council Directive 92 /43 /EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora Official Journal of the European Communities L206
- Ericson, Y. och Franzén, F. 2015. Faktablad från regional kustfiskövervakning i Egentliga Östersjön. Kvädöfjärden 1989-2014.
- Fagerholm B., Ljungberg P. och Wernbo A. 2014. Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Årsrapport för 2013. Aqua reports 2014:2.
- Forsgren Johansson, G., Söderberg, K., Halvarsson, C. och Appelberg, M. 2005. Samordnad kustfiskövervakning i Östersjön - övervakningsstrategi. Finfo 2005:13.

- Franzén, F. , Andersson, J.. 2015. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Årsrapport för 2014. Aqua reports 2015:4.
- Fredriksson, R. 2014. Kartläggning och sammanställning av indikatorbaserad statusklassning av kustfisksamhällen i Östersjön samt analys av representativitet av provfisken i förhållande till kustvattentyper, kustvattenförekomster och naturtyper. Baltic Angling.
- Fredriksson, R. och Bergström, L. 2013. Utvärdering av metoder för miljöövervakning av kustfisk i relation till biogeografisk uppföljning samt utveckling av metoder för övervakning av typiska arter fisk. Naturvårdsverket.
- Froese, R. och D. Pauly. 2004. FishBase. World Wide Web electronic publication. Version 12/2004. <http://www.fishbase.org>
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2012. God Havsmiljö 2020. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. ISBN 978-91-87025-21-1. 334 sidor.
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2012. God havsmiljö 2020. Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. ISBN 978-91-87025-22-8.
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2012. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön. HVMFS 2012:18.
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2013:19.
- Havsmiljöinstitutet 2014. HAVET 2013/2014. www.havsmiljoinstitutet.se
- HELCOM, 2013. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Balt. Sea Environ. Proc. No. 140.
- HELCOM, 2013. HELCOM core indicators: Final report of the HELCOM CORESET project. Balt. Sea Environ. Proc. No. 136
- HELCOM 2015: HELCOM core indicators. www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators
- Karlsson, M. (Red.) 2014a. Faktablad för integrerad kustövervakning i Bottniska viken 2014, Holmön 1989-2013.
- Karlsson, M. (Red.) 2014b. Faktablad för integrerad kustövervakning i Egentliga Östersjön 2014, Kvädöfjärden 1988-2013.
- Karlsson, M. (Red.) 2014c. Faktablad för integrerad kustövervakning i södra Egentliga Östersjön 2014, Torhamn 2002-2013.
- Karlsson, M. (Red.) 2014d. Faktablad för integrerad kustövervakning i Västerhavet 2014, Fjällbacka 1989-2013.
- Karlsson, M., 2015. Undersökningstyp: Provfiske i Östersjöns kustområden - Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiksnät. Havs- och vattenmyndigheten. Programområden Kust och Hav
- Karlsson, M. och Ericson, Y. 2014. Faktablad från regional kustfiskövervakning i Egentliga Östersjön. Galtfjärden 2007-2014.
- Kronholm, M., Johansson, L., Denward, M., Öhrström, P., Lagergren, R., Nandorf, E., Lindblad, A. och Gyllström, M. 2013. Anpassning av övervakning till ramdirektivet för vatten. Vattenmyndigheterna och Länsstyrelserna.

- Leonardsson, K. och Lund, J. 2010. Utvärdering av den samordnade kustfiskövervakningen i Bottniska viken. Länsstyrelsen Västernorrlands län, Avdelningen för Miljö och Natur, 2010:24. ISSN: 1403-624X. 125 pp.
- Nicholson, M. D., R. J. Fryer, & C. A. Ross. 1997. Designing monitoring programmes for detecting temporal trends in contaminants in fish and shellfish. *Marine Pollution Bulletin* 34:821-826.
- SLU 2014. Beskrivning och beräkning av kustfiskindikatorer i regionala faktablad för övervakning av kustfisk i Östersjön. Version 2:0. http://www.slu.se/Documents/externwebben/akvatiska-resurser/K-lab/Provfiske%20vid%20kusten/St%C3%B6ddokument_faktablad%202014.pdf
- Söderberg, K., Forsgren, G. och Appelberg, M. 2004. Samordnat program för övervakning av kustfisk i Bottniska viken och Stockholms skärgård – utveckling av undersökningstyp och indikatorer. *Finno* 2004:7.
- Thoreson, G. 1996. Metoder för övervakning av kustfiskbestånd. Fiskeriverket. *Kustrapport* 1996:3.
- Tärnlund, S. 2014. Faktablad från regional kustfiskövervakning i Egentliga Östersjön. Muskö 1992-2014.
- Wolfram Research, Inc., 2015. *Mathematica*, Version 10.3, Champaign, IL.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22(1): 82-90.
- Östman, Ö., Lingman, A., Bergström, L., Olsson, J. (2016). Temporal development and spatial scale of coastal fish indicators in reference sites in the Baltic Sea: influence of anthropogenic and hydro-climate drivers. *Journal of Applied Ecology*. DOI 10.1111/1365-2664.12719.

Appendix 1

Tabell A1. De fisken som prioriterades i utvärderingen var de som har haft mer än tre års datainsamling. Ett undantag var fisket med smårýssjor i Kvädöfjärden. Det fisket inkluderades för att analysera effekten av upprepat fiske. Årtalen för datainsamling i tabellhuvudet har förkortats av utrymmesskäl. Vid samtliga fisken på västkusten som listas i tabellen används smårýssjor.

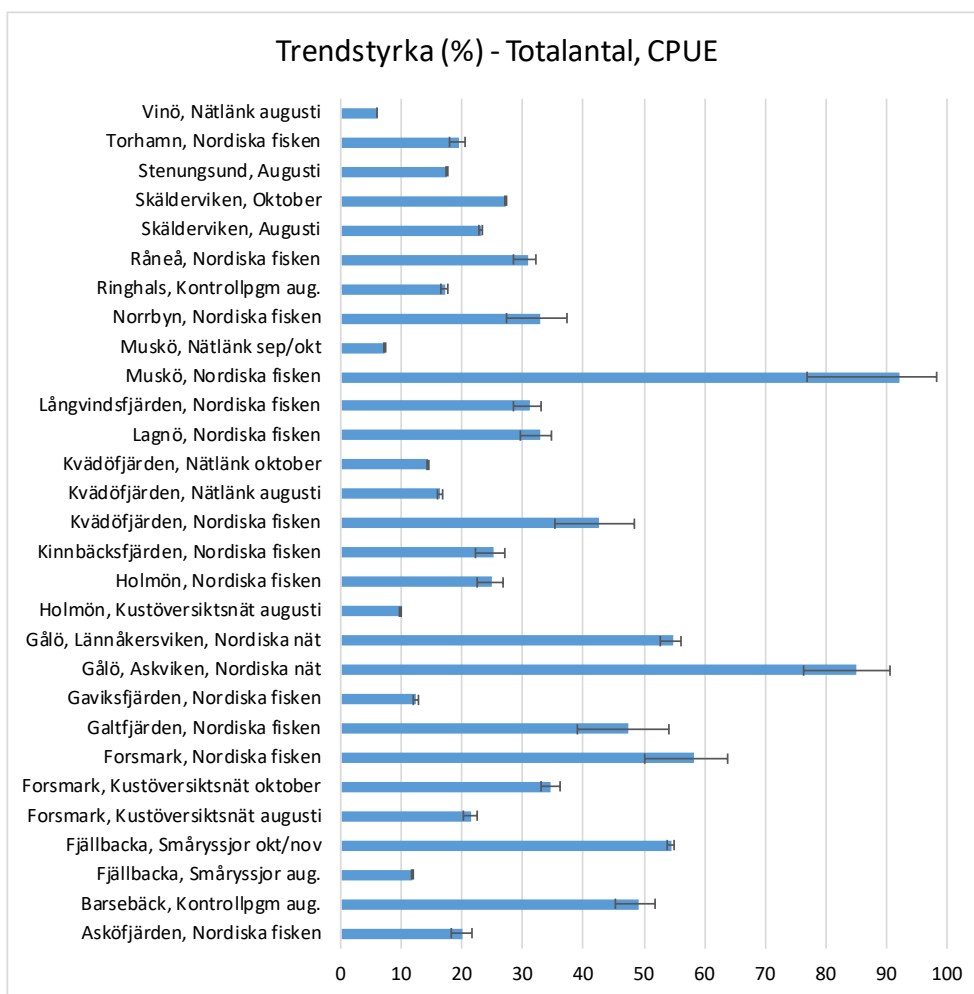
Fiske	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	Total
Asköfjärden, Nordiska nät augusti																		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Barsebäck, Smårýssjor augusti	1														1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Fjällbacka, Smårýssjor augusti											1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	16
Fjällbacka, Smårýssjor okt/nov		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	26
Forsmark, Kustöversiktsnät augusti															1					1	1	1		1	1	1	1	8
Forsmark, Kustöversiktsnät oktober																						1	1	1	1	1	1	6
Forsmark, Nordiska nät															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Gälö, Askviken																						1	1	1	1	1	1	6
Gälö, Lännåkersviken																						1	1	1	1	1	1	6
Galtfjärden, Nordiska nät																				1	1	1	1	1	1	1	1	8
Gaviksfjärden, Nordiska nät																1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	11
Holmön, Kustöversiktsnät augusti													1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	14
Holmön, Nordiska nät															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Kinnbäcksfjärden, Nordiska nät augusti																1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	11
Kullen, Skälderviken, Augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			11
Kullen, Skälderviken, Oktober															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			11
Kvädöfjärden, Nätlänk augusti														1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	14
Kvädöfjärden, Nätlänk oktober														1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	14
Kvädöfjärden, Nordiska nät augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Kvädöfjärden, Smårýssjor okt/nov																							1					2
Lagnö, Nordiska nät augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Långvindsfjärden, Nordiska nät augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Muskö, Gäddfiske vår														1	1	1	1	1	1	1	1							8
Muskö, Nätlänk september/oktober														1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	13
Norrbyn, Nordiska nät augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Råneå, Nordiska nät augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Ringhals, april	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	27
Ringhals, augusti	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	27
Stenungsund, Augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Stenungsund, Oktober															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			11
Torhamn, Nordiska nät augusti															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	13
Vinö, Nätlänk augusti																						1	1	1	1			5
Total	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	3	4	9	23	22	24	25	25	28	28	31	29	30	28	26	27	395

Appendix 2

Här redovisas resultat från de enskilda analyserna av möjligheten att upptäcka linjära trender inom en tioårsperiod. Det finns en figur för varje indikator och i figurerna visas vilken statistisk styrka som kan uppnås inom en tioårsperiod i en trendanalys givet en femprocentig årlig trend. Effekten av en ökning respektive minskning av antalet stationer på den statistiska styrkan redovisas med linjer till höger på varje stapel. Detaljerad information om de specifika nationella och regionala provfiskena återfinns i Tabell A1. I figurerna nedan finns även resultat från några lokala provfiskeprogram som inte ingår i den nationella och regionala miljöövervakningen som jämförelse.

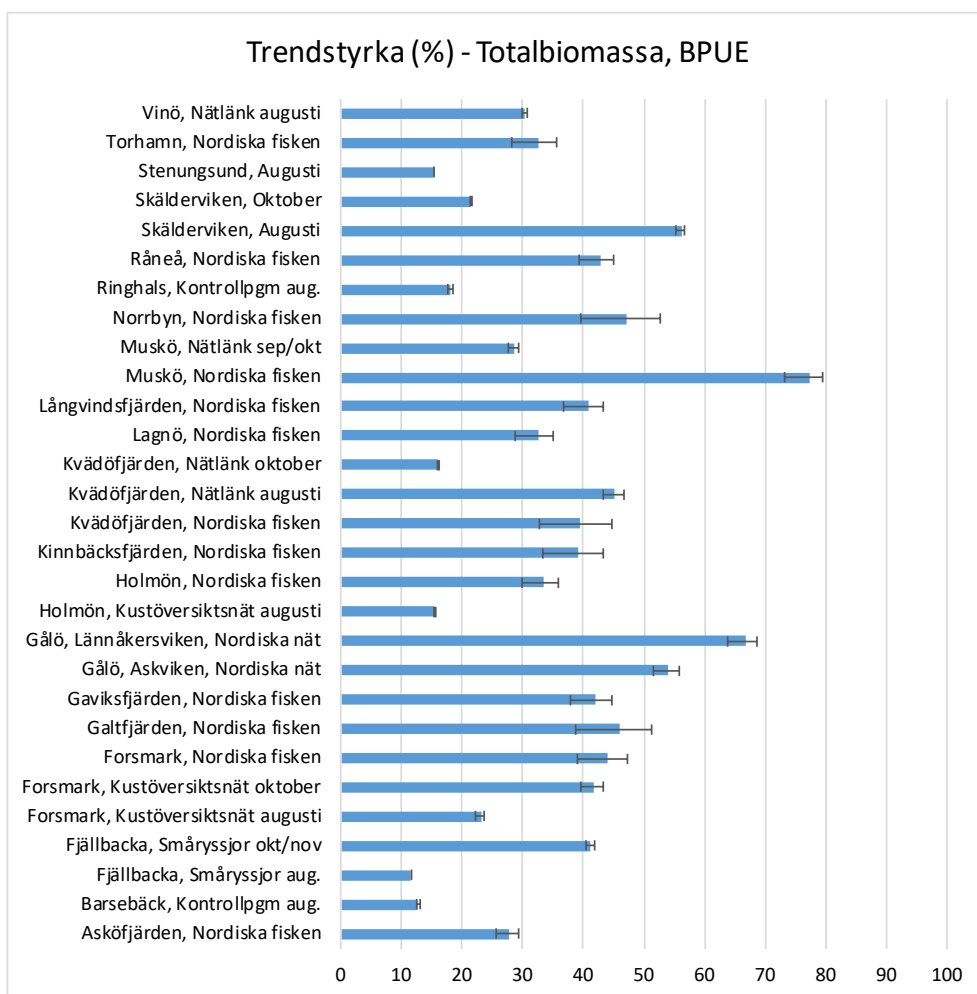
Totalantal fiskar, CPUE

Bara två av fiskena kan påvisa femprocentiga årliga trender inom en tioårsperiod med 80 procents statistisk styrka; fiskena med Nordiska kustöversiktsnät i Muskö och Askviken. Generellt har fiskena med Nordiska kustöversiktsnät något högre statistisk styrka än fiskena med nätlänkar.



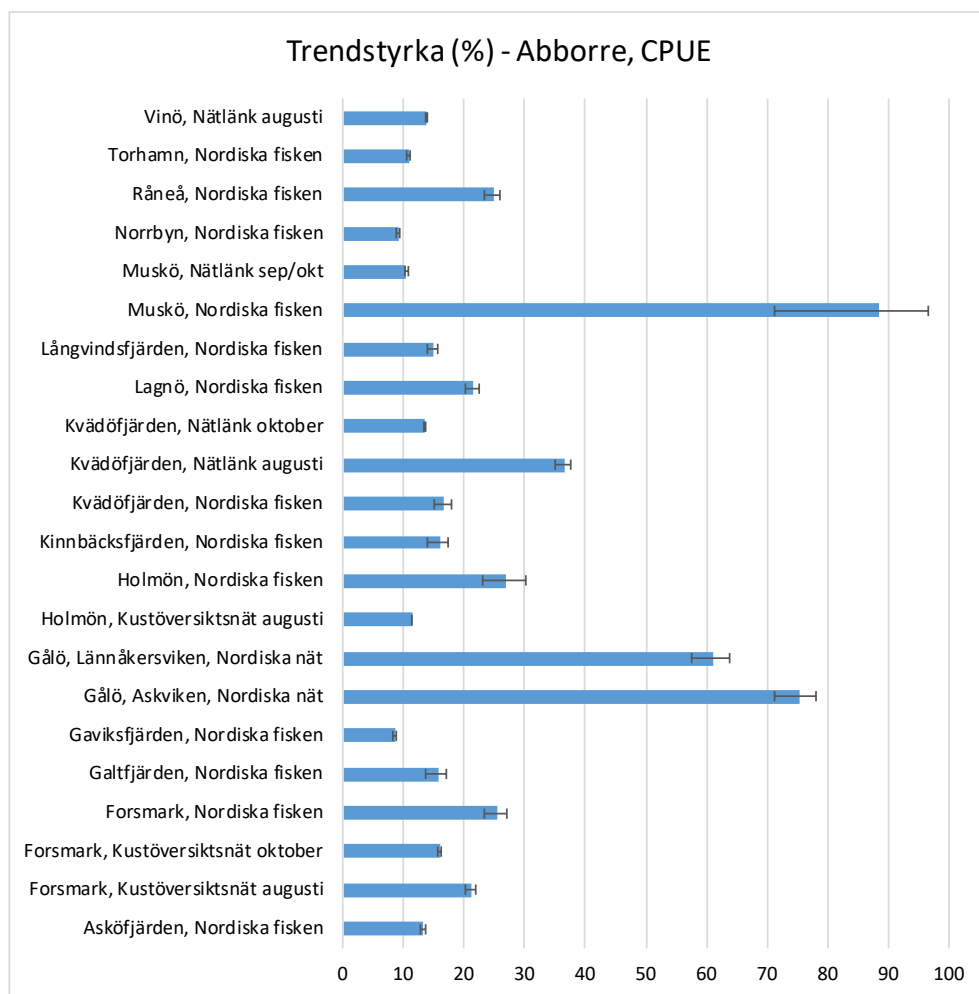
Figur 45. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Totalbiomassa, BPUE



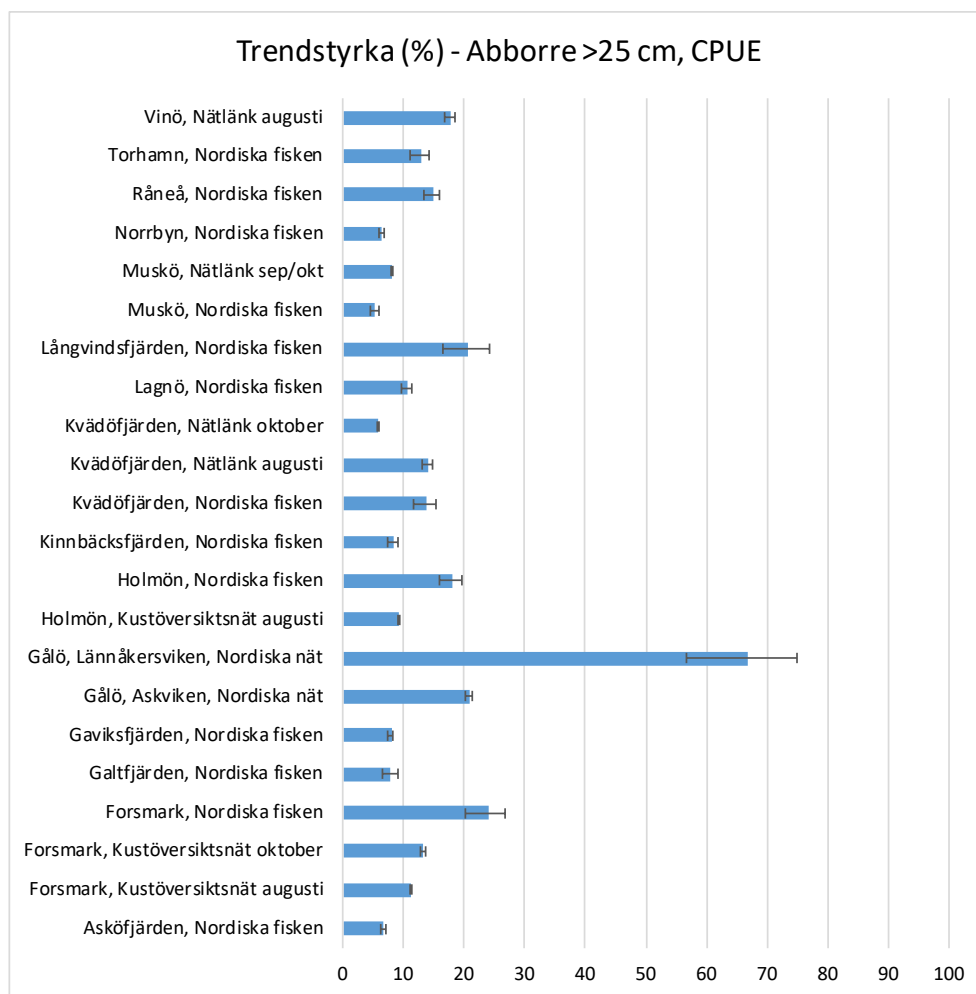
Figur 46. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Abborre, CPUE



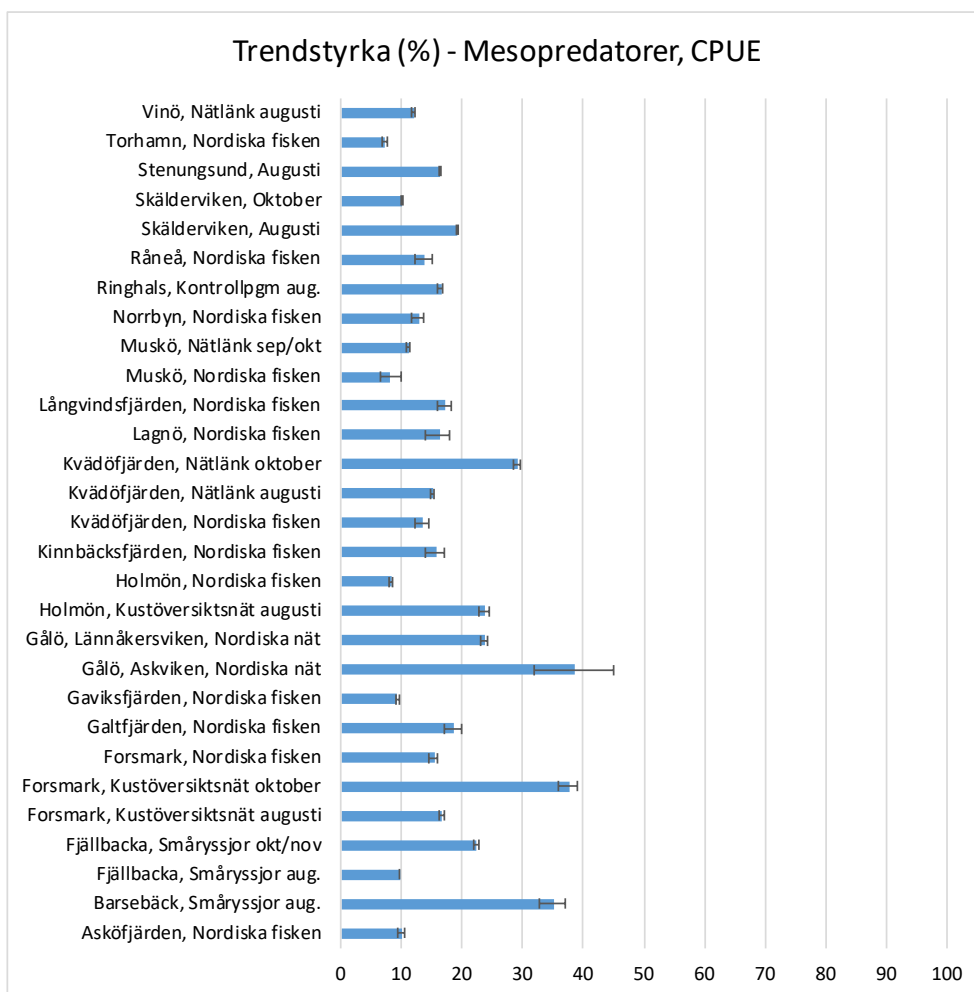
Figur 47. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Abborre > 25 cm, CPUE



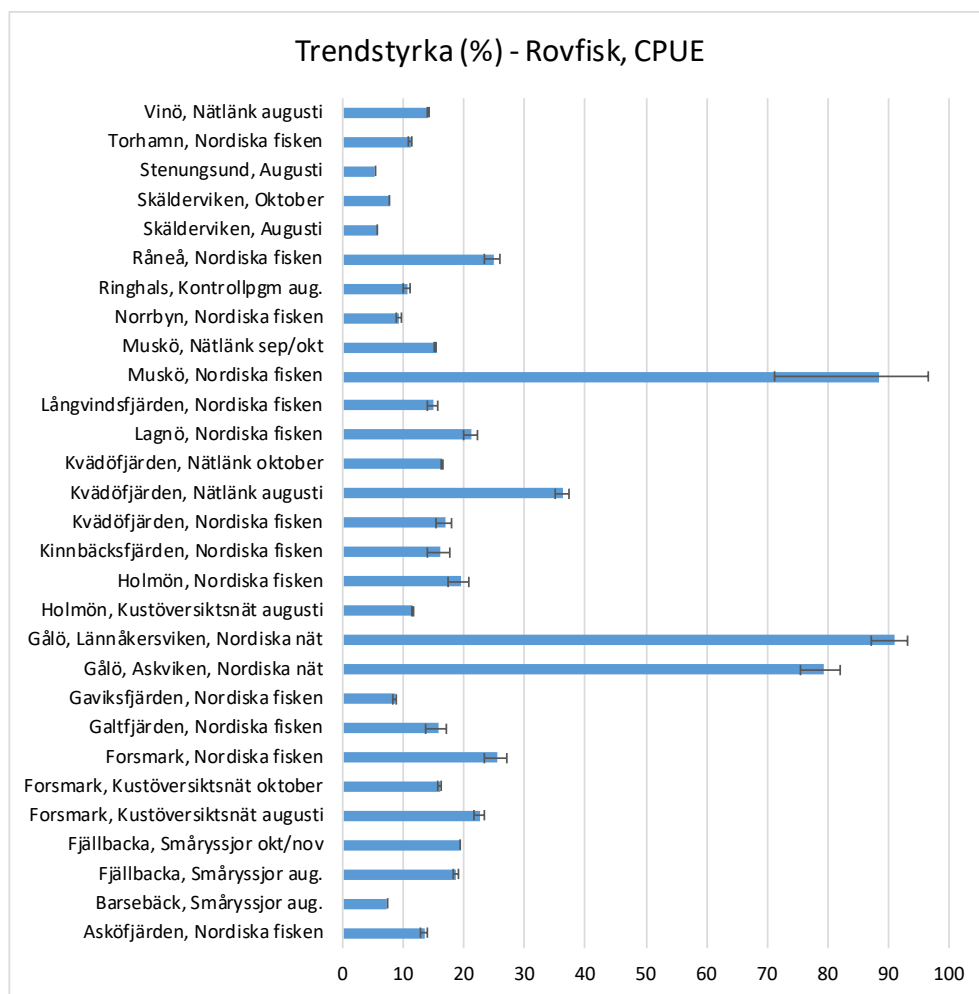
Figur 48. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Mesopredatorer, CPUE



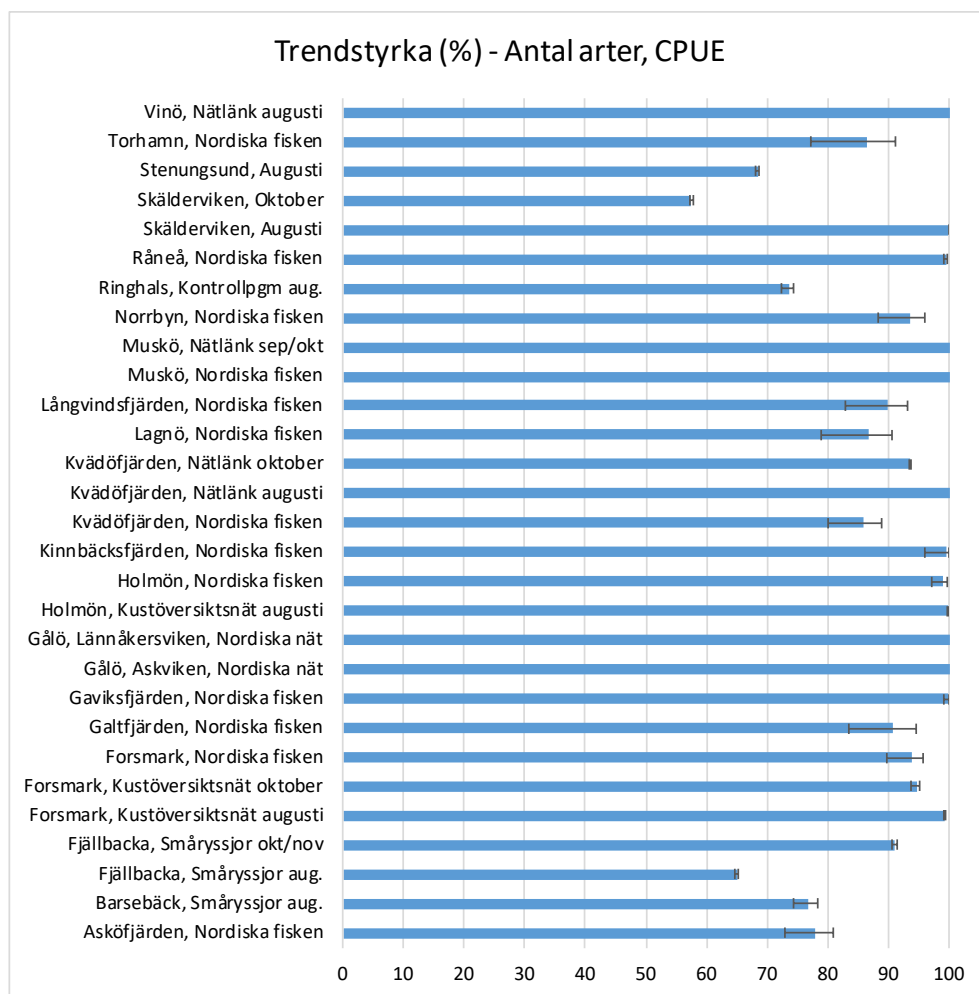
Figur 49. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Rovfisk, CPUE



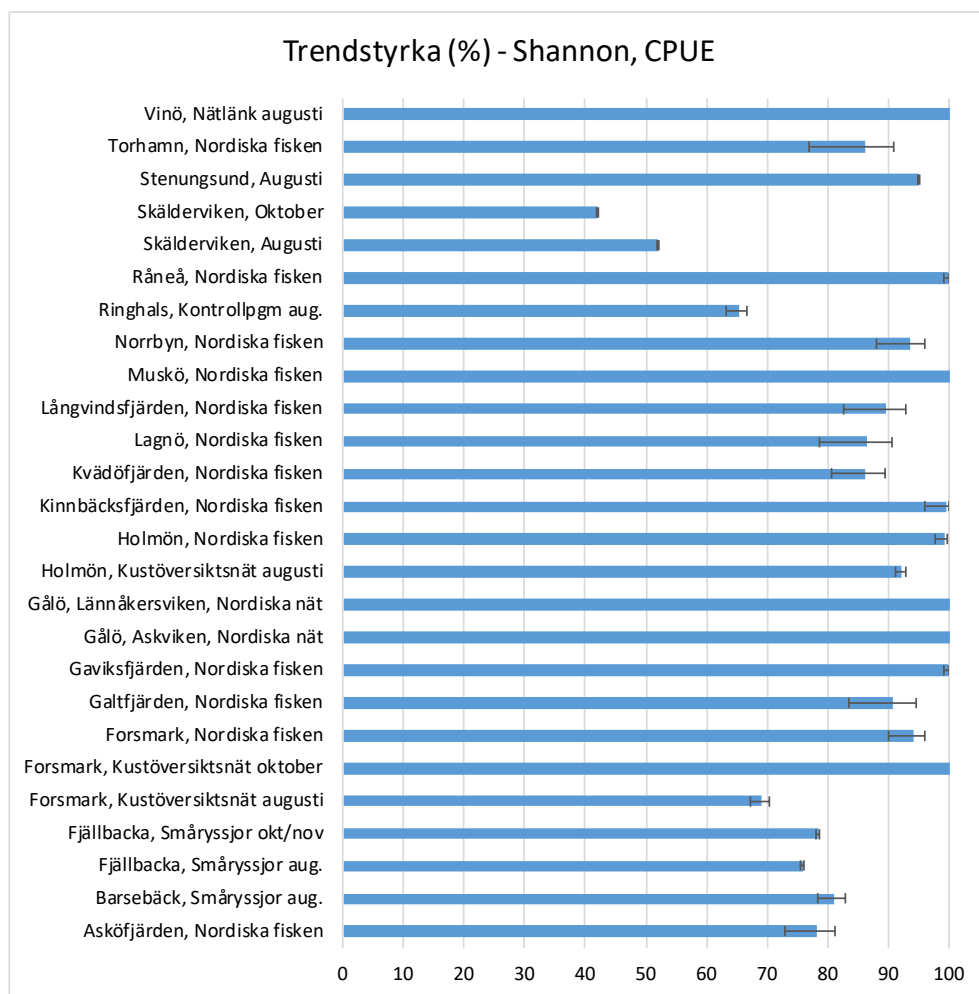
Figur 50. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Artantal, CPUE



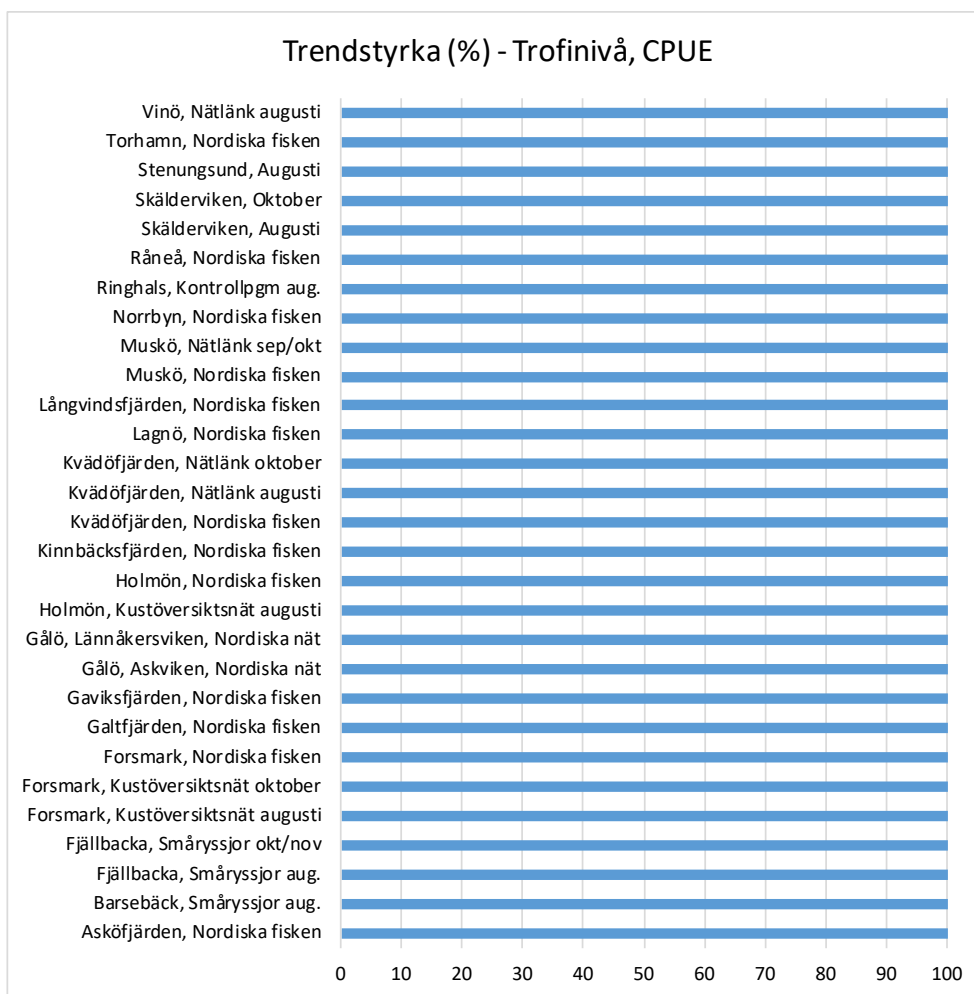
Figur 51. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Shannon, CPUE



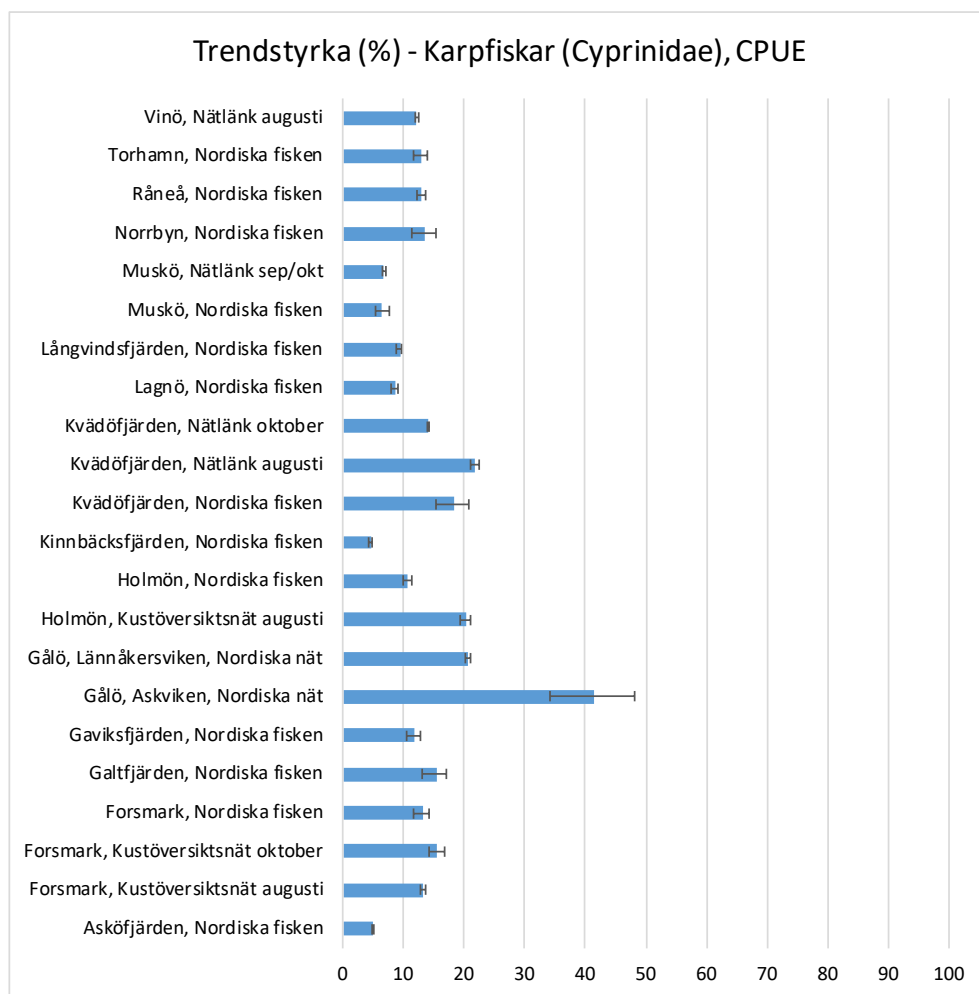
Figur 52. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Trofinivå, CPUE



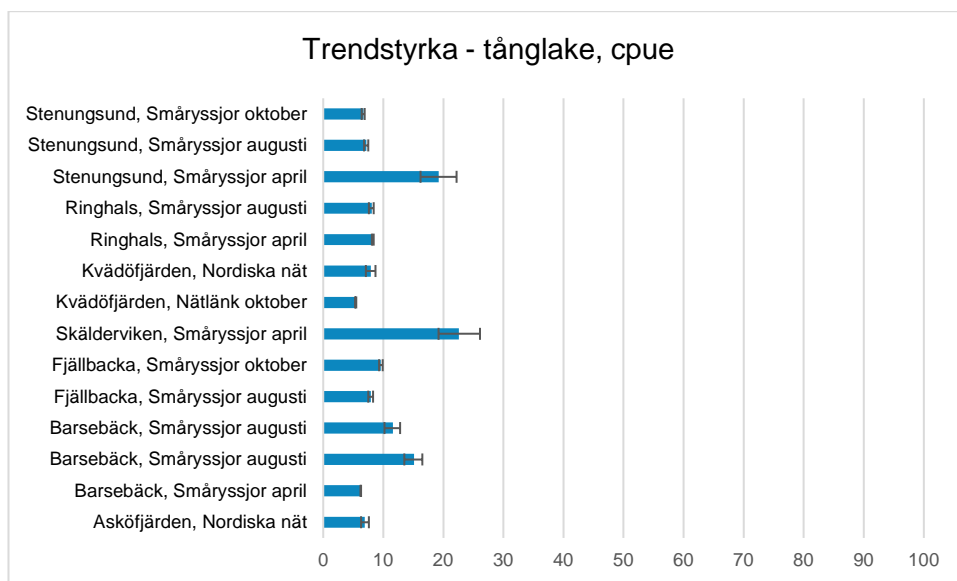
Figur 53. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Cyprinidae, CPUE



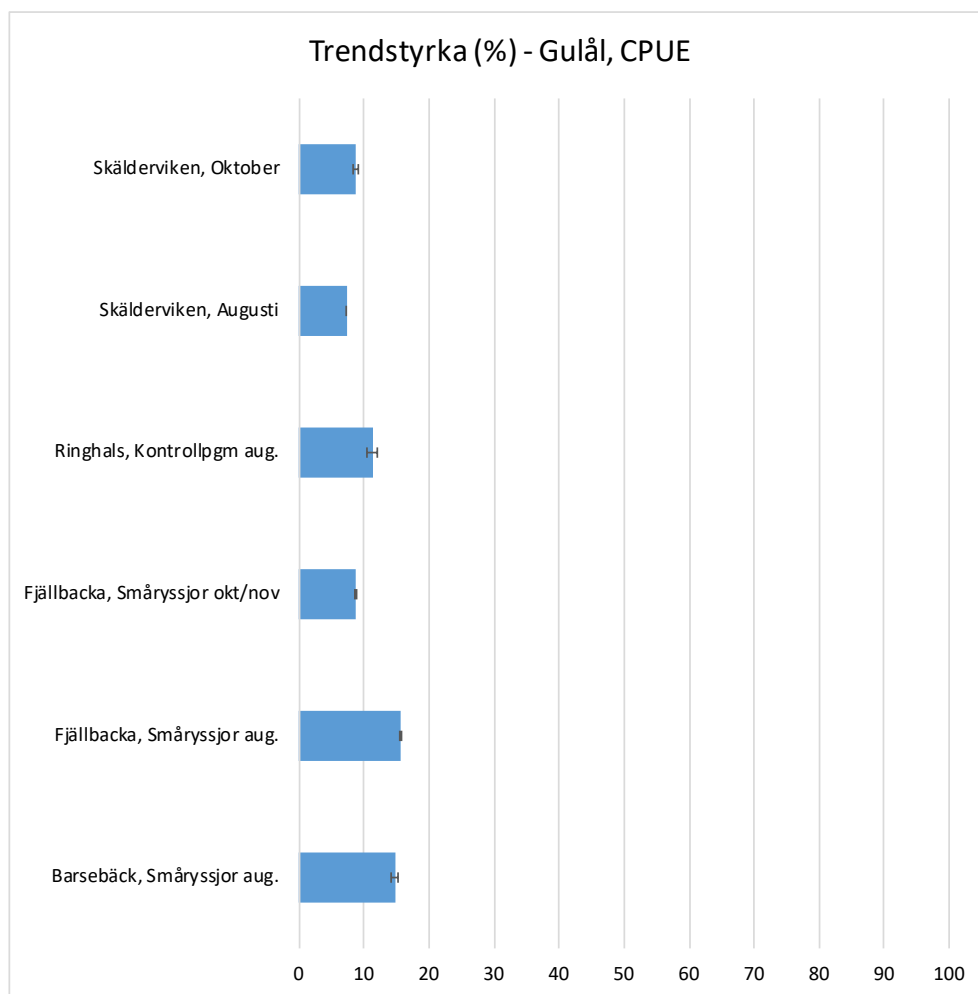
Figur 54. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Tånglake, CPUE



Figur 55. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.

Gulål, CPUE



Figur 56. Staplarna visar den statistiska styrkan (%) att kunna påvisa en femprocentig årlig trend inom en tioårsperiod. Avgränsningen med linjer i staplarnas högra del visar hur styrkan förändras med ökad (+20 %) eller minskad (-20 %) provtagningsinsats i form av antal provtagningsstationer. Skalan på x-axeln anger statistisk styrka i procent.