



SPÖKFISKETS PÅVERKAN PÅ FISKERESURSEN

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2022:07

Marcus Hall, Linnéuniversitetet
Jesper Stage, Luleå tekniska universitet
Petter Tibblin, Linnéuniversitetet
Staffan Waldo, SLU Agrifood economics center

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2022:07

Titel:

Spökfiskets påverkan på fiskeresursen

Författare:

Marcus Hall, Linnéuniversitetet
Jesper Stage, Luleå tekniska universitet
Petter Tibblin, Linnéuniversitetet
Staffan Waldo, SLU Agrifood Economics center

Publicerad: 24 augusti 2022

Kontakt: Marcus Hall, Linnéuniversitetet

www.havsmiljoinstitutet.se

Referens till rapporten: Hall, M., Stage, J., Tibblin, P. and Waldo, S. (2022). Spökfiskets påverkan på fiskeresursen. Rapport nr 2022:07, Havsmiljöinstitutet.

Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, Linnéuniversitetet och Sveriges lantbruksuniversitet för att bistå myndigheter och andra aktörer inom havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.

Omslagsfoto: beskrivning och fotografens namn.

INNEHÅLL

Innehåll	3
1 Inledning	4
2 Spökfiske från förlorade nät	6
2.1 Litteratursammanställning	6
2.1.1 Förlorade fiskenäts fångstkapacitet över tid	6
2.2 Metod för skattning av förlorade näts påverkan på fiskbestånden	9
2.2.1 Nätens fångstkapacitet och hur den utvecklas över tid i Östersjön	11
2.2.2 Skattning av mängden förlorade nät i Östersjön och Öresund	13
2.2.3 Skattning av förlorade näts påverkan på torskbestånden i Öresund och Östersjön	13
2.3 Resultat	14
2.3.1 Äldre fiskenäts relativa fångstkapacitet	14
2.3.2 Påverkan på torsk i Östersjön och i Öresund	15
2.3.3 Spöknätens påverkan över tid	16
2.4 Effekten av draggning och upptag av spökfiskande nät	17
2.5 Samhällsekonomisk analys av draggning efter spökgarn i Öresund och övriga Östersjön	17
2.2.2 Samhällsekonomiska intäkter från torskfiske	17
2.5.2 Samhällsekonomiska kostnader för draggning av garn	20
2.5.3 Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av draggning efter nät	22
3 Spökfiske från förlorade burar och tinor	23
3.1 Burars och tinors fångstkapacitet över tid	23
3.1.1 Krabbor	23
3.1.2 Hummer	24
3.1.3 Havskräfta	24
3.2 Skattning av förlorade burars/tinors påverkan på skaldjursbestånden	25
3.3 Samhällsekonomisk analys av draggning efter burar och tinor i Västerhavet	26
3.3.1 Samhällsekonomiska intäkter från fisket efter havskräfta	26
3.3.2 Samhällsekonomiska kostnader för draggning av burar och tinor	27
3.3.3 Samhällsekonomisk lönsamhet av draggning efter burar och tinor	27
4 Diskussion	27
3.1 Ekonomi	31
4 Slutsatser	33
Referenser	35

1 INLEDNING

Förlorade fiskeredskap utgör en viktig del av det marina skräpet (Richardson *et al.*, 2019; Richardson, Hardesty and Wilcox, 2019; Kuczynski *et al.*, 2021) och det finns en oro för att ackumuleringen av förlorade fiskeredskap kan få, eller redan har, en påtaglig påverkan på fisk- och skaldjursbestånd (Brown and Macfadyen, 2007; Macfadyen, Huntington and Cappell, 2009; Kasperek, 2011; Gilman, 2015). Orsaken är att dessa fiskeredskap potentiellt kan fortsätta att fiska under lång tid efter det att de förlorats och att fångsten då inte kan tas tillvara, vilket brukar kallas för att redskapen ”spökfiskar” (Matsuoka, Nakashima and Nagasawa, 2005; Brown and Macfadyen, 2007; Scheld, Bilkovic and Havens, 2016). Andelen fiskenät som förloras årligen har, globalt, skattats till att i genomsnitt vara 5,7 % av de använda näten (mellan 0 och 79,8 % beroende på studie och område) och andelen förlorade burar har skattats till att i genomsnitt vara 8,6 % (mellan 0 och 88 %, beroende på studie och område) (Richardson, Hardesty och Wilcox, 2019). Även om variationen i förluster med andra ord är stor för bägge typer av redskap finns det, i de fiskeområden där det förloras redskap, en betydande risk för att spökfiskande redskap kan bidra till ett ”dolt” uttag från fisk- och skaldjursbestånden. Det skulle i sin tur kunna leda till att man underskattar fiskets totala uttag, och därmed riskerar uttaget att överskrida gällande fångstkvoter samt gränserna för ett hållbart uttag (Gilman *et al.*, 2013).

Det är således viktigt, utifrån målen om hållbart fiske och livskraftiga bestånd, att få en uppfattning av storleken på spökfiskets uttag inom de olika bestånden för att på så sätt få en korrekt bild av artens beståndsutveckling, samt vilka fångstuttag som kan rekommenderas när man tar spökfiskets uttag i beaktande (Gilman *et al.*, 2013). De olika redskapens kapacitet till spökfiske (fiskelivstid och fångstmängd) och deras miljöpåverkan skulle också kunna påverka vilka redskap som rekommenderas inom ett visst fiske (ex. trålning eller garnfiske) (Suuronen *et al.*, 2012; Gilman *et al.*, 2021), samt vilken design på redskapen som bör användas (till exempel biologiskt nedbrytbara nät (ex. Kim *et al.*, 2016), och biologiskt nedbrytbar garntråd (”spöktråd”) vid burfiske (ex. Antonelis *et al.*, 2011; Arthur *et al.*, 2014).

Förutom kunskap och förståelse kring spökfiskets omfattning är det för förvaltningen också ytterst betydelsefullt med kunskap kring hur kostnadseffektiva eventuella åtgärder mot spökfisket är. I både Sverige och många andra länder är den viktigaste åtgärden mot spökfiske, när redskapen väl tappats, att dragga efter dem. Det är därför viktigt ur ett förvaltningsperspektiv att få en bättre förståelse av huruvida dragning är ett kostnadseffektivt sätt att motverka spökfiskets effekter.

I den här rapporten har vi: 1) sammanställt det vetenskapliga kunskapsläget kring hur förlorade redskaps fångstkapacitet förändras över tid, beroende på redskapstyp. Vidare har vi utrett hur fångstkapaciteten hos förlorade redskap varierar mellan olika fiskeområden, och orsaken till redskapens minskade fiskeförmåga. Slutligen diskuterar vi studiernas relevans för det svenska fisket och dess fisk och skaldjursbestånd.

2) skattat förlorade fiskenäts (garn) påverkan på fiskbestånden (mängden fisk som förloras i garn) i Sverige, med fokus på torsken i Östersjön och dess olika delområden. Här redovisar vi och uppskattar hur nätens fångstkapacitet utvecklats över kort (0–3 år) och lång tid (3–20 år) och vi beskriver även hur nätfiskets intensitet och andelen tappade nät styr spökfiskets påverkan på bestånden.

3) beräknat tre scenarier (utifrån skiftande fångstkapacitet) för förlorade burars uttag från västkustens skaldjursbestånd (hummer, krabba, havskräfta) samt effekten av en ”spöktråd” på burarna, samt

4) gjort en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av draggningsinsatser gjorda för att minska mängden spökfiskande redskap. Den samhällsvetenskapliga bedömningen bygger på kostnader för draggning och ekonomiska vinster i yrkesfisket. Värdet av fritidsfiske, etiska aspekter av spökfiske, hot mot biologisk mångfald eller de förlorade fiskeredskapens bidrag till marina plaster har, som diskuteras nedan, inte inkluderats i dessa beräkningar.

Den viktigaste källan till data över samhällsekonomiska kostnader relaterade till spökfisket är EU:s ekonomiska datainsamling (EU, 2017) som visar intäkter och kostnader i yrkesfisket och därmed kan användas för att uppskatta de samhällsekonomiska intäkter som påverkas genom spökfiskets effekter på yrkesfisket. Förutom denna viktiga datakälla har vi använt fiskala kostnader och uppskattad bränsleanvändning för att uppskatta de samhällsekonomiska kostnaderna av draggningsinsatser, men dessa uppskattningar bygger på ett begränsat antal exempel på draggningsinsatser. Effekter på fritidsfisket är svårare att uppskatta, på grund av brist på aktuella data, men vi gör ett försök med hjälp av gamla värderingsstudier.

Effekter på fisket är en viktig del av de samhällsekonomiska kostnaderna av spökfiske, men det bör påpekas att det också finns andra viktiga samhällsekonomiska kostnader som kan vara förknippade med spökfiske och som inte behandlas i denna rapport. Så kallade icke-användarvärden, där människor kan värdesätta även saker de inte själva använder, spelar ofta stor roll i samhällsekonomisk analys av naturvård men beaktas inte här (se exempelvis Björk et al., 2020). Torskbestånden i svenska vatten är i dag i så dåligt skick att deras överlevnad är hotad och i och med att dessa bestånd är genetiskt distinkta från andra torskbestånd berör detta inte bara yrkesfisket utan även alla andra som bryr sig om livskraftiga fiskbestånd i haven; spökfisket bromsar återhämtningen av bestånd som vore svåra att ersätta om de gick förlorade. Ett andra viktigt icke-användarvärde är att många människor ogillar att det ligger olika typer av fiskeredskap på havets botten där det potentiellt kan fastna både fisk och andra djur. Ytterligare en effekt som inte tagits med i analysen i denna rapport är kostnaden för de bidrag som förlorade fiskeredskap lämnar till problemet med marina plaster, både i form av hela redskap och på längre sikt nedbrutet till mikroplast. Kunskapsunderlaget är för begränsat för att säga något om hur stora dessa värden är och hur stora kostnader förlorade redskap orsakar här, men det är rimligt att tänka sig att dessa kostnader kan vara betydelsefulla och det kan finnas skäl att i framtiden genomföra värderingsstudier för att undersöka deras storlek.

2 SPÖKFISKE FRÅN FÖRLORADE NÄT

2.1 LITTERATURSAMMANSTÄLLNING

Vi använde oss av ISI Web of Knowledge (Science Citation Index 1900–2021) databas med vetenskapliga artiklar för att få en generell, vetenskaplig, överblick över hur länge och hur effektivt olika fiskeredskap fiskar efter att de förlorats. För att hitta artiklar med relevant information om detta så använde vi följande sökterm: “Ghost fishing” OR ghost-fishing OR “lost gear” OR “derelict gear” OR “derelict fishing gear” OR “ghost catches” OR spöknät, med ”search: Topic” funktionen, vilket resulterade i 232 artiklar. Därefter sorterade vi ut relevanta artiklar baserat på titel och abstract, där fokus låg på att ta fram studier som undersökt hur förlorade redskaps fångstkapacitet förändras över tid. När artiklar innehöll referenser till relevanta studier inom området, som inte fångats in i litteratursökningen, så lade vi även till dessa till litteraturgenomgången. Artiklarna sorterades sedan baserat på om de var för nätfångande redskap (som diskuteras här) eller burfångande redskap (som diskuteras i nästa kapitel). I de fall artiklarna innehöll en modell/funktion över hur nätens fångstkapacitet förändras över tid så noterade vi funktionen, studiernas olika modeller över fångstförändringen redovisas i figur 1.

2.1.1 Förlorade fiskenäts fångstkapacitet över tid

Fångstförmågan hos förlorade fiskenät (”vanliga” garn och grimgarn) och hur denna förändras över tid har undersökts i ett antal olika studier genom att följa fångstkapaciteten av ”förlorade” (utplacerade för detta ändamål) nät över tid. Studierna täcker bland annat olika fiskeområden, djupförhållanden, bottentyper, och målarter. Genomgående för samtliga studier som genomförts i vatten grundare än 100 meter var att nätens fångstförmåga minskade markant under den initiala tidsperioden efter att näten förlorats (0 – 3 månader), vilket sedan följdes av en längre period med låga fångstnivåer (Kaiser et al., 1996; Erzini et al., 1997; Santos et al., 2003; Tschernij och Larsson, 2003; Ayaz et al., 2006; Akiyama, Saito och Watanabe, 2007; Santos, Gaspar och Monteiro, 2009; Akiyama, 2010; Queirolo och Gaete, 2014; Baeta, Costa och Cabral, 2009; Ozyurt, Buyukdeveci och Kiyaga, 2017) (Figur 1). Den totala fisketiden (tid tills nätet slutade fiska/fishing life time) för ett spökfiskande nät var över lag kortare än ett år, med undantag för djuphavsfisket och torskfisket i Östersjön (tabell 1).

Tabell 1. Tid till dess att nät slutar fiska efter det att de förlorats, beroende på fiskeområde, fiskedjup och målart.

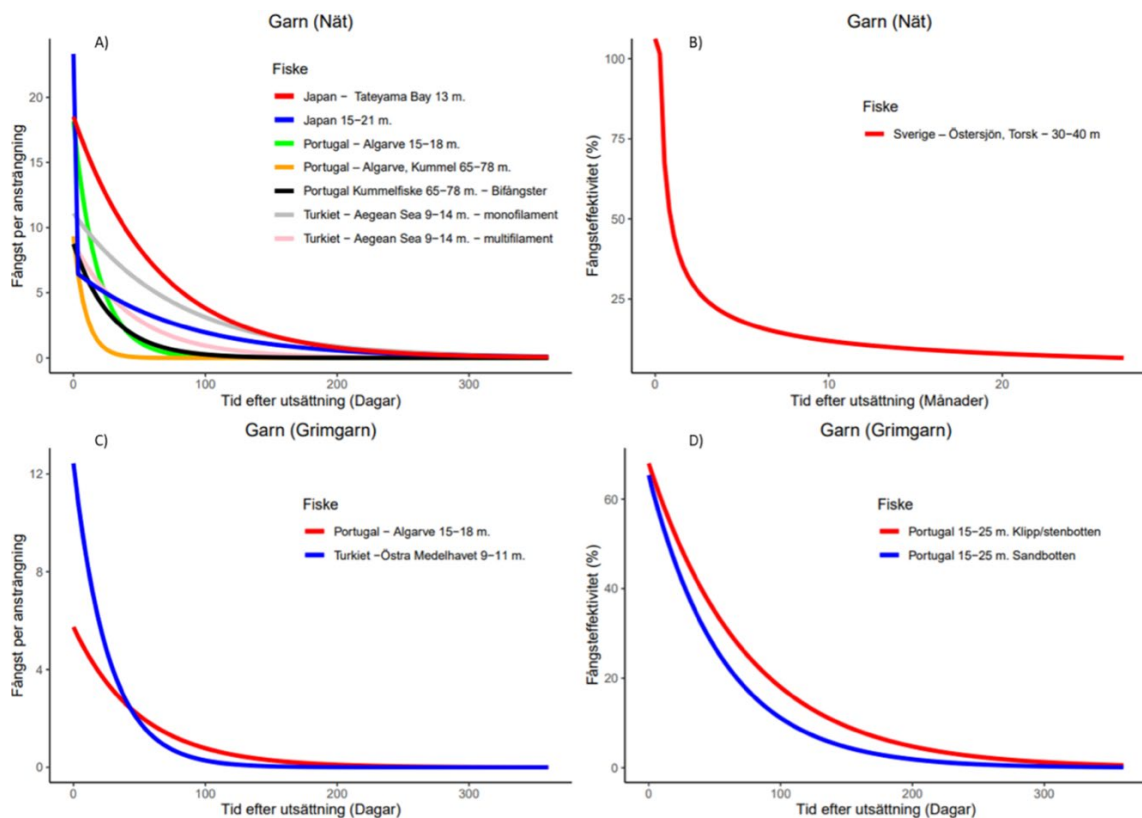
OMRÅDE	NÄTTYP	FISKEDJUP	MÅLART	NÄTENS TOTALA FISKETID (DAGAR)	ARTIKEL
Turkiet Medelhavet	Garn	9 – 11 m	Blandfiske	105	Ozyurt, Buyukdeveci och Kiyaga, 2017
Portugal Algarve	Garn	15 – 18 m	Blandfiske	105 – 140	Erzini <i>et al.</i> , 1997
Turkiet Medelhavet	Garn	9 – 14 m	Blandfiske	106 – 112	Ayaz <i>et al.</i> , 2006
Japan	Garn	13 m	Blandfiske	182	Akiyama, 2010
Spanien Kantabriska havet	Garn	117 – 135 m	Havskatt	220 – 224	Sancho <i>et al.</i> , 2003
Portugal Algarve	Garn	65 – 78 m	Kummel	248	Santos <i>et al.</i> , 2003
Japan	Garn	13 m	Blandfiske	Sandbotten 200 Klippbotten 284 – 561	Akiyama, Saito och Watanabe, 2007
Portugal	Grim- garn	15 – 25 m	Blandfiske	Sandbotten 243 Klippbotten 304 – 335	Baeta, Costa och Cabral, 2009
Portugal Algarve	Garn	65 – 78 m	Bifångster – kummelfiske	430	Santos, Gaspar och Monteiro, 2009
Norge	Garn	537 – 851 m	Hälleflundra	Längre än studien va- rade (> 68)	Humborstad <i>et al.</i> , 2003
Chile	Garn	45 – 86 m	Kummel	Längre än studien va- rade (>158)	Queirolo och Gaete, 2014
Wales	Garn	12 – 14 m	Blandfiske	Längre än studien va- rade (>238)	Kaiser <i>et al.</i> , 1996
Sverige Östersjön	Garn	30 – 40 m	Torsk	Längre än studien va- rade (>829)	Tschejnij och Larsson, 2003

Orsaker till nätens minskande fångstkapacitet och skillnader mellan olika fiskeområden

Minskningen i nätens fångstkapacitet var tätt förknippad med en minskning i nätens höjd över tid (Kaiser *et al.*, 1996; Erzini *et al.*, 1997; Baeta, Costa och Cabral, 2009; Queirolo och Gaete, 2014; men se Ayaz *et al.*, 2006), och kopplad till mängden påväxt/biofouling på näten (Erzini *et al.*, 1997; Santos *et al.*, 2003). Bottenstruktur styrde också nätens fångstutveckling, då nät på sand/mjukbotten hade en snabbare minskning i fångstkapacitet och en kortare fiskande period jämfört med nät på sten/klippbotten (Baeta, Costa och Cabral, 2009; Akiyama, Saito och Watanabe, 2007). Artsammansättningen i nätens fångst förändrades också över tid, mot en ökad andel kräftdjur (främst krabbor) och färre fiskar

(Kaiser *et al.*, 1996; Queirolo and Gaete, 2014), och fiskfångsten skiftade till att främst bestå av bentiska arter (Santos, Gaspar och Monteiro, 2009), och mindre storleksklasser (Tschernij och Larsson, 2003).

Generellt verkar bibehållen hög fångkapacitet över tid förekomma i nätfisken på djupare vatten (Humborstad *et al.*, 2003, Sancho *et al.*, 2003). Exempelvis har studier visat att förlorade nät i fiske efter hälleflundra (på djup >500 m) kan bibehålla en fångstkapacitet på 20 – 30 % i minst 45 dagar (Humborstad *et al.*, 2003) medan nät i fiske riktat efter havskatt (117 – 135 m.) bibehöll sin initiala fångstkapacitet till dag 135, för att sedan successivt minska tills dess att näten slutade fiska efter dag 224 (Sancho *et al.*, 2003). För fisket på grundare vatten (<100 m) verkar nätens effektiva fisketid generellt sett vara kortare än 1–2 år, men ett viktigt undantag verkar gälla avseende torskfisket i Östersjön. Studien av Tschernij och Larsson (2003) visade att förlorade nät i Östersjön fortsatte att fånga fisk (torsk) under åtminstone 27 månader och att fångsteffektiviteten av dessa nät bibehölls på en nivå av 5–6 % jämfört med det kommersiella fiskets fångster. Att fångstkapaciteten av nät på grundare vatten vanligtvis minskar snabbare än vad den gör för djupt lagda nät tros bero på skillnader i abiotiska (t.ex. ljusnedsläpp och strömförhållande/vågpåverkan) och biologiska (artsammansättning av kolonisatorer) förutsättningar vilket, på grunt vatten, kan innebära en ökad mängd påväxt (biofouling) och snabbare fysisk nötning och nedbrytning av näten (Brown och Macfadyen, 2007). Det förstnämnda (biofouling) kan även tänkas vara en förklaring till att grunt lagda nät fortsatte fiska på ett relativt effektivt vis i Östersjön då rådande brackvattenmiljö och ljusförhållanden är mindre lämpliga för kraftig tillväxt av påväxtalger jämfört med de marina system där majoriteten av studierna gjorts. Detta bekräftas även av att näten i Östersjön som Tschernij och Larsson (2003) placerade ut inte hade någon påväxt efter experimentperiodens slut (27 månader).



Figur 1: Förlorade fiskenäts (spöknät) fångstkapacitet och dess förändring över tid, data hämtad från litteraturen. A) Fångstutvecklingen (fångst per ansträngning) för garn, x-axeln visar tid efter utsättning/nätförlust i dagar. B) Garnens relativa fångstkapacitet (%) och dess förändring över tid, där x-axeln visar tid efter utsättning i månader. C) Fångstutvecklingen (fångst per ansträngning) för grimgarn, x-axeln visar tid efter utsättning i dagar D) Grimgarnens relativa fångstkapacitet (%) och dess förändring över tid, där x-axeln visar tid efter utsättning i dagar.

2.2 METOD FÖR SKATTNING AV FÖRLORADE NÄTS PÅVERKAN PÅ FISKBESTÅNDEN

För att skatta förlorade näts påverkan på fiskbestånden så behövs information om 1) näts fångstkapacitet och hur den utvecklas över tid (2.2.1) samt 2) en skattning av mängden förlorade nät (2.2.2).

Tabell 2: Dataunderlag för skattningar på spökfiskande garns uttag av Torsk i Östersjön.

DATA	SKATTNING	KÄLLA												
Mängden nät (grimgarn, skrubbegarn och torskgarn) som förloras i det svenska yrkesfisket efter torsk i Öresund (delområde 22–23) och Östersjön (24–30).														
Skattning av andelen fiskenät som förloras i yrkesfisket efter torsk i Östersjön, skattningen gjord för fisket som bedrevs vid slutet av 1990-talet.	0,1 %	(MacMullen, 2002; Brown and Macfadyen, 2007)												
Längden nät (km) som användes i torskfisket 2002, 2010, 2018 i Öresund och Östersjön.	<table border="1"> <tr> <td>Öresund 2002</td> <td>6041 Km</td> </tr> <tr> <td>Öresund 2010</td> <td>7215 Km</td> </tr> <tr> <td>Öresund 2018</td> <td>6314 Km</td> </tr> <tr> <td>Östersjön 2002</td> <td>64 856 Km</td> </tr> <tr> <td>Östersjön 2010</td> <td>33 913 Km</td> </tr> <tr> <td>Östersjön 2018</td> <td>11 848 Km</td> </tr> </table>	Öresund 2002	6041 Km	Öresund 2010	7215 Km	Öresund 2018	6314 Km	Östersjön 2002	64 856 Km	Östersjön 2010	33 913 Km	Östersjön 2018	11 848 Km	Yrkesfiskets loggböcker.
Öresund 2002	6041 Km													
Öresund 2010	7215 Km													
Öresund 2018	6314 Km													
Östersjön 2002	64 856 Km													
Östersjön 2010	33 913 Km													
Östersjön 2018	11 848 Km													
Mängden nät (angett i längd) som rapporterats in som förlorade till Ghostguards-rapportsystem i perioden 2019-06-27 till 2021-10-27	0,3 km	Ghostguard												
Förlorade näts relativa fiskekapacitet (%) över tid efter att de förlorats: jämfört med nät från det kommersiella nätfisket.														
Fångstkapaciteten för förlorade nät under de första tre åren (36 månader).	Fångstmodell: $Y = 46.699 \times T^{-0.5932}$ där Y är den relativa fångstkapaciteten (%), och T är tid i månader.	(Tschernij and Larsson, 2003)												
Fiskekapaciteten för äldre nät (5–20 år), baserat på fångstinformation från nät som tagits upp i draggningsinsatser i Öresund.	<i>Fångstdata Draggnings</i> (kg per km nät och dag) År 2020: Torskg 0; Grimg 3,61; Skäddeg 0 År 2017: Torskg 58,57; Grimg 47,45; Skäddeg NA År 2016: Torskg 0; Grimg 0,21 Skäddeg NA	<i>Draggning</i> Dragningsrapport - Öresund 2020 Dragningsrapport - Öresund 2017 Dragningsrapport - Öresund 2016												
Nätens fångst satt i relation till det kommersiella fiskets fångst för att få dess relativa fångstkapacitet (se metodbeskrivning).	<i>Fångstdata Kommersiella fisket</i> (kg per km nät och dag) År 2020: Torskg 67,73; Grimg 91,86; Skäddeg NA År 2017: Torskg 0; Grimg 0,32; Skäddeg NA År 2016: Torskg 61,86; Grimg 58,89; Skäddeg NA	<i>Kommersiella fisket</i> Yrkesfiskets loggbok												
Ålder för nät som tagits upp under draggningsinsatser i Öresund (under perioden då det fortfarande fanns ett aktivt nätfiske efter torsk)	2020: <5 år (1 st), 5–20 år (12 st), och över 20 år (20 st). Nät med en fortsatt låg fångstkapacitet 2016 och 2017, saknas tydlig åldersinformation för näten.	Dragningsrapport - Öresund 2016, 2017 och 2020.												

2.2.1 Nätens fångstkapacitet och hur den utvecklas över tid i Östersjön

Metod för skattning av yngre (0–3 år) näts relativa fångstkapacitet

För den här rapportens skattning av förlorade näts påverkan på fiskebestånden utgick vi från modellen/funktionen från Tschernij och Larsson (2003) då denna studie är den enda som genomförts i svenska förhållanden. Den beskriver hur ”förlorade” näts fångstkapacitet utvecklades över tid i dåtidens fiske (1999–2001) efter torsk i Östersjön (Tschernij och Larsson, 2003). Modellen är baserad på de spökfiskande garnens relativa fångstkapacitet (%), det vill säga satt i relation till fångstkapaciteten för nät i den kommersiella fiskeflottan (Tschernij och Larsson, 2003). Det gör att modellen, med ett visst mått av försiktighet, kan appliceras på liknande fiskeområden, även när det finns en viss skillnad i de kommersiella nätens fångstmängd (och fiskbeståndens storlek).

Metod för skattning av äldre näts relativa fiskekapacitet

Tschernij och Larssons (2003) studie pågick under 27 månader vilket innebär att det saknas information om nätens fortsatta fångstutveckling över ett längre tidsspann. För att fylla denna informationslucka så använde vi fångstdata från nät som draggats upp i projekt för att minska mängden spökfiskande redskap, vilka ger en grov bild av äldre näts fångstkapacitet då nätens ungefärliga ålder och dess fångstmängd har noterats av besättningen. De äldre nätens fångstmängd (kg torsk per km nät) relateras sedan till det kommersiella fiskets fångst (kg torsk per km nät) för att ta fram äldre näts relativa fångstkapacitet, såsom gjorts för yngre nät i Tschernij och Larsson, 2003.

För att empiriskt skatta äldre näts fångster använder vi data från draggningsinsatser gjorda i Öresund. Dessa skattningar används även för analysen av det andra området i Östersjön. Anledningen till att basera skattningen på Öresund är att det där fanns ett aktivt garnfiske efter torsk fram till 2021, vilket möjliggör en jämförelse av upphämtade äldre garns fångster med det aktiva fisket under dessa år. På så sätt får vi ett mått på äldre (5–20 år och >20 år) garns relativa fångstkapacitet. Specifik åldersinformation (<5, 5–20, och >20 år) fanns för nät som draggades upp 2020, i Öresund, men saknas för draggningsinsatserna som genomfördes 2016 och 2017. Baserat på åldersinformationen från 2020 års draggningsinsats där 32 av 33 nät var äldre än 5 år, så använde vi också 2016 och 2017 draggningsdata för att skatta äldre näts (>5 års) fångstkapacitet (vi uteslöt nät (1) som besättningen bedömde som relativt nytt). Likt metoden i Tschernij och Larsson (2003) så utgick vi från torskfångsterna i spöknäten, och relaterade dem till det kommersiella fiskets fångstmängder av torsk.

Det kommersiella nätfiskets fångstkapacitet i Öresund hämtades från 2016, 2017, och 2020 års fångstdata för Öresund från fiskets loggböcker. Vi sorterade det kommersiella fiskets totalfångster, för respektive år, i grupper baserat på de nättyper som främst användes i fisket (grimgarn, torskgarn, och skaddegarn). Därefter sammanställde vi fiskets årliga fiskeansträngning för vardera nättyp, där fiskeansträngningen för varje fisketillfälle baserades på nätets längd och nätets fisketid i vattnet (fiskeansträngning = km nät × fiske-

tid i timmar). Årets totala fiskeansträngning var då summan av det årets alla fiskeansträngningar, sorterat för respektive nättyp. Fiskets genomsnittliga fångst per ansträngning (kg per km nät och fisketimme) fås då, för respektive nättyp, genom:

$$\text{Fångst per ansträngning} = \frac{\text{Total fångst (kg) under året}}{\text{Total fiskeansträngning (km} \times \text{fisketid)}}$$

Fångst per ansträngning omvandlades till att gälla per fiskedag genom att multiplicera ”Fångst per ansträngning (kg per km och fisketimme)” med 24 (24 timmar = 1 dag).

Skattningen av äldre fiskenäts relativa fångstkapacitet

Färsk fisk i spökfiskande garn anses generellt sett vara fångade de sista fyra dyggen före upptagningsdagen, då fisk fångad tidigare än så oftast dör i näten och börjar brytas ned (Tschernij och Larsson, 2003; Sancho *et al.*, 2003; men se Baeta, Costa och Cabral, 2009, där levande fångst eller fångst i god kondition ansågs vara fångade under de sista 24 timmarna före upptagningen). Därmed antas den färska fisken motsvara spöknätets fångstkapacitet över fyra dagar (Tschernij och Larsson, 2003; Sancho *et al.*, 2003). Det innebär att fångstmängden färsk fisk i spöknäten kan sättas i relation till det kommersiella fiskets fångst per ansträngning över fyra dygn, det vill säga en skattning av spöknätets relativa fångstkapacitet. Då spökgarnens (2020) fångstinformation för torsk bestod av antalet torskar, så konverterade vi antalet torskar till kg baserat på fångstmedelvikten (0,67 kg) för torsk från (Tschernij och Larsson, 2003) spökfiskande garn. För 2016 och 2017 fanns det också viktinformation för torsken, vilket då nyttjades. Varje upphämtat spöknät och dess relativa fångstkapacitet sorterades efter nättyp och ålderskategori (<5 år, 5–20 år, >20 år). Då ett stort antal av de upptagna näten hade nollfångster så summerade vi fångstinformationen för samtliga nät inom de olika nätkategorierna, för att på så sätt få fram ett mått för ”färsk fisk (kg) i spöknät per km nät” för respektive nättyp (och per ålderskategori för 2020 års data).

Spöknätets relativa fångstkapacitet beräknades då som:

$$\text{Spöknätets relativa fångstkapacitet} = \frac{\text{Färsk fisk (kg) i spöknät per km nät}}{\text{Fångst per km nät och dag} \times 4}$$

Äldre fiskenäts (5–20 år) relativa fångstkapacitet togs sedan fram som ett medelvärde av respektive nätkategori (grimgarn, torskgarn, skäddegarn) relativa fångstkapacitet för varje år (2016, 2017, 2020). Maximal fisketid för näten sattes vid tidpunkten för när spöknätets genomsnittliga fångstkapacitet sjönk under 0,1 % av det kommersiella fiskets fångstkapacitet (vilket enligt 2020 års data vara 20 år).

2.2.2 Skattning av mängden förlorade nät i Östersjön och Öresund

Andelen nät som årligen förlorades i svenska vatten (Östersjön) skattades till 0.10 % av den totala mängden garn som används per år (MacMullen, 2002). De förlorade nätens påverkan blir då också beroende av hur stort nätfisket var vid ett givet år. Här redovisar vi siffror från fisket efter torsk i Östersjön 2002, 2010 och 2018 (subdivision 24–30), samt för Öresund 2002, 2008, och 2018. Här utgick vi ifrån den totala mängden använda nät av de tre nättyper som stod för den stora majoriteten av alla torskfångster (grimgarn, skäddegarn, och torskgarn). Värt att notera är att mängden nät representerar den sammanlagda längden av fiskenät som använts över ett år, alltså summan av nätlängder från alla fiske-tillfällen och inte summan utav antalet nät som använts. Då skattningen av andelen nät som förlorades i Östersjön är ~20 år gammal (MacMullen, 2002), så har vi även valt att redovisa mängden förlorade/tappade nät som rapporterats in till Havs- och vattenmyndighetens GhostGuard under perioden 2019-06-27 till 2021-10-27 (300 m nät). I GhostGuard rapporteras de nät som tappats/förlorats av yrkesfisket, samt på frivillig basis från fritidsfisket. Trålfisket ansågs i MacMullen (2002) vara den vanligaste orsaken till att nät förloras och därmed skulle andelen nät som förlorats också kunna ha förändrats över tid beroende på trålfiskets överlapp med nätfisket. Utvecklingen av plotter och finskaliga gps-positionering av nät, och sonar för eftersök av borttappade nät skulle även den kunna bidragit till att andelen förlorade nät sjunkit dramatiskt. Mängden nät som tappas enligt GhostGuard är dock försumbar (300 m) sett över Östersjöns hela fiskeområde och används därför inte för beräkningarna nedan, men tas upp i diskussionen då det representerar ett nutida minimimått av spökfiskets påverkan (våldigt litet uttag). De här två skattningarna tillsammans förväntas ge en mycket grov bild av den undre (GhostGuard) och övre gränsen (MacMullen, 2002) av andelen nät som förloras i fisket i Östersjön och Öresund och vidare nätens påverkan på fiskbestånden.

2.2.3 Skattning av förlorade näts påverkan på torskbestånden i Öresund och Östersjön

Spöknätets relativa fångstkapacitet

Här använder vi information som sammanställts enligt ovan om nätens fångstkapacitet över tid och mängden nät som förlorats, för att på så sätt skatta spökfiskets uttag av torsk i två olika fiskeområden (Östersjön och Öresund). För skattningen av yngre näts (0–3 år) relativa fångstkapacitet så använde vi nätens dagliga utveckling i relativ fångstkapacitet (%) från (Tschernij och Larsson, 2003, modell $Y = 46,699 \times T^{-0.5932}$) fram till och med den 36:e månaden, där T är tid i månader (och där en dag då i snitt är 0,0329 månader). För de första åtta dagarna sattes den relativa fångstkapaciteten till 100 % (då modellvärdet översteg 100 %), därefter följde vi modellens utveckling av den relativa fångstkapaciteten fram till den 36:e månaden (1095 dagar). Därefter lade vi till den relativa fångstkapacitet som skattats för äldre nät (3–5 år och 5–20 år), fram tills nätets fiskeslut. Här saknades detaljerad information om fångstkapaciteten för nät mellan 3–5 års ålder, medan den relativa fångstkapaciteten för nät mellan 5–20 års ålder skattades till 0,37 % (se resultatdelen nedan). Då den relativa fångstkapaciteten för spökfiskande garn efter tre års fis-

ketid (dag 1095) enligt (Tschernij och Larsson, 2003) modell var 5,6 %, så sattes den relativa fångstkapaciteten mellan år 3 och 5 till 2,5 %, vilket följdes av den beräknade relativa fångstkapacitet på 0,37 % mellan år 5 och 20. Därefter bedömde vi att näten slutade fiska (enligt 2020 års draggningsdata från Öresund).

Spöknätets totalfångst (kg torsk) över dess fiskelivstid

Spöknätets totalfångst under dess fiskelivstid (per km nät) skattades genom att först multiplicera områdets genomsnittliga fångstmängd (kg torsk per km och dag) för det kommersiella fisket det året med spöknätets relativa fångstkapacitet (%) för varje enskild dag (dag 1–7320) över dess fiskelivstid. Summan av alla dagars fångst fram tills dess att nätet slutade fiska var då ett spöknäts totala påverkan (mängden fångad fisk) per km nät, för det specifika fiskeområdet.

Mängden fisk som förloras över ett spökfiskande garns fiskelivstid (totalfångst per km nät) i det området, multiplicerades sedan med mängden förlorade nät (km) det året. Där mängden förlorade nät baseras på mängden nät som använts i området och med en förlust på 0,1 % av näten (McMullen, 2002). Här antar vi, något förenklat, att mängden nät i olika fiskeåldrar (0–1, 1–2, 2–3 år osv.) är densamma som den årliga förlusten av nät. Det gör att vi kan utgå från det årets skattning av ett spöknäts totalfångst över dess fiskelivstid (per km nät) för att skatta samtliga förlorade näts fiskfångst under det aktuella fiskeåret. I den här summeringen redovisar vi också data från tre olika års fiske i Östersjön och Öresund (2002, 2010, 2018) med olika mängd förlorade fiskenät och fångst per ansträngning, för att på så sätt täcka in ett flertal olika scenarier för spökfiskets fångster beroende på skillnader i fisketryck (mängden nät), dominerande fiskemetod, och fiskbeståndens storlek (fångst per ansträngning).

2.3 RESULTAT

2.3.1 Äldre fiskenäts relativa fångstkapacitet

Det kommersiella fiskets fångst (torsk) per ansträngning 2020 i det draggade området, under draggningsperioden (september-november) var 58,57 kg per dag och km nät för torskgarn, och 47,45 kg för grimgarn, medan användningen av skäddegarn var för sällsynt för att kunna skatta dess fångst. Fångsten (färsk torsk), 2020, för uppdraggade torskgarn (5,5 km) var 0 kg torsk per km nät, alltså med en relativ fångstkapacitet på 0 %. Fångsten för uppdraggade skäddegarn (0,89 km) var 0 kg torsk per km nät, för en relativ fångstkapacitet på 0 %. Upptagna grimgarn (1,3 km) hade en fångst på 3,61 kg torsk per km nät, vilket ger en relativ fångstkapacitet på 1,9 %. Åldern på de draggade näten skattades till att ett nät var yngre än 5 år, 12 mellan 5–20 år, och 20 uppskattades till att vara över 20 år.

2017 års kommersiella fiske i Öresund fångstmängd var 67,73 kg per dag och km nät för torskgarn och 91,86 kg per dag och km nät för grimgarn. Uppdraggade torskgarn (2,2 km) hade 0 kg torsk, grimgarn (2,35 km) hade en fångst på 0,85 kg torsk per km nät, för en relativfångstkapacitet på 0 % för torskgarn, och 0,2 % för grimgarn.

Det kommersiella fiskets fångst (torsk) per ansträngning, 2016, var 61,86 kg per dag och km för torskgarn, 58,89 kg för grimgarn. Uppdraggade torskgarn (4,7 km) innehöll 0 kg färsk torsk, och upptagna grimgarn (3,15 km) hade en fångst på 1,27 kg torsk per km nät. Detta ger en relativ fångstkapacitet på 0 % för torskgarnen, och 0,5 % för grimgarnen. Här saknas dock uppgifter om nätens ålder.

I genomsnitt över samtliga år, så var den relativa fångstkapaciteten för uppdraggade äldre nät då, oavsett nättyp, 0,37 %.

2.3.2 Påverkan på torsk i Östersjön och i Öresund

Spöknätens totala uttag beror på mängden förlorade redskap i vattnet samt nätens fångstbarhet det året, vilket påverkas av beståndens storlek och tätheten av fisk. Här redovisar vi spökfiskets uttag från torskbestånden för två områden över en längre tidsperiod (2002–2018): 1) Öresund där det kommersiella fisket främst bedrivs med nätfiske (trålningsförbud), och 2) Östersjön (delområde 24–30) där torskfisket har bedrivits som en blandning av trål- och nätfiske. Vi använde nätansträngningen och fångstinformation för de nättyper (grimgarn, skäddegarn och torskgarn) som vanligtvis fångar torsk.

2002 användes 6 041 km nät i Öresund, med en genomsnittlig fångst per ansträngning (km nät och dag) på 82,58 kg torsk. Spökfiskande näts påverkan för 20 årsklasser av förlorade nät (0–20 år gamla, 1 km nät per årsklass) beräknades till 14,52 ton och spökfiskets totala uttag av torsk i Öresund, 2002, beräknades till 87,7 ton, motsvarande 19,7 % av det kommersiella fiskets uttag. I Östersjön (subdivision 24–30), 2002, användes 64 856 km nät, med en genomsnittlig fångst per ansträngning på 69,76 kg. Spökfiskande näts påverkan beräknades till 12,27 ton per km, som ovan och spökfiskets totala uttag i Östersjön 2002 beräknades till 795,6 ton, motsvarande 6,3 % av det kommersiella fiskets uttag 2002 (totala svenska landningar 2002 var 12 507 ton, ICES, 2022).

2010 användes 7 215 km nät i Öresund, med en genomsnittlig fångst per ansträngning på 69,71 kg. Spökfiskande näts påverkan beräknades till 12,26 ton per km, som ovan, och spökfiskets totala uttag av torsk i Öresund 2010, beräknades till 88,4 ton, motsvarande 20,2 % av det kommersiella fiskets uttag 2010 i Öresund. I Östersjön (24–30) användes 33 913 km nät, med en fångst per ansträngning på 51,85 kg. Spökfiskande näts påverkan beräknades till 9,12 ton per km, som ovan, och spökfiskets uttag i Östersjön (24–30) var 309,2 ton, motsvarande 3 % av det kommersiella fiskets uttag 2010 (totala svenska landningar 2010 var 10 169 ton, ICES, 2022).

2018 användes 6 314 km nät i Öresund, med en genomsnittlig fångst per ansträngning (km nät och dag) på 75,68 kg. Spökfiskande näts påverkan beräknades till 13,31 ton per km, som ovan, och spökfiskets uttag i Öresund beräknades till 84,0 ton torsk, motsvarande 22,0 % av det kommersiella fiskets uttag. I Östersjön så hade nätfisket minskat ytterligare till 11 848 km nät, med en fångst per ansträngning på 54,63 kg. Spökfiskande näts påverkan beräknades till 9,61 ton per km, som ovan och spökfiskets uttag i Östersjön 2018 skattades till 113,8 ton, motsvarande 5,9 % av det svenska kommersiella fiskets uttag (totala svenska landningar 2018 var 1 912 ton, ICES, 2022).

2.3.3 Spöknätens påverkan över tid

Totalt uppskattades ett förlorat torskfiskande garn, med fångstuppegifter från Öresund från 2018 (75,68 kg torsk per km nät och dag), fånga 13 307 kg torsk per km nät under sin totala fiskelivstid (20 år). 47,0 % av spöknätets fångst beräknades till att ske inom det första året och 88,4 % av spöknätets fångst skedde inom de fem första åren, medan 11,6 % av fångsten togs mellan det 5–20:e året.

Tabell 1: Sammanställningen av resultaten och dataunderlaget som användes för att ta fram resultaten.

RESULTAT	SKATTNING	DATAUNDERLAG
Äldre näts relativa fiskekapacitet (%)	0,37 %	Dragningsrapport - Öresund 2016, 2017, och 2020, och yrkesfiskets loggbok 2016,2017, 2020.
Förlorade näts uttag av torsk i Öresund och i Östersjön (2002, 2010, och 2018):		(MacMullen, 2002; Brown and Macfadyen, 2007)
Öresund 2002	87,7 ton	1) Yrkesfiskets nätanvändning (km nät). 2) % nät som förloras (0,1 %). 3) Förlorade näts relativa fångstkapacitet beroende på ålder. 4) Fiskets fångstkapacitet det året.
Öresund 2010	88,4 ton	Som ovan.
Öresund 2018	84,0 ton	Som ovan.
Östersjön 2002	795,6 ton	Som ovan.
Östersjön 2010	309,2 ton	Som ovan.
Östersjön 2018	113,8 ton	Som ovan.
Det kommersiella fiskets uttag av torsk i Öresund och i Östersjön (2002, 2010, och 2018):		
Öresund 2002	445,5 ton	Yrkesfiskets loggbok
Öresund 2010	438,3 ton	Yrkesfiskets loggbok
Öresund 2018	382,3 ton	Yrkesfiskets loggbok
Östersjön 2002	12 507 ton	ICES, 2022
Östersjön 2010	10 169 ton	ICES, 2022
Östersjön 2018	1 912 ton	ICES, 2022
Förlorade näts effekt över tid		
Första året	47,0 % av spöknätets fångst	Skattning av förlorade näts fångst över dess fiskelivstid.
Första fem åren	88,4 % av spöknätets fångst	Som ovan.
Fem-tjugo år	11,6 % av spöknätets fångst	Som ovan.

2.4 EFFEKTEN AV DRAGGNING OCH UPPTAG AV SPÖKFISKANDE NÄT

Den positiva effekten av att ett spökfiskande garn tas upp motsvarar inte nätets totalfångst under dess hela fiskelivstid (spökfiskets påverkan), då dragningen enbart förhindrar fångst från den tidpunkt då nätet togs upp. Här blir alltså tidpunkten för när spöknäten tas upp avgörande för att kunna skatta nyttan (mängden fisk som inte kommer att fångas i spökgarn) av draggningsinsatserna.

Här använder vi två metoder för att skatta den genomsnittliga åldern på upptagna garn inom draggningsprojekten.

- 1) Information om åldern på upptagna spöknät från besättningar där dragningen sker i områden där det fortsatt finns ett aktivt garnfiske (Öresund).
- 2) I rapporter där information om nätens ålder saknas (Öresund 2016–2017) nyttjade vi i stället spöknätets relativa fångstkapacitet det året för att få en ungefärlig uppskattning av i vilket fiskestadie (ålder) näten togs upp.

Vi använde 2020 års fångst per ansträngning (km nät och dag) från Öresund, och dess skattning av spöknätets fångster över dess fiskelivstid, för att undersöka hur mycket fisk som undveks att fångas när spökfiskande nät draggades upp. Effekten av ett upptaget nät var då nätets totalfångst efter den tidpunkt där dragningen vanligtvis uppskattades till att ske (se ovan).

Majoriteten av de nät som draggades upp i Öresund var långt förbi nätens tidsperiod med hög fångstkapacitet. Nätens ålder skattades till <5 år (1 st), 5–20 år (12 st), och över 20 år (20 st) och med en mycket låg fångstkapacitet år 2016, 2017 (liknande 2020 års draggningsresultat). Mycket grovt skattat så kan man möjligen säga att de draggade näten i snitt är ~10 år gamla, vilket i så fall skulle innebära att ett upptaget spökfiskande garn (som i snitt är 10 år gammalt) förhindrar en fångst av 1 057 kg torsk per km nät i Öresund, och 742 kilo i Östersjön (med 2018 års fångstuppgifter).

2.5 SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS AV DRAGGNING EFTER SPÖKGARN I ÖRESUND OCH ÖVRIGA ÖSTERSJÖN

2.2.2 Samhällsekonomiska intäkter från torskfiske

Data för ekonomin i svenskt torskfiske kommer från EU:s ekonomiska datainsamling (EU, 2017). I urvalet ingår endast fartyg som fiskat in minst två prisbasbelopp (totalt ca 90 000 SEK) per år för att undvika att mindre aktiva fartyg som mer används i fritidssyfte (t.ex. av pensionerade fiskare) ingår i analysen. Både trålare och fartyg som använder passiva redskap ingår för övriga Östersjön, men i Öresund är endast passiva redskap tillåtna. De fartyg som ingår är definierade som ”torskfartyg” enligt Havs- och vattenmyndighetens definition att minst 50 % av fångstvärdet kommer från torsk. Detta innebär att inte alla svenska torskfångster ingår eftersom även andra fartyg kan fånga torsk i mindre omfattning.

EU:s relativt omfattande datainsamling för yrkesfisket gör det möjligt att skatta de samhällsekonomiska kostnaderna av spökfiskets fångster på ett mer korrekt sätt än vad som gjorts i flera av de tidigare studier som försökt uppskatta spökfiskets samhällsekonomiska effekter. Principiellt gäller att kostnaden för att en fisk spökfiskas ges av den samhällsekonomiska nettovinst som denna fisk annars skulle genererat för samhället, antingen direkt (genom att den i stället kunde fångats av yrkesfisket eller fritidsfisket) eller indirekt (genom att bidra till ett livskraftigare fiskbestånd, med de framtida användarvärden och icke-användarvärden som detta skulle inneburet). Den samhällsekonomiska intäkten av åtgärder som räddar denna fisk ges på motsvarande sätt av den samhällsekonomiska nettovinst som fisken då kan generera.¹

För fisk som annars skulle fångats av yrkesfisket räcker det därmed att skatta den samhällsekonomiska nettointäkten (eller nettovinsten) av den sist fångade fisken i yrkesfisket för att få en uppfattning om vad en ytterligare fisk hade varit värd. I situationer där ett fiskbestånd är i så dåligt skick att fiske inte längre är möjligt (som för många av dagens torskbestånd) kan den samhällsekonomiska intäkten av ett räddat kg torsk i stället uppskattas genom att skatta det bidrag som det ger till beståndets återväxt och därmed till framtida fångster (Nævdal, 2016; Nævdal och Skonhøft, 2018).

Antonelis m.fl. (2011) använder samma principiella tillvägagångssätt som vi, men flera andra tidigare studier har inte haft tillgång till de data som behövs för att uppskatta nettovinsten och har i stället använt enklare indikatorer. Scheld m.fl. (2016) använder landningsvärden snarare än nettovinsten, vilket innebär att de helt bortser från fiskets kostnader och bara ser till intäkterna. Detta innebär givetvis en kraftig överskattning av den samhällsekonomiska nettovinsten. Brown och Macfadyen (2007) använder fiskets förädlingsvärde, den samlade kapital- och arbetsinkomsten från fisket, vilket innebär att de bortser från att både kapital och arbetskraft kunnat användas i andra sektorer och då hade genererat inkomster där i stället. Även detta innebär en överskattning av spökfiskets kostnader och därmed också av den samhällsekonomiska lönsamheten i draggning, men i denna studie görs dessutom en rad andra avsteg från normal praxis i samhällsekonomisk analys som gör att resultaten från denna studie är svåra att jämföra med våra.

I EU:s datainsamling mäts de kostnader som är förknippade med fisket, och i detta ingår även att skatta värdet av alternativ användning av kapital och arbetskraft. De nettovinsten som går att uppskatta med hjälp av EU:s statistik är med andra ord bättre indikatorer på värdet av en extra fisk (eller ett extra kg fisk) än vad landningsvärde eller förädlingsvärde är. Även här finns dock ett par komplikationer som är värda att nämna. Den ena kompli-

¹ Ibland framförs synpunkten att inte bara själva fisket utan även effekter på angränsande branscher, exempelvis effekter på beredningsindustri eller effekter på företag som säljer insatsvaror, borde beaktas i samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar av fisket. Som exempelvis Blomquist et al. (2022) påpekar finns dock en viktig skillnad mellan bedömningar av samhällsekonomisk aktivitet (där sådana spridningseffekter kan vara relevanta att beakta) och samhällsekonomisk lönsamhet (där spridningseffekter på andra marknader normalt går att bortse från). Så länge det är fritt in- och utträde för aktörer i dessa andra branscher kommer lönsamheten i dessa branscher inte varaktigt att skilja sig från lönsamheten i andra branscher oavsett vad som händer i själva fisket, och dessa branscher påverkar därför inte den samlade samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningen.

kationen är att de schablonvärden som används för att skatta det samhällsekonomiska värdet av skepparens arbetskraft möjligen överskattar den samhällsekonomiska kostnaden av att denna arbetskraft används i yrkesfiske; kostnaden mäts som den lön som arbetskraften hade kunnat få i annan sysselsättning, men när fisket (som här) är relativt olönsamt är det inte orimligt att tänka sig att en del yrkesfiskare accepterar lägre lön än så för att kunna fortsätta arbeta just som yrkesfiskare. Den andra komplikationen är att den genomsnittliga nettovinsten per fisk eller kg fisk i yrkesfisket (som är lättast att beräkna) normalt kommer att överskatta nettovinsten av den sist fångade fisken och därmed också nettovinsten av att en fisk räddas från spökfiske. Anledningen är att lönsamheten av en extra fisk normalt sjunker med stigande fångster. Även med dessa komplikationer är dock EU:s fiskestatistik ett mer tillförlitligt underlag för den samhällsekonomiska analysen än vad de flesta tidigare studier haft tillgång till.

I tabell 4 redovisas fyra indikatorer för att beskriva ekonomin; fångstvärde, fångad vikt (torsk), förädlingsvärde, nettoresultat, samt antalet fartyg. Alla indikatorer gäller för torskfisket specifikt. För förädlingsvärde och nettoresultat har detta beräknats som totala värden multiplicerat med andelen av intäkterna som kommer från torskfisket. Tabellen visar år 2010 och 2018 vilket är kompatibelt med de år spökfångsterna beräknats för med undantag av 2002 för vilket en jämförbar uppdelning av data inte varit möjlig.

Tabell 4. Ekonomiska indikatorer för svenskt yrkesfiske efter torsk.

	ÖRESUND ÅR 2010	ÖRESUND ÅR 2018	ÖVRIGA ÖSTERSJÖN ÅR 2010	ÖVRIGA ÖSTERSJÖN ÅR 2018
Torsk, kr	4 815 822	9 085 420	97 001 091	17 994 051
Torsk, kg	369 905	303 159	7 821 875	1 541 501
Förädlingsvärde, kr	2 340 012	1 661 110	43 843 213	5 819 936
Nettovinst, kr	-1 440 075	-2 133 959	-9 586 681	-10 294 311
Antal fartyg	14	13	93	19

Det vanligaste måttet på samhällsekonomisk lönsamhet, nettovinsten efter normal avkastning på investerat kapital, var negativt för torskfisket i såväl Öresund som övriga Östersjön under bägge dessa år. Det beror inte på att just 2010 och 2018 var ovanligt dåliga år för torskfisket; nettovinsterna var negativa i bägge områden för alla år för vilka det finns jämförbara data (2008 och framåt).

Detta leder till viktiga problem för den samhällsekonomiska analysen av åtgärder för att minska spökfiske på torsk. Det enklaste sättet att uppskatta den samhällsekonomiska intäkten av att ett kg torsk räddas från spökfiske (och därmed finns tillgänglig för annat fiske) vore som sagt att använda den genomsnittliga nettovinsten per kg torsk som en enkel proxy, men här är denna med andra ord negativ. Ett mer korrekt tillvägagångssätt vore

att uppskatta den marginella nettovinsten av det sist fångade kilot torsk, men med tanke på att genomsnittet är negativt torde även vinsten från det sist fångade kilot vara negativt.

I och med att yrkesfisket på torsk i Öresund inte gör ekonomiska vinster kommer inte heller dragningar att bidra till samhällsekonomin genom företagens ekonomiska resultat. För att trots detta ha någon form av samhällsekonomisk intäkt att jämföra med de samhällsekonomiska kostnaderna använder vi, på samma sätt som Brown och Macfadyen (2007), förädlingsvärdet per kg torsk. Förädlingsvärdet är fiskets bidrag till BNP och kan på så sätt fungera som indikator på samhällets nytta av ett kilo fiskad torsk (se Waldo och Lovén, 2019). Förädlingsvärdet per kg var år 2010, 6,33 kr för torskfiske i Öresund och 5,61 kr för torskfiske i övriga Östersjön. Vi använder dessa siffror (siffrorna för 2018 är lägre). Det bör dock understrykas att förädlingsvärdet per kg är en kraftig överskattning av den samhällsekonomiska intäkten av ett räddat kg torsk och att vi dessutom valt siffror från 2010 som är högre än de mer aktuella siffrorna från 2018. Det är dock en bättre skattning än kilopriset på torsk eftersom förädlingsvärdet tar hänsyn till fiskets kostnader (utom de för arbete och kapital) vilket inte priset gör.

I Öresund har även fritidsfiske efter torsk varit relativt vanligt, men till skillnad från yrkesfisket finns ingen statistikinsamling på EU-nivå som möjliggör studier av den samhällsekonomiska lönsamheten. Fritidsfisket i Sverige följs upp med hjälp av en årlig nationell enkät, men resultaten från denna enkät är svåra att använda för att studera lokala fisken (se exempelvis Blomquist et al., 2022, för en diskussion). Carlén et al. (2016, 2019), uppskattar med hjälp av resekostnadsdata från 2013 års fritidsfiskeenkät att konsumentöverskottet per fiskedag då var 135 kr per dag för havs- och kustfiske i Öresund, ungefär samma som för annat fritidsfiske i svenska havs- och kustregioner. Hur stort konsumentöverskottet var i just fritidsfisket på torsk, och hur mycket detta konsumentöverskott påverkades av torsk som i stället spökfångades, går dock inte att uppskatta med utgångspunkt i dessa siffror. I en rapport från Naturvårdsverket om samhällsekonomiska schablonbelopp för miljöförändringar (Kinell et al., 2006) används i stället lokala studier från åren kring sekelskiftet för att uppskatta schablonvärden av förändrat fritidsfiske. Om det högsta värdet för guidat havsfiske (som bygger på en studie i Bohuslän från 1998) används för torskfisket i Öresund, och uppdateras till dagens pris- och inkomstnivåer, skulle det samhällsekonomiska värdet av ett kg torsk som fångas i fritidsfiske vara 31.40 kronor. Detta värde är som vi ser påtagligt högre än något av de värden som vi uppskattar ovan för yrkesfisket.

2.5.2 Samhällsekonomiska kostnader för dragning av garn

Befintliga data bygger på rapporter av dragningsåtgärder som finansierats med hjälp av EU-medel från Europeiska havs- och fiskerifonden (EHFF) samt dess föregångare (Europeiska fiskerifonden, EFF).² Uppgifterna för dragning av garn finns separat för Öresund

² Data kommer från Fiskeriverkets ärenden med diarienummer 231.0152.05, 231-1467-05, 031-1158-06, 031-2689-07, och 031-1487-09.

respektive draggningar som skett i övriga Östersjön. Aktuella områden är bland annat utanför Öland och Bornholm. Kostnaderna redovisas i tabell 5.

Tabell 5. Kostnad (kr) per kilometer uppdraggade garn.

	KOSTNAD (KR)	KM GARN	KOSTNAD/KM	ANTAL PROJEKT
Öresund	3 179 480	74,0	42 995	6
Övriga Östersjön	3 054 000	52,1	58 609	4

Kostnaden per kilometer garn är cirka 43 000 i Öresund och 58 000 kr i övriga Östersjön. Att det finns skillnader kan bero på att områdena är olika stora – Öresund är ett förhållandevis litet område som ligger kustnära vilket förväntas innebära låga kostnader. Öresund har också ett intensivt garnfiske och strömt vatten vilket potentiellt kan innebära fler spökgarn, som därför är lättare att hitta. Samtidigt finns få projekt och stora variationer i kostnad per draggad km i de olika projekten, så en alternativ förklaring är att skillnaderna är slumpmässiga.³ Ett enkelt test där två projekt som haft mycket höga kostnader per kilometer garn utsluts ur datamaterialet ger draggningskostnader på cirka 30 000 kr per kilometer i Öresund och 46 000 kr i övriga Östersjön. Kostnaden per kilometer minskar med andra ord i båda områdena, men skillnaden mellan områdena består.

Givet att de fiskare som medverkar i draggningsinsatser begär en ersättning som speglar deras egna kostnader för att delta så fångar denna ersättning även de flesta samhällsekonomiska kostnaderna av draggningen. I och med att fiskefartyg är befriade från koldioxidskatt på sin bränsleförbrukning innebär dock deras koldioxidutsläpp en samhällsekonomisk kostnad som inte finns internaliserad i de draggningskostnader som redovisas ovan. Denna kostnad måste därför uppskattas separat. Det finns inga specifika beräkningar av bränsleåtgången under draggningsinsatser. Bränsleåtgången antas därför motsvara den genomsnittliga bränsleåtgången för trålare 0–12 meter i den svenska flottan. Antagandet bygger på att draggningen sker med förhållandevis små fartyg (0–12 meter) och att trålning och draggning båda innebär att ett redskaps släpas efter fartyget.

Baserat på statistik från EU:s ekonomiska datainsamling (EU, 2017) var den genomsnittliga bränsleanvändningen för trålare 0–12 meter 466 liter per dag fartyget varit till sjöss. I en draggningsinsats utförd av Österlens fiskareförening (Calamnius och Tschernij, 2020) utfördes draggningar i totalt 928 timmar vilket gav 15,885 kilometer spöknät. Under antagande att draggning sker under 12 timmar per dag (Stahre, 2020) ger detta en total insats av 77,3 dagar (928 timmar / 12). Bränsleåtgången beräknas därför till 36 000 liter totalt (77,3 * 466), vilket motsvarar 2 267 liter per kilometer uppdraggat nät (36 000 / 15,885). Med den normala omräkningsfaktorn 2,66 kg CO₂-ekvivalenter per liter diesel, och med

³ En granskare föreslår att när kostnaderna är låga kan detta bero på kompetens hos de fiskare som anlitas, vilket i så fall innebär att dyrare projekt är dyrare för att fiskare som är mindre vana vid draggningar anlitas. Så länge Havs- och vattenmyndigheten fortsätter följa dagens förfarande när fiskare väljs ut blir effekten i så fall densamma som om skillnaderna berodde på slumpfaktorer.

ASEK-uppskattningen att ett kg CO₂ har en samhällsekonomisk kostnad som kan värderas till 7 kronor, skulle detta innebära en samhällsekonomisk kostnad om ytterligare 42 200 kronor per km draggat nät. Dessa siffror bygger endast på en draggningsinsats och gör ett antal antaganden om bränsleförbrukning och tidsåtgång. Siffran bedöms därför vara behäftad med stor osäkerhet. En granskare anger till exempel att hen ringt en fiskare och att med de siffror som denne angett blir bränsleförbrukningen snarare 96 liter per dygn, vilket skulle ge en lägre samhällsekonomisk kostnad om 8 700 kr per km draggat nät för obeskattade CO₂-utsläpp och en lägre total samhällsekonomisk kostnad. Detta förbättrar i så fall den samlade samhällsekonomiska lönsamheten, och i analysen nedan ingår därför även denna, lägre, kostnad som ett scenario. Den insats av Österlens fiskareförening som beräkningen bygger på har kostnader per kilometer draggat nät som motsvarar genomsnittet för de draggningar som skett i övriga Östersjön.

2.5.3 Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av draggning efter nät

En mycket generös skattning av den samhällsekonomiska intäkten av att rädda ett kg torsk från spöknät är, om vi utnyttjar förändligsvärden som proxy i yrkesfisket (avsnitt 2.4.1), att detta värde är 6,33 respektive 31,40 kr per kg i Öresund (yrkesfiske respektive fritidsfiske) och 5,61 kr per kg i övriga Östersjön (yrkesfiske). Den samlade samhällsekonomiska kostnaden för att dragga ett km nät uppskattas (avsnitt 2.4.2) till 85 206 kr i Öresund och 100 821 kr i övriga Östersjön, där miljökostnaden av koldioxidutsläppen står för ungefär hälften i Öresund och ca 40 % i övriga Östersjön. Med den lägre bränsleanvändning och lägre koldioxidutsläpp som en granskare uppskattar blir den samlade samhällsekonomiska kostnaden per km nät i stället 51 693 kr i Öresund och 67 307 kr i övriga Östersjön, och miljökostnaden av utsläppen står i så fall bara för 17 % respektive 13 % av den samlade kostnaden. Med de mängder torsk som vi uppskattar i avsnitt 2.3 att denna draggning räddar (1057 kg torsk per km nät i Öresund, och 742 kg per km nät i Östersjön) så är den samhällsekonomiska kostnaden per kg räddad torsk cirka 81 kr i Öresund (49 kr om de lägre utsläppssiffrorna används) och cirka 136 kr i övriga Östersjön (91 kr om de lägre siffrorna används).

Detta innebär för yrkesfiskets del att i Öresund är kostnaden per räddat kg torsk mellan 7,7 och 12,7 gånger så stor som nyttan, beroende på hur stor bränsleanvändningen antas vara, och i övriga Östersjön är motsvarande kostnads-/nyttokvoter 24 respektive 16. Även om de uppskattningar som vi gjort i avsnitt 2.4.1 och 2.4.2 är mycket grova, så är resultaten så tydliga att vi kan säga entydigt att draggning efter spöknät är olönsamt ur samhällsekonomisk synvinkel så länge vi bara beaktar effekter på yrkesfisket.

I Öresund, där även fritidsfiskare fångar torsk, är den samhällsekonomiska lönsamheten av draggningsåtgärder bättre om den torsk som räddas då blir tillgänglig för fritidsfiske. Med de högre utsläppssiffrorna blir kostnads-/nyttokvoten cirka 2,6, vilket fortfarande pekar på dålig samhällsekonomisk lönsamhet i draggningen, men med de lägre utsläppssiffrorna blir kostnads-/nyttokvoten bara cirka 1,6. Detta pekar på att draggningsinsatser i Öresund potentiellt skulle kunna närma sig samhällsekonomisk lönsamhet om bränsleått-

gången kan hållas nere och om det i första hand är fritidsfiskare som får förbättrade fiske-möjligheter om torskbestånden förbättras.

3 SPÖKFISKE FRÅN FÖRLORADE BURAR OCH TINOR

3.1 BURARS OCH TINORS FÅNGSTKAPACITET ÖVER TID

Burars och tinors fångsteffektivitet och deras eventuella påverkan på fisk- och skaldjursbestånden är svårare att skatta, då fångsten av fisk och kräftdjur inte nödvändigtvis behöver leda till mortalitet om det finns en möjlighet för djuren att ta sig ut ur redskapet (ex. Parrish, 1992; Adey *et al.*, 2008; Sturdivant and Clark, 2011). Fångst av fisk, och mortalitet hos dessa, skulle också kunna skapa ”självgnande” redskap med följd att dessa fortsätter att fiska effektivt fram till dess att de kollapsar/bryts ned (Arthur *et al.*, 2014; Scheld, Bilkovic and Havens, 2016). Därmed blir också burarnas design avgörande för deras eventuella påverkan på fisk- och skaldjursbestånden efter det att de förlorats (Scheld, Bilkovic and Havens, 2016). Nedan nämns ett flertal olika studier genomförda i olika fiskevatten, med ett vitt spann av olika målarter, och med olika design på fångstredskapen.

3.1.1 Krabbor

Studier på spökfiskande burars/tinors påverkan på krabb-bestånden har främst genomförts i Nordamerika, men se Bullimore *et al.* (2001) för fiske efter krabba utanför Wales. På liknande sätt som för spökfiskande garn så minskade burarnas fångsteffektivitet i krabbfisket över tid, men minskningen skedde generellt sett över ett längre tidsspann och med en högre bibehållen fångsteffektivitet. Stevens *et al.*, (2000) visade på en sju gånger högre fångstkapacitet under det första året jämfört med äldre burar (2+ år) för spökfiskande tanner crab (*Chionoecetes bairdi*) burar (Kodiak, Alaska). Spökfiskande burar i dungeness crab (*Cancer magister*) -fisket visade på ett liknande mönster, där andelen aktivt spökfiskande burar minskade efter fyra år, och där burarnas effektiva fisketid skattades till sju år (Alaska: Maselko, Bishop och Murphy, 2013). Liknande data kommer även från fisket av blue crab (*Callinectes sapidus*) i Chesapeake Bay (USA), där burarna fångade krabbor under hela studieperioden, 14 månader (Giordano *et al.*, 2010) och där burarna bibehöll sin fångstkapacitet under det första året (burarna startade fisket utan bete) (Havens *et al.*, 2008). Vid fisket efter snow crab (*Chionoecetes opilio*) i Saint Lawrence-viken (Kanada) så hade spökfiskande, betade, burar en initial fångst upp till burarnas maximala fångstkapacitet (mättad fångst) följt av en fångstnedgång över vintern, varefter burarna återigen nådde den maximala fångstkapaciteten (saturation) den följande våren, troligen på grund av självgnande burar (Hebert *et al.*, 2001). Fisket efter krabba och hummer utanför Wales visade på ett något annorlunda mönster för spökfiskande burar (pots), där fångsten sjönk från en initialt hög nivå (1,25–0,05 fångst per ansträngning – betade burar) för att sedan bibehållas på en lägre nivå (0–0,05 fångst per ansträngning),

men med en antydning till säsongsvariationer i mängden fångade krabbor (Bullimore *et al.*, 2001). Liknande fångstförändring syntes också i fisket av blue swimmer crabs (*Portunus pelagicus*) i Australien, där fångsten minskade från en initialt hög fångst per ansträngning 1,5–2,5 (betad bur) till 0–0,2 (utan bete) (Campbell och Sumpton, 2009).

Som tidigare nämnts styrs burarnas påverkan på bestånden dock inte enbart av hur länge och hur effektivt burarna fortsätter fiska, utan beror också på i vilken grad fångsten leder till mortalitet (kan fångsten ta sig ut?). Burarnas dödlighet och djurens flyktkapacitet från burarna varierar stort mellan studierna, med en dödlighet på 5 – 25 % och en flyktkapacitet på 1 – 27 %, beroende på burtyp i det Australiensiska *P. pelagicus*-fisket (Campbell och Sumpton, 2009); burarna i blue crab fisket i Chesapeake Bay uppskattades till att ha en relativt hög flyktkapacitet, där 45 % (Guillory, 1993) och 85 % av krabborna lämnade burens (Sturdivant och Clark, 2011). För burar i snow crab (*C. opilio*)-fisket dog 94 % av fångsten, sett över ett års tid (Hebert *et al.*, 2001) och slutligen rapporterades 100 % dödlighet för krabbtaska och hummer i Wales (Bullimore *et al.*, 2001). Det finns alltså en mycket stor variation i både fångstmönster och mortalitet mellan de olika fiskena, troligen beroende på skillnader i fångstredskapens design samt vilken art som fångas.

3.1.2 Hummer

Studier som inriktat sig på spökfiskande redskap i hummerfiske är relativt få och det finns, så vitt vi vet, ingen studie som specifikt har studerat fångst och mortalitetseffekter för spökfiskande tinor i det europeiska hummerfisket (men för blandfångster se Bullimore *et al.*, 2001). Burar (plastburar) i det hawaiiiska hummerfisket (*Panurus marginatus*, *Scyllarides squammosus*) hade en hög flyktkapacitet där 50 % av humrarna lämnade burarna inom de första 48 timmarna, 90 % inom de första 16 dyggen, och samtliga humrar hade lämnat burarna inom 30 dagar (Parrish, 1992). Mortaliteten hos humrarna var också låg (inte signifikant skild från 0 i fältstudien) (Parrish, 1992). Butler och Matthews (2015) följde tre olika burmodellers (rektangulära träburar) fångstkapacitet över en treårsperiod (1071 dagar) i Florida Keys. Burarnas effektiva fisketid skattades till mellan 480–780 dagar, och mellan 3,0–6,8 humrar antogs dö per bur och år, beroende på fiskelokal. Tid i burens/tinans tills hummern tar sig ut är avgörande, då tidsspannet påverkar mortalitetsrisken i burens. En längre tid i fångenskap leder också till sämre kondition/näringsstatus och en ökad risk för skalsjukdomar, vilket skulle kunna påverka humrarnas framtida mortalitetsrisk och dess fitness efter att de tagit sig ut (Butler, Gutzler och Matthews, 2018). Värt att notera är att burarnas design i studierna ovan (Butler och Matthews, 2015; Parrish, 1992) skiljer sig markant från de burar/tinor som används i det svenska hummerfisket, vilket gör att det kan vara svårt att applicera resultaten ovan till det svenska hummerfisket.

3.1.3 Havskräfta

Den enda studie som vi kunnat identifiera som har undersökt effekten av förlorade burar i fisket efter havskräftor (*Nephrops norvegicus*) genomfördes i Skottland (Adey *et al.*, 2008). De fann att burarna hade en mycket låg fångstnivå efter att den initiala betningen tagit slut och sammanfattade resultaten som att burarna slutade fiska efter att betet tog

slut (Adey *et al.*, 2008). Den drastiskt minskade fångsten antogs bero på att andra bifångster relativt lätt kunde ta sig ut ur tinorna och på så sätt förhindra självagnande tinor (Adey *et al.*, 2008). De fångade havskräftorna hade en dödlighet på 7 %, och en lång uppehållstid (medelvärde 111,7 dagar) i burarna efter fångst, men där en stor andel av havskräftorna ändå tog sig ut till slut (Adey *et al.*, 2008).

3.2 SKATTNING AV FÖRLORADE BURARS/TINORS PÅVERKAN PÅ SKALDJURSBESTÄNDEN

Skattningen av förlorade burars/tinors påverkan på skaldjursbestånden är mer komplicerad än för nätfisket, då fångade djur oftast har en möjlighet att lämna buren. Det gör att det är svårt att dra några långtgående slutsatser utifrån fångstmängderna som fås ifrån upptagna spökfiskande burar/tinor, då fångsten inte nödvändigtvis behöver leda till mortalitet (ex. Adey *et al.*, 2008; Parrish, 1992; Sturdivant and Clark, 2011). Här väljer vi då i stället att utgå ifrån fångst och mortalitetsresultaten för spökfiskande tinor från de två studier som genomförts i Europa i ett fiske liknande det som sker i Sverige, en vid fiske efter havskräfta (Skottland Adey *et al.*, 2008) och en vid blandfiske efter hummer och krabbtaska samt andra krabbarter (Bullimore *et al.*, 2001). Studierna skiljer sig åt i flyktbarhet, dödlighet och fisketid, vilket gör att de två studierna kan tänkas täcka ett spann av olika burars påverkan på skaldjursbestånden.

Baserat på de här två studierna så redovisar vi tre olika scenarier där burarnas/tinornas olika fångstmönster täcks in och beroende på om burarna använder spöktråd (dvs en nedbrytbar tråd, vilket gör att tinan/burens lucka öppnas efter att tråden bryts ned och redskapens fiskekapacitet minskar/avslutas) eller ej. Tyvärr så saknas det information över antalet burar som förloras årligen i Sverige vid fisket efter hummer och havskräfta, därmed så undersöker vi bara de generella effekterna av att en bur har förlorats, samt hur kostnadseffektiv dragningen efter tinor/burar är.

I scenario 1 så antar vi att burarna/tinorna slutar fiska efter den initiala fiskeperioden med betning, och där burarna har en genomsnittlig dödlighet på 0,04 havskräftor per bur över dess fisketid, enligt (Adey *et al.*, 2008). I scenario 2 saknar burarna/tinorna ”spöktråd” och fiskar effektivt fram tills dess att de kollapsar, fångst och mortalitetstal enligt Bullimore *et al.* (2001), där burarna fångade 14,19 skaldjur per bur och år i tre år, totalt 42,57 skaldjur, med 100 % dödlighet för hummer och krabbtaska. För våra beräkningar antar vi 100 % dödlighet för samtliga skaldjur och att burarna fiskar med bibehållen fångstförmåga i tre år. Scenario 3 innebär att burarna fiskar effektivt fram till dess att ”spöktråden” löses upp efter sex 6 månader (Arthur *et al.*, 2014). Därefter slutar buren att fiska, och fångst- och mortalitetstal blir 7,10 per bur som i Bullimore *et al.* (2001). För att summera: en förlorad burs påverkan skattades till att vara mellan 0,04–42,57 förlorade skaldjur beroende på studie, och en effektiv spöktråd (6 mån fisketid) skattades till att minska fiskets påverkan från 42,57 förlorade skaldjur till 7,10 i scenariot med hög fångstkapacitet och mortalitet.

De tre scenarierna bör främst ses som en preliminär och mycket grov skattning av spökfiskande burar/tinors påverkan i Sverige beroende på redskap/fiske, då fångst och mortalitetsdata kommer från fiskeområden med en något annorlunda artsammansättning och utformning på redskapen än de som finns i det svenska fisket. Spökträdens effektivitet för att minska burarnas fångstkapacitet i svenska vatten är också något som behöver utredas vidare, då dess effekt styrs av hur väl burarna öppnar upp sig efter att tråden brutits ned.

3.3 SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS AV DRAGNING EFTER BURAR OCH TINOR I VÄSTERHAVET

3.3.1 Samhällsekonomiska intäkter från fisket efter havskräfta

Data för ekonomin i svenskt fiske efter havskräfta kommer från EU:s ekonomiska datainsamling (EU, 2017). I urvalet ingår endast fartyg som fiskat in minst två prisbasbelopp (totalt ca 90 000 SEK) per år för att undvika att mindre aktiva fartyg (t.ex. sådana som drivs av pensionerade fiskare) ingår i analysen. Både trålare och burfartyg ingår. De fartyg som ingår är definierade som "kräftfartyg" enligt Havs- och vattenmyndighetens definition att minst 50 % av fångstvärdet kommer från havskräfta. Detta innebär att inte alla fångster ingår eftersom även andra fartyg kan fånga kräfta i mindre omfattning.

I tabell 6 redovisas fyra indikatorer för att beskriva ekonomin; fångstvärde, fångad vikt, förädlingsvärde, nettoresultat, samt antalet fartyg. Alla indikatorer gäller för fisket efter havskräfta specifikt. För förädlingsvärde och nettoresultat har detta beräknats som totala värden multiplicerat med andelen av intäkterna som kommer från kräftfisket. Tabellen visar år 2010 och 2018, vilket är kompatibelt med de år spökfångsterna beräknats för med undantag av 2002 för vilket en jämförbar uppdelning av data inte varit möjlig.

Tabell 6. Ekonomiska indikatorer för svenskt fiske efter havskräfta.

	2010	2018
Havskräfta, kr	99 882 718	168 619 502
Havskräfta, kg	1 029 492	1 666 532
Förädlingsvärde, kr	50 566 585	85 335 136
Nettovinst, kr	-5 769 792	8 873 393
Antal fartyg	151	147

Till skillnad från torskfisket så är kräftfisket, åtminstone periodvis, samhällsekonomiskt lönsamt. 2018 var nettovinsten per kg havskräfta 5,32 kr. Här kompliceras bilden å andra sidan av att fisket normalt inte utnyttjar sina kvoter fullt ut. Detta tyder på att även om den genomsnittliga nettovinsten per kg är positiv så sjunker lönsamheten så pass snabbt med stigande fiskeansträngning att nettovinsten för det sist fångade kilot är påtagligt lägre.

3.3.2 Samhällsekonomiska kostnader för dragning av burar och tinor

Data för kostnaden att dragga efter hummertinor och kräftburar kommer från ett draggningsprojekt organiserat av Tanums kommun under 2019 (Havs- och vattenmyndigheten, 2020). Projektet hade en budget på 995 276 kr och draggade under projektperioden upp 371 hummertinor och 119 kräftburar (samt en mindre mängd ryssjor och nät). Detta ger en kostnad på cirka 2 000 kr per tina/bur ($995\,276\text{ kr} / 490$). På samma sätt som för dragning efter nät borde en samhällsekonomisk kostnad för obeskattade koldioxidutsläpp läggas till detta, men denna kostnad är svårare att uppskatta för dragning efter tinor och burar. Att denna kostnad utelämnas här innebär med andra ord en underskattning av den samlade samhällsekonomiska kostnaden av draggningsinsatserna.

3.3.3 Samhällsekonomisk lönsamhet av dragning efter burar och tinor

Till skillnad från vad som var fallet för torskfisket finns det som vi såg i avsnitt 3.3.1 en underliggande samhällsekonomisk lönsamhet i kräftfisket (liksom för hummerfisket) så att det faktiskt kan finnas samhällsekonomiska intäkter av att kräftor och humrar räddas från spökfiske. I och med att det inte finns data på hur gamla de burar och tinor som draggas är så är det dock svårt att beräkna den samhällsekonomiska intäkten per draggad bur/tina, eftersom vi inte vet hur många kräftor/humrar som räddas av dragningen i fråga. Vad vi däremot kan göra är att skatta värdet av att en nyligen tappad bur/tina fångas. I vårt scenario 2, det mest pessimistiska scenariot vad gäller den dödlighet som en tappad bur/tina orsakar, dödas 42,57 djur av den tappade buren/tinan. Med en genomsnittlig vikt på 100 g per djur ger detta att buren sammanlagt dödar 4,257 kg kräfta (eller hummer). Om vi använder den genomsnittliga nettovinsten per kg från avsnitt 3.3.1 innebär detta att sammanlagt 22,66 kr i nettovinsten går förlorade som följd av den tappade buren/tinan. Om vi, på samma sätt som för torskfisket, överskattar den samhällsekonomiska intäkten per kg genom att använda förädlingsvärdet i stället för nettovinsten, får vi ett värde på 51 kr per kg kräfta och får att sammanlagt 218 kr går förlorade som följd av en tappad bur/tina. Med tanke på att resultaten i avsnitt 2.3.2 ger att en bur/tina i genomsnitt kostar cirka 2 000 kr att ta upp innebär detta att en bur/tina är olönsam att dragga upp även om dragningen sker kort efter det att den tappats om vi enbart beaktar effekter på yrkesfisket.

4 DISKUSSION

Våra beräkningar tyder på att spöknätens fångst av torsk var relativt hög i relation till det kommersiella fiskets uttag från samma bestånd. Spökfiskets uttag skattades till att vara 3–6 % av det kommersiella fiskets fångster i Östersjön, och 20–22 % av det kommersiella fiskets fångster i Öresund. Den stora andelen spökfångster i Öresund jämfört med Östersjön beror på att fisket i Öresund främst bedrevs med garn, medan fisket i Östersjön främst bedrevs med trålning och en mindre andel garn. Resultaten baseras på en generell

skattning där nätförluster var 0,1 % av den totala nätlängden (km nät) som användes i fisket per år (MacMullen, 2002), och applicerades lika för Öresund och Östersjön. De två fiskeområdena bör då främst ses som två olika scenarier, där en ökad nätanvändning riskerar att leda till en ökad mängd spökfiskande nät, och därmed en större förlust av fisk till spökfiskande garn. Det bör dock i dessa sammanhang redan nu poängteras att skattningarna omfattar en stor osäkerhet, då den relativa fångstkapaciteten (%) som använts i våra beräkningar baseras på en enskild studie från Östersjön (Tschernij och Larsson, 2003), och den studien har en *betydligt högre* relativ fångstkapacitet än övriga studier som redovisats ovan. Man bör också ha i åtanke att nätens totala påverkan i hög utsträckning styrs av mängden nät som förloras, och här saknas det detaljerade uppgifter om mängden nät som förloras i det nutida fisket.

De skattade förlusterna av fisk till spökfiskande nät är höga i jämförelse med majoriteten av internationella studier. Spökfiskets uttag av marulk i fisket utanför norra Spanien (Kantabriska havet) skattades till att vara 1,46 % av det kommersiella fiskets landningar (Sancho *et al.*, 2003). För kummelfisket utanför Algarve var de spökfiskande nätens fångstmängd 0,5 % av det kommersiella fiskets landningar. För grimgarnsfisket i Turkiet skattade man dödligheten i spökfiskande garn till att vara 0,55 % av det kommersiella fiskets fångst (Ozyurt, Buyukdeveci and Kiyaga, 2017). Liknande mönster gäller även för fisket i Storbritannien, där de menade att spökfiskets landningar står för en marginell/obetydlig del av fiskmortaliteten (Revill and Dunlin, 2003). De här resultaten kan kopplas till litteratursammanställningen ovan, där förlorade fiskegarn generellt sett hade en snabb nedgång i sin fiskekapacitet, och sällan hade en längre fiskekapacitet än ett år. Den snabbt minskande fångstkapaciteten kopplades till minskad näthöjd (Erzini *et al.*, 1997; Kaiser *et al.*, 1996; Queirolo and Gaete, 2014) och en snabb påväxt/koloniseringstakt av näten (Erzini *et al.*, 1997; Santos *et al.*, 2003). Undantag från resultaten ovan antas fås från djuphavsfisket (Humborstad *et al.*, 2003) där det dock saknas långtidsstudier, samt från torskfisket i Östersjön (Tschernij and Larsson, 2003; MacMullen, 2002) som vår skattning baserats på (Brown and Macfadyen, 2007). För Östersjöns torskbestånd uppskattade en tidigare modell, som inkluderade trålningens upptag av spökfiskande nät, att spökfiskets fångst uppgick till mellan 0,01 % och 3,2 % av det kommersiella fiskets fångst under studieperioden (MacMullen, 2002; Brown and Macfadyen, 2007). De relativt få studier som indikerar att spökfiskande garn har en längre fisketid, och därmed en större påverkan, bygger på draggningsinsatser eller på undervattensobservationer (Carr and Cooper, 1987; Gilardi *et al.*, 2010; Hardesty, Good and Wilcox, 2015), där äldre nät observerats med en relativt låg men fortsatt fångstkapacitet. Liknande mönster noterades, om än med betydligt lägre fångstnivåer, även i vår draggningsdata där vi hade låga fångster (<1 % fångstkapacitet), men inte genomgående nollresultat för äldre nät. Möjligen kan draggningsbias/observationsbias och skillnader i nätlängder förklara något av skillnaderna mellan studierna. Det är troligen mer sannolikt att man hittar, och att fisken lättare fastnar i, nät som sticker upp från bottenbotten, och de kortare nätlängder som används vid experiment kan möjligen leda till att näten har något lättare att rulla ihop sig och därmed fiskar något sämre (Tschernij and Larsson, 2003). Generellt sett har dock förlorade fiskenät en

kort tidsperiod där näten fiskar effektivt och nätens påverkan ser i majoriteten av fallen ut att vara försumbar eller med en mindre påverkan.

Resultaten från vår studie baseras på fångstmodellen från (Tschernij and Larsson, 2003), där estimaten för spöknätets fångstkapacitet enligt författarna troligen är något höga då det kommersiella fisket inte rapporterade torsk under 35 cm medan all torsk räknades från experimentnäten (Tschernij and Larsson, 2003). Därmed bör man också se våra rapporterade resultat som en trolig övre gräns för spöknätens fångstkapacitet i Östersjön. Men, här bör man också ha i åtanke att spökfiskets påverkan i stor utsträckning styrs av mängden nät som förloras inom fisket, vilket syns i skattningen baserat på MacMullen, 2002 (0,1 % nät förloras) och ghostguards information (300 meter förlorade nät, - ingen reell påverkan), och i jämförelsen mellan Östersjön och Öresund. Resultaten från Öresund visar på att områden med ett högt nätfisketryck också riskerar att få en betydande påverkan på dess fiskbestånd via spökfiskets uttag. Nätens fångstsammansättning skiftar också över tid, där äldre nät fångar en större andel små individer (Tschernij and Larsson, 2003) och bottenlevande arter (Ayaz *et al.*, 2006; Santos, Gaspar and Monteiro, 2009; Queirolo and Gaete, 2014). Lokalt höga nätfiskenivåer (exempelvis på vrak eller grundområden) skulle på så sätt kunna drabba lokala populationer, stationära arter, eller bottenlevande arter särskilt hårt. Följaktligen bör också draggningsinsatser främst riktas mot områden med historiskt höga nivåer av nätfiske.

Draggningarnas effektivitet för att reducera spökfiskande garns fångster och eventuell negativ påverkan på fiskbestånden ser dock ut att vara relativt begränsad, sett till ett förlorat näts totala uttag från fiskbestånden över dess fisketid. De förlorade nätens största påverkan sker inom det första året (47 % av spökfiskets totala fångst), och den stora majoriteten (88,4 %) av fångsten sker inom de fem första åren, för torsk i Östersjön. Tittar man på de internationella studierna ovan (undantaget djuphavsfisket) så sker all fångst inom det första, eller de två första, åren efter det att näten förlorats. För draggningsinsatserna i Öresund, där det fanns ett aktivt och stabilt nätfiske, så var den stora majoriteten av de upptagna näten äldre än fem år, och samtliga nät hade en relativt låg fångstkapacitet vilket tyder på att få, eller inga, nät var i fasen där näten hade en hög fångstkapacitet. Det tyder på att draggningsinsatserna generellt sett inte förhindrade nätens största påverkan på fiskbestånden (de första åren), utan främst förhindrade eventuella långtidseffekter. I vår skattning var fångsten hos äldre nät (5–20 år) låg (<1 % fångstkapacitet), men inte noll, vilket tyder på att äldre nät också bidrar till ett visst uttag från fiskbestånden sett över ett längre tidsperspektiv. Här finns det dock begränsat med information om äldre näts fiskekapacitet och fiskelivstid i svenska vatten (skattat till att vara betydligt kortare i internationella studier), och det skulle behövas mer detaljerad och systematiskt insamlad information från draggningsinsatserna över hur äldre näts fiskekapacitet fortsätter att utvecklas (även när fångsterna är oerhört låga). Informationsinsamlingen skulle också gynnas av ett gemensamt nationellt och internationellt system, så att man kan jämföra hur olika biologiska och abiotiska förhållanden påverkar spöknätens fångstkapacitet sett över ett längre

tidsperspektiv (Gilman, 2015). Som för (Brown and Macfadyen, 2007) så pekar våra resultat mot att det troligen är mer effektivt med förebyggande åtgärder där man siktar på att reducera mängden förlorade nät, då draggningsinsatserna oftast påträffar näten i tidsspannet efter det att näten har haft sin största påverkan. Här tar vi dock inte i beaktande hur eventuella habitatförändringar eller bidrag till mikroplaster (Gilman *et al.*, 2021; Andrad, 2011) från äldre nät kan påverka framtida artsamhällen och fiskbestånd. Inte heller tar en sådan argumentation i beaktning att spöknätens uttag potentiellt kan ha en oproportionerligt stor negativa konsekvens för ytterst svaga bestånd, vilket kan tänkas vara aktuellt för Östersjöns svaga och samtidigt unikt anpassade bestånd av torsk (Berg *et al.*, 2015). Detta talar för fortsatta draggningsinsatser, där även riktade draggningsinsatser i närtid efter att ett nät förlorats skulle kunna vara ett effektivt sätt att minska effekterna av de förlorade näten.

För förlorade tinor och burar så finns det en tydlig risk för att de skulle kunna påverka både skaldjursbestånden och de lokala fiskenas ekonomi, men graden av påverkan styrs av mängden förlorade redskap samt redskapens utformning vilket påverkar deras dödlighet (Scheld, Bilkovic and Havens, 2016). Tyvärr så finns det ytterst få studier som undersökt spökfiskande burars påverkan på bestånden av hummer, krabbtaska, och havskräfta i Europa, vilket gör att vi får titta på det nordamerikanska fisket för att få en generell överblick, och något att relatera våra resultat till. Här skattades spökfiskets uttag av dungeness crab (*Cancer magister*) i Nordamerika till att vara 4,5 % (2,6-6,4 C.I.) av den kommersiella fångstens storlek i Washington State (Antonelis *et al.*, 2011), 2,23 % av det kommersiella fiskets uttag i Alaska (Maselko, Bishop and Murphy, 2013), och 7 % av det kommersiella fiskets uttag i British Columbia (Breen, 1987). Betydligt högre siffror kommer från red king crab fisket i Alaska, där man skattade att mellan 16–37 % av de större individerna (> 60 mm) i populationen dog i spökfiskande redskap per år (Long, Cummiskey and Munk, 2014). För det välstuderade blue crab (*Callinectes sapidus*) -fisket finns det, såvitt vi vet, inga direkta skattningar på spökfiskets uttag relativt till det kommersiella fisket eller till populationsstorleken, men resultaten tyder på att en stor andel burar (30 %) förloras i fisket (Havens *et al.*, 2008) och att dessa fiskar relativt effektivt (se ovan). För havskräftfisket i Europa var dock resultatet det motsatta från resultaten från Nordamerika. Här var burarnas fångster oerhört låga efter det att betet tog slut, med ett antagande om en låg påverkan från spökfiskande burar i fisket efter havskräfta (Adey *et al.*, 2008). Tyvärr saknar även det svenska fisket detaljerad information om hur många burar/tinor som förloras årligen i fisket efter hummer och havskräfta, vilket gör att det inte går att skatta fiskets uttag från bestånden via burförluster/spökfiske. Samtidigt saknas det även information om hur effektivt förlorade burar/tinor fiskar i svenska vatten efter det att de förlorats. Här finns det en tydlig kunskapslucka, vilket gör att våra skattningar och rekommendationer baseras på havskräftfisket i Skottland (ingen påverkan), eller baserat på blandfisket efter krabba utanför Wales (hög mortalitet med risk för påverkan åtminstone på lokal nivå). Då vissa burar/tinor kan fiska effektivt över flera år, skulle en så kallad ”spöktråd” kunna vara ett enkelt sätt för att markant minska burarnas fisketid. Men även här saknas det detaljerad information om spöktrådens effektivitet för att öka djurens flyktkapacitet

(öppnar sig buren så som det är tänkt?). Man bör dock även ha i åtanke att en längre tid i fångenskap kan försämra individernas kondition, vilket troligen kan påverka deras framtida överlevnad och reproduktion (Butler, Gutzler and Matthews, 2018). För framtida draggningsinsatser skulle det vara intressant att systematiskt följa upp andelen burar/tinor som har/har haft en ”spöktråd” och hur effektivt det har fungerat för att låta djuren ta sig ut ur burarna.

Ekonomi

Det finns studier i Nordamerika som indikerar att draggningsinsatser efter spökfiskande burar kan vara samhällsekonomiskt lönsamma (Sullivan *et al.*, 2019; Arthur *et al.*, 2020; Scheld, Bilkovic and Havens, 2016; men se Antonelis *et al.*, 2011), men dessa studier har i regel haft bristfälliga underlag för sina ekonomiska analyser. Sullivan *et al.* (2019) räknar projektutgifter för draggning som en intäkt till fisket snarare än som en samhällsekonomisk kostnad, medan Arthur *et al.* (2020) och Scheld *et al.* (2016) bortser helt från både fiskekostnader och draggningskostnader och därmed bara räknar intäkter. För Nordamerikas blue crab-fiske, skattades ett upptag av 34,408 förlorade burar till att leda till en 27 % ökning i det kommersiella fiskets fångstmängd till ett landningsvärde av 21,3 miljoner US \$ (Scheld, Bilkovic and Havens, 2016), men i och med att detta landningsvärde inte relaterades till vare sig fiskekostnader eller kostnader för upptag är det svårt att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten i detta. För dungeness crab-fisket, där (Antonelis *et al.*, 2011) skattade både samhällsekonomiska intäkter och kostnader, var nettovärdet av ”räddade” krabbor/framtida fångster per upptagen bur (\$36.96 - \$61.04) något lägre än kostnaden för draggningsinsatsen per bur (\$92.66–\$193.00), alltså en nettoförlust. Studien rekommenderar främst draggningsinsatser i områden med ett stort antal förlorade redskap och där den ekologiska påverkan kan vara stor (Antonelis *et al.*, 2011).

Den samhällsekonomiska analysen visar att det med nuvarande draggningsmetoder och vinster i yrkesfisket inte går att motivera draggningsinsatser baserat på enbart samhällsekonomiska värden från yrkesfisket. Detta gäller både för garndragningar i Östersjön inklusive Öresund och för burar efter havskräfta. Resultaten har två huvudorsaker. Den första är att yrkesfiskets ekonomiska vinster är små vilket gör att det samhällsekonomiska bidraget av ökat fiske är litet. Den andra är att den samhällsekonomiska kostnaden per draggat nät och tina är mycket hög – cirka 50 000 – 100 000 kr per kilometer nät (beroende på plats och bränsleåtgång) och över 2 000 kr per draggad kräftbur. Beräkningarna gäller under historiskt observerade vinster och kostnader och kan naturligtvis ändras genom exempelvis effektivare draggning. Genom att lokalisera hot-spots för tappade nät, metoder för att hitta nyare nät direkt efter draggning etcetera, kan kostnaden per spökfångad fisk minska i framtiden. Låga (negativa) vinster i fisket är vanligt i det kustnära fisket (t.ex. Öresund), men med förbättrad fiskeriförvaltning finns möjligheter att öka de ekonomiska vinsterna och därmed också den ekonomiska avkastningen på att minska spökfisket.

I fritidsfisket är de samhällsekonomiska intäkterna per fångad fisk ofta större. Ett exem-

pel kan vara Öresund där fritidsfisket efter torsk är omfattande (Lovén m fl., 2017; Angantyr och Holm-Hansen, 2018). Det finns visserligen inga aktuella analyser av det samhällsekonomiska värdet av detta fritidsfiske, men genom att utnyttja äldre studier kan vi ändå grovt uppskatta att kostnaderna för räddad torsk kanske bara är cirka 1,6–2,6 gånger så stora som intäkterna om torsken i fråga sedan kan fångas av fritidsfiskare. Mer kostnadseffektiv draggning skulle därmed eventuellt kunna bli samhällsekonomiskt försvarbar om den räddar fisk som då kan fångas av fritidsfiskare. Det vore dock önskvärt med mer aktuella studier av det samhällsekonomiska värdet av detta fritidsfiske. Möjligheterna till en mer kostnadseffektiv draggning vore intressanta att studera vidare – exempelvis betydelsen av att draggning bedrivs av fiskare med god lokalkännedom eller fiskare som har erfarenhet av tidigare draggningsinsatser. En analys av vad som gör en draggningsinsats effektiv kan exempelvis ligga som underlag för Jordbruksverkets bedömningar av hur EU-medel inom EHFVF för draggning kan användas.

I den samhällsekonomiska analysen ingår inte den skada förlorade redskap gör när den bryts ner till plastfragment mikroplaster i havet. Marint plastskräp är ett välkänt och stort problem (se exempelvis Jambeck et al., 2015, Niaounakis, 2017, Beaumont et al., 2019, eller Carney Almroth och Eggert, 2019). Draggning minskar de svenska spökrederens bidrag till detta problem, även om detta givetvis måste jämföras med samhällsekonomiska kostnader och intäkter av andra tänkbara åtgärder för att minska spökfiskets bidrag till marint plastskräp och av åtgärder för att minska bidragen från andra källor (Abbott och Sumaila, 2019).

En annan nytta av draggning som inte tagits upp i den samhällsekonomiska analysen är existensvärdet av hållbara marina miljöer. Existensvärdet är människors värdering av att veta att det finns en resurs även om man inte aktivt använder den eller kommer i kontakt med den (Björk et al., 2020). Ett vanligt exempel är utrotningshotade arter där många finner ett värde i att det finns exempelvis blåvalar även om man aldrig kommer att se en själv. I en situation med mycket låga torskbestånd i både Östersjön och Öresund är existensvärdet av ett hållbart torskbestånd hotat och draggningsinsatser för att minska spökfisket kan potentiellt ha en viktig inverkan på artens återhämtning. I Öresund står spökfisket för en stor andel av fångsterna och att dragga efter förlorade garn kan potentiellt vara värdefullt även om det inte går att motivera utifrån yrkesfiskets ekonomiska resultat.

I kostnaden för draggning av förlorade fiskenät ingår kostnader för fartyg och arbetstid. Ur samhällsekonomisk synvinkel är detta en kostnad på grund av att fiskaren annars hade fiskat och på så sätt bidragit till samhällsekonomin om hen inte ägnat tid och resurser åt att dragga nät. Sedan 2020 har riktat torskfiske varit förbjudet i Östersjön (EU, 2019) och sedan 2022 i Öresund (EU, 2021) och det är därför tveksamt i vilken utsträckning yrkesfisket har möjlighet att bedriva fiske över huvud taget. Det skulle därför gå att argumentera att fisket under denna typ av omständigheter inte kan hitta alternativa fiskemöjligheter eller arbeten i andra sektorer skulle de kunna dragga efter spökgarn i väntan på att fisket öppnar igen. På kort sikt kan detta ses som en investering i framtida fiske och ex-

istensvärde för torsken som art genom miljöförbättrande draggningsåtgärder. Den samhällsekonomiska kostnaden för dragningen innefattar i så fall inte kostnader för arbetskraft och fartyg, eftersom dessa ändå inte skulle kommit till annan användning, och den samhällsekonomiska kostnaden skulle då bara bestå av övriga rörliga kostnader för exempelvis bränsle och andra insatsvaror. Baksidan av resonemanget är att fiskare som kanske annars hade slutat fisket och börjat arbeta i andra sektorer fortsätter att fiska trots att det vore samhällsekonomiskt lönsamt om de slutade.

Oavsett fiskeredskap så bör man dock försöka skilja de förlorade redskapens direkta påverkan på fisk- och skaldjursbestånden (dödlighet från fångst), från deras indirekta påverkan via habitatförändringar och bidrag till marint skräp (mikroplaster) (Andrady, 2011; Gilman *et al.*, 2021). Detsamma gäller även de åtgärder som kan tänkas sättas in för att minska redskapens påverkan, då åtgärdernas effektivitet kommer att vara redskapsspecifika och beroende på åtgärdens syfte. Draggningsinsatser efter förlorade fiskenät har, till exempel, troligtvis en liten effekt på spökfiskets totala uttag från fiskbestånden då dragning och upptag oftast sker efter den period då nätet har störst påverkan, medan draggningsinsatserna kan antas få en substantiell påverkan på mängden marint skräp inom ett visst område. Den mest effektiva åtgärden för att minska spökfiskets direkta påverkan på fiskbestånden fås genom förebyggande åtgärder riktade mot att minska mängden redskap som förloras (Suuronen *et al.*, 2012) samt genom att reducera redskapens fångstkapacitet via till exempel ”spökråd” vid burfiske (Antonelis *et al.*, 2011) och nedbrytningsbara nät (Kim *et al.*, 2016), eller via ökade incitament till riktade draggningsinsatser i närtid efter det att redskapen förlorats (Brown and Macfadyen, 2007; Suuronen *et al.*, 2012).

3 SLUTSATSER

Det finns i dagsläget mycket begränsad information om förlorade redskap och dess effekter i svenska vatten. De flesta studier är gjorda i andra havsområden och på andra arter än vad som fiskas i svenskt yrkesfiske. Framför allt för Östersjön, som med sin låga salthalt skiljer sig från de flesta hav, kan det vara problematiskt att överföra resultaten från internationella studier till svenska förhållanden. Det finns också mycket begränsade uppgifter kring hur mycket redskap som faktiskt förloras i dagens fiske. Vår skattning tyder på att spökfiskets årliga uttag av torsk utgör 3–6 % av det kommersiella fiskets fångster i Östersjön, medan det i Öresund utgör 20–22 % av det kommersiella fiskets fångster. Dessa skattade uttag är, i en internationell jämförelse, höga vilket delvis kan förklaras av skillnader i metodik (se ovan varför skattningarna troligen är något höga) och resultaten utgör sannolikt ett estimat på spöknätens övre gräns för dess fångstuttag. Att det skattade uttaget är högt kan också förklaras av att graden av påväxt och mekanisk nötning på näten beror på fiskedjup och skiljer sig mellan hav, brackvatten, sötvattensområden med en ökad

mängd påväxt i marina och grundare områden vilket leder till en kortare fisketid. Litteratursammanställningen visade på att förlorade fiskenät i grunda (<100 m) marina miljöer tappar sin fiskekapacitet relativt fort, att de har en kort fiskelivstid (1 - 2 år), och en låg påverkan på fiskbestånden relativt sett till det kommersiella fisket. Men våra resultat tyder också på att områden med ett intensivt nätfiske riskerar att få ett betydande uttag från spökfiskande nät, då mängden nät som kan förloras i fisket blir betydligt högre. Tyvärr går det inte att göra motsvarande beräkningar för fisket efter skaldjur i Västerhavet, då det saknas detaljerad information om mängden burar/tinor som förloras i respektive fiske. Här behövs det ytterligare studier för att dels undersöka omfattningen av mängden tinor/burar som förloras i det svenska fisket, djurens flyktkapacitet i de burar som används och hur effektiv en ”spöktråd” är för att möjliggöra att djuren kan ta sig ut.

En intressant slutsats från analysen är att det inte är samhällsekonomiskt lönsamt att med nuvarande metodik dragga efter förlorade fiskeredskap. Den samhällsekonomiska bedömningen innehåller två delar; nyttan med att dragga upp redskap och kostnaden för draggningsinsatserna. Nyttan baseras i analysen på yrkesfiskets potentiella vinster av att fiska de kvantiteter som nu i stället fastnar i de förlorade redskapen. Eftersom yrkesfiskets bidrag till samhällsekonomin genom sina vinster är små är vinsterna med draggning också små när hänsyn enbart tas till yrkesfisket. I analysen ingår emellertid inte samhällsekonomiska värden av draggning i form av effekter på mikroplaster och existensvärden av att bevara hållbara torskbestånd, då kunskapsläget om dessa värden är för begränsat.

En beräkning av kostnaderna för draggning visar att dessa är höga per uppfiskat redskap, lågt räknat 30–50 tkr per kilometer nät (se avsnitt 2.5.2). De flesta nät som draggas upp är dessutom gamla vilket innebär att de i stor utsträckning redan har slutat fiska. Nätens fångstförmåga avtar snabbt på grund av att de snor ihop sig och får påväxt och redan ett par år gamla nät har kraftigt nedsatt fiskeförmåga. Vad gäller burar och tinor är analysen svårare eftersom studier visar att skaldjur i många fall hittar ut ur redskapen och dödligheten därför kan vara låg även om redskapet ligger kvar och fiska under lång tid, men de beräkningar som gjorts visar att inte heller draggning efter burar och tinor är samhällsekonomiskt lönsamt. Detta visar på vikten av att snabbt hitta förlorade nät – eller ännu bättre vidta åtgärder som gör att de aldrig förloras. Om det finns möjlighet att utveckla lösningar för färre tappade nät kan detta potentiellt ge större nytta för samhället än att dragga upp gamla som redan legat i vattnet under lång tid.

REFERENSER

- Abbott, J. K. och Sumaila, U. R. (2019), 'Reducing marine plastic pollution: Policy insights from economics', *Review of Environmental Economics and Policy*, 13 (2), pp. 327-336.
- Adey, J. M., Smith, I. P., Atkinson, R. J. A., Tuck, I. D. och Taylor, A. C. (2008) 'Ghost fishing' of target and non-target species by Norway lobster *Nephrops norvegicus* creels', *Marine Ecology Progress Series*, 366, pp. 119-127.
- Akiyama, S. (2010) 'Prolonged change of fishing ability in experimentally lost gillnet', *Nippon Suisan Gakkaishi*, 76(5), pp. 905-912.
- Akiyama, S., Saito, E. och Watanabe, T. (2007) 'Relationship between soak time and number of enmeshed animals in experimentally lost gill nets', *Fisheries Science*, 73(4), pp. 881-888.
- Andrady, A. L. (2011) 'Microplastics in the marine environment', *Marine pollution bulletin*, 62(8), pp. 1596-1605.
- Angantyr, L., and Holm-Hansen, T. 2018. *Fiskeri i Öresund 2017*. Öresundsvattensamarbetet. www.Oresundsvand.dk
- Antonelis, K., Huppert, D., Velasquez, D. och June, J. (2011) 'Dungeness crab mortality due to lost traps and a cost-benefit analysis of trap removal in Washington State waters of the Salish Sea', *North American Journal of Fisheries Management*, 31(5), pp. 880-893.
- Arthur, C., Sutton-Grier, A. E., Murphy, P. och Bamford, H. (2014) 'Out of sight but not out of mind: Harmful effects of derelict traps in selected US coastal waters', *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2), pp. 19-28.
- Arthur, C., Friedman, S., Weaver, J., Van Nostrand, D. och Reinhardt, J. (2020) 'Estimating the Benefits of Derelict Crab Trap Removal in the Gulf of Mexico', *Estuaries and Coasts*, 43(7), pp. 1821-1835.
- Ayaz, A., Acarli, D., Altinagac, U., Ozekinci, U., Kara, A. och Ozen, O. (2006) 'Ghost fishing by monofilament and multifilament gillnets in Izmir Bay, Turkey', *Fisheries Research*, 79(3), pp. 267-271.
- Baeta, F., Costa, M. J. och Cabral, H. (2009) 'Trammel nets' ghost fishing off the Portuguese central coast', *Fisheries Research*, 98(1-3), pp. 33-39.
- Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P. K., Pascoe, C. och Wyles, K. J (2019) 'Global ecological, social and economic impacts of marine plastic', *Marine Pollution Bulletin* 142, pp. 189-195.
- Berg, Paul R., Sissel Jentoft, Bastiaan Star, Kristoffer H. Ring, Halvor Knutsen, Sigbjørn Lien, Kjetill S. Jakobsen, and Carl Andre. 2015. 'Adaptation to Low Salinity Promotes

- Genomic Divergence in Atlantic Cod (*Gadus Morhua* L.)'. *Genome Biology and Evolution* 7(6):1644–63.
- Bilkovic, D. M., Havens, K. J., Stanhope, D. M. och Angstadt, K. T. (2012) 'Use of Fully Biodegradable Panels to Reduce Derelict Pot Threats to Marine Fauna', *Conservation Biology*, 26(6), pp. 957-966.
- Björk, L., Brännlund, R., Danley, B., Persson, L., Stage, J., Söderholm, P., och Waldo, S. 2020. *Samhällsekonomisk analys till stöd för en ekosystembaserad fiskförvaltning*. Havsmiljöinstitutets rapport 2020:3.
- Blomquist, J., Persson, L., Stage, J., och Waldo, S. 2022. *Samhällsekonomiska begrepp i yrkes- och fritidsfiske*. Havs- och vattenmyndigheten.
- Breen, P. A. (1987) 'Mortality of Dungeness crabs caused by lost traps in the Fraser River Estuary, British Columbia', *North American Journal of Fisheries Management*, 7(3), pp. 429-435.
- Brown, J. och Macfadyen, G. (2007) 'Ghost fishing in European waters: Impacts and management responses', *Marine Policy*, 31(4), pp. 488-504.
- Bullimore, B. A., Newman, P. B., Kaiser, M. J., Gilbert, S. E. och Lock, K. M. (2001) 'A study of catches in a fleet of "ghost-fishing" pots', *Fishery Bulletin*, 99(2), pp. 247-253.
- Butler, C. B. och Matthews, T. R. (2015) 'Effects of ghost fishing lobster traps in the Florida Keys', *Ices Journal of Marine Science*, 72, pp. 185-198.
- Butler, C. B., Gutzler, B. C. och Matthews, T. R. (2018) 'Sublethal and lethal effects of confinement of Caribbean spiny lobsters, *Panulirus argus*, in ghost traps', *Bulletin of Marine Science*, 94(3), pp. 1153-1169.
- Calamnius, L., och Tschernij, V. 2020. Dragningsinsatser för förlorade fiskeredskap. Dnr 1445-20.
- Campbell, M. J. och Sumpton, W. D. (2009) 'Ghost fishing in the pot fishery for blue swimmer crabs *Portunus pelagicus* in Queensland, Australia', *Fisheries Research*, 95(2-3), pp. 246-253.
- Carlén, B., Bostedt, G., Persson, L., och Brännlund, R. 2016. Rekreativfiske i Sverige 2013: Omfattning och värde. CERE Working Paper 2016:20.
- Carlén, B., Bostedt, G., Brännlund, R., och Persson, L. 2019. Gone fishing: The value of recreational fishing in Sweden. CERE Working Paper 2019:2.
- Carney Almroth, B. och Eggert, H. (2019), 'Marine plastic pollution: Sources, impacts, and policy issues', *Review of Environmental Economics and Policy*, 13 (2), pp. 317-326.
- Carr, H. och Cooper, R. 'Manned submersible and ROV assessment of ghost gillnets in the Gulf of Maine'. *OCEANS'87: IEEE*, 622-624.

- DelBene, J. A., Bilkovic, D. M. och Scheld, A. M. (2019) 'Examining derelict pot impacts on harvest in a commercial blue crab *Callinectes sapidus* fishery', *Marine Pollution Bulletin*, 139, pp. 150-156.
- Erzini, K., Monteiro, C. C., Ribeiro, J., Santos, M. N., Gaspar, M., Monteiro, P. och Borges, T. C. (1997) 'An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' off the Algarve (southern Portugal)', *Marine Ecology Progress Series*, 158, pp. 257-265.
- EU. 2017. *The establishment of a Union framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the common fisheries policy*. Regulation (EU) 2017/1004 of the European Parliament and of the Council of 17 May 2017.
- EU. 2019. *Fastställande för 2020 av fiskemöjligheterna för vissa fiskbestånd och grupper av fiskbestånd i Östersjön*. RÅDETS FÖRORDNING (EU) 2019/1838.
- EU. 2021. Fixing for 2022 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks applicable in the Baltic Sea. COUNCIL REGULATION (EU) 2021/1888.
- Gilardi, K. V. K., Carlson-Bremer, D., June, J. A., Antonelis, K., Broadhurst, G. och Cowan, T. (2010) 'Marine species mortality in derelict fishing nets in Puget Sound, WA and the cost/benefits of derelict net removal', *Marine Pollution Bulletin*, 60(3), pp. 376-382.
- Gilman, E., Suuronen, P., Hall, M. och Kennelly, S. (2013) 'Causes and methods to estimate cryptic sources of fishing mortality', *Journal of Fish Biology*, 83(4), pp. 766-803.
- Gilman, E. (2015) 'Status of international monitoring and management of abandoned, lost and discarded fishing gear and ghost fishing', *Marine Policy*, 60, pp. 225-239.
- Gilman, E., Musyl, M., Suuronen, P., Chaloupka, M., Gorgin, S., Wilson, J. och Kuczenski, B. (2021) 'Highest risk abandoned, lost and discarded fishing gear', *Scientific Reports*, 11(1).
- Giordano, S., Lazar, J., Bruce, D., Little, C., Levin, D., Slacum Jr, H. W., Dew-Baxter, J., Methratta, L., Wong, D. and Corbin, R. (2010) 'Quantifying the effects of derelict fishing gear in the Maryland portion of Chesapeake Bay', *Final Report to the NOAA Marine Debris Program. National Oceanic and Atmospheric Administration*, Silver Spring, Maryland.
- Guillory, V. (1993) 'Ghost fishing by blue crab traps', *North American Journal of Fisheries Management*, 13(3), pp. 459-466.
- Hardesty, B. D., Good, T. P. och Wilcox, C. (2015) 'Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife', *Ocean & Coastal Management*, 115, pp. 4-9.
- Havens, K. J., Bilkovic, D. M., Stanhope, D., Angstadt, K. och Hershner, C. (2008) 'The effects of derelict blue crab traps on marine organisms in the lower York River, Virginia',

North American Journal of Fisheries Management, 28(4), pp. 1194-1200.

Havs- och vattenmyndigheten. 2020. *Draggningsinsatser för förlorade fiskeredskap på delområde 3, Västkusten. Tanums kommun*. Slutrapportering för projekt finansierat av Havs- och vattenmiljöanslaget, Dnr 3296-2020.

Hebert, M., Miron, G., Moriyasu, M., Vienneau, R. och DeGrace, P. (2001) 'Efficiency and ghost fishing of snow crab (*Chionoecetes opilio*) traps in the Gulf of St. Lawrence', *Fisheries Research*, 52(3), pp. 143-153.

Humborstad, O. B., Lokkeborg, S., Hareide, N. R. och Furevik, D. M. (2003) 'Catches of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in deepwater ghost-fishing gillnets on the Norwegian continental slope', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 163-170.

ICES. 2022. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32, eastern Baltic stock (eastern Baltic Sea). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Baltic Sea ecoregion Published 31 May 2022. ICES.dk.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. och Law, K. L. (2015) 'Plastic waste inputs from land into the ocean', *Science*, 347 (6223), pp. 768-771.

Kaiser, M. J., Bullimore, B., Newman, P., Lock, K. och Gilbert, S. (1996) 'Catches in 'ghost fishing' set nets', *Marine Ecology Progress Series*, 145(1-3), pp. 11-16.

Kasperek, S. (2011) *Ecological effects of ghost net retrieval in the Baltic Sea: pilot project: collecting ghost nets: final report*. Warszawa: Fundacja WWF Polska.

Kim, S., Kim, P., Lim, J., An, H. och Suuronen, P. (2016) 'Use of biodegradable driftnets to prevent ghost fishing: physical properties and fishing performance for yellow croaker', *Animal Conservation*, 19(4), pp. 309-319.

Kinell, G., Söderqvist, T., och Hasselström, L. 2006. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Rapport 6322, Naturvårdsverket.

Kuczenski, B., Vargas Poulsen, C., Gilman, E. L., Musyl, M., Geyer, R. och Wilson, J. (2021) 'Plastic gear loss estimates from remote observation of industrial fishing activity', *Fish and Fisheries*.

Long, W. C., Cummiskey, P. A. och Munk, J. E. (2014) 'Effects of ghost fishing on the population of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in Womens Bay, Kodiak Island, Alaska', *Fishery Bulletin*, 112(2-3), pp. 101-111.

Lovén, I., Persson, A., Sundelöf, A., and Waldo, S. 2017. *Bag-limits på torsk i Öresund*. AgriFood Fokus report, No 2017:2. AgriFood Economics Centre, SLU

Maselko, J., Bishop, G. och Murphy, P. (2013) 'Ghost Fishing in the Southeast Alaska Commercial Dungeness Crab Fishery', *North American Journal of Fisheries Management*, 33(2), pp. 422-431.

- Matsuoka, T., Nakashima, T. och Nagasawa, N. (2005) 'A review of ghost fishing: scientific approaches to evaluation and solutions', *Fisheries Science*, 71(4), pp. 691-702.
- Macfadyen, G., Huntington, T. och Cappell, R. (2009) *Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear*.
- MacMullen, P. H. 'Fantared 2, a study to identify, quantify and ameliorate the impacts of static gear lost at sea'. 2002.
- Niaounakis, M. (2017), *Management of Marine Plastic Debris*, William Andrew, Oxford
- Nævdal, E. (2016) 'Catastrophes and *ex post* shadow prices – How the value of the last fish in a lake is infinity and why we should not care (much) ', *Journal of Economic Behavior & Organization*, 132, pp. 153-160.
- Nævdal, E. och Skonhoft, A. (2018) 'New insights from the canonical fisheries model – Optimal management when stocks are low', *Journal of Environmental Economics and Management*, 92, pp. 125-133.
- Ozyurt, C. E., Buyukdeveci, F. och Kiyaga, V. B. (2017) 'Ghost fishing effects of lost bottom trammel nets in a storm: A simulation', *FEB-FRESENIUS ENVIRONMENTAL BULLETIN*, pp. 8109.
- Parrish, F. A. (1992) 'Evaluation of ghost fishing in the Hawaiian lobster fishery', *Fish. Bull.*, 90, pp. 720-725.
- Queirolo, D. och Gaete, E. (2014) 'Experimental study of ghost fishing by gillnets in Laguna Verde Valparaiso, Chile', *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), pp. 1189-1193.
- Revell, A. S. och Dunlin, G. (2003) 'The fishing capacity of gillnets lost on wrecks and on open ground in UK coastal waters', *Fisheries Research*, 64(2), pp. 107-113.
- Richardson, K., Hardesty, B. D. och Wilcox, C. (2019) 'Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: A literature review and meta-analysis', *Fish and Fisheries*, 20(6), pp. 1218-1231.
- Richardson, K., Asmutis-Silvia, R., Drinkwin, J., Gilardi, K. V. K., Giskes, I., Jones, G., O'Brien, K., Pragnell-Raasch, H., Ludwig, L., Antonelis, K., Barco, S., Henry, A., Knowlton, A., Landry, S., Mattila, D., MacDonald, K., Moore, M., Morgan, J., Robbins, J., van der Hoop, J. och Hogan, E. (2019) 'Building evidence around ghost gear: Global trends and analysis for sustainable solutions at scale', *Marine Pollution Bulletin*, 138, pp. 222-229.
- Sancho, G., Puente, E., Bilbao, A., Gomez, E. och Arregi, L. (2003) 'Catch rates of monkfish (*Lophius* spp.) by lost tangle nets in the Cantabrian Sea (northern Spain)', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 129-139.

- Santos, M. N., Gaspar, M. B. och Monteiro, C. C. (2009) 'Ghost fishing on by-catch species from a gill net hake fishery', *Fisheries Management and Ecology*, 16(1), pp. 72-74.
- Santos, M. N., Saldanha, H. J., Gaspar, M. B. och Monteiro, C. C. (2003) 'Hake (*Merluccius merluccius* L., 1758) ghost fishing by gill nets off the Algarve (southern Portugal)', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 119-128.
- Scheld, A. M., Bilkovic, D. M. och Havens, K. J. (2016) 'The Dilemma of Derelict Gear', *Scientific Reports*, 6.
- Stahre, U. 2020. *Sammanfattning draggningsinsatser av förlorade fiskeredskap HaVdnr 1445-20, delområde 2 "Öresund"*.
- Stevens, B. G., Vining, I., Byersdorfer, S. och Donaldson, W. (2000) 'Ghost fishing by Tanner crab (*Chionoecetes bairdi*) pots off Kodiak, Alaska: pot density and catch per trap as determined from sidescan sonar and pot recovery data', *Fishery Bulletin*, 98(2), pp. 389-399.
- Stevens, B. G. (2021) 'The ups and downs of traps: environmental impacts, entanglement, mitigation, and the future of trap fishing for crustaceans and fish', *Ices Journal of Marine Science*, 78(2), pp. 584-596.
- Sturdivant, S. K. och Clark, K. L. (2011) 'An evaluation of the effects of blue crab (*Callinectes sapidus*) behavior on the efficacy of crab pots as a tool for estimating population abundance', *Fishery Bulletin*, 109(1), pp. 48.
- Sullivan, M., Evert, S., Straub, P., Reding, M., Robinson, N., Zimmermann, E. och Ambrose, D. (2019) 'Identification, recovery, and impact of ghost fishing gear in the Mullica River-Great Bay Estuary (New Jersey, USA): Stakeholder-driven restoration for smaller-scale systems', *Marine Pollution Bulletin*, 138, pp. 37-48.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D. och Rihan, D. (2012) 'Low impact and fuel efficient fishing—Looking beyond the horizon', *Fisheries research*, 119, pp. 135-146.
- Tschernij, V. och Larsson, P. O. (2003) 'Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 151-162.
- Waldo, S. and Lovén, I. 2019. *Värden i svenskt yrkesfiske*. AgriFood Economics Centre, rapport 2019:1. www.agrifood.se
- Adey, J. M., Smith, I. P., Atkinson, R. J. A., Tuck, I. D. and Taylor, A. C. (2008) 'Ghost fishing' of target and non-target species by Norway lobster *Nephrops norvegicus* creels', *Marine Ecology Progress Series*, 366, pp. 119-127.
- Andrady, A. L. (2011) 'Microplastics in the marine environment', *Marine pollution bulletin*, 62(8), pp. 1596-1605.
- Antonelis, K., Huppert, D., Velasquez, D. and June, J. (2011) 'Dungeness crab mortality

due to lost traps and a cost–benefit analysis of trap removal in Washington State waters of the Salish Sea', *North American Journal of Fisheries Management*, 31(5), pp. 880-893.

Arthur, C., Friedman, S., Weaver, J., Van Nostrand, D. and Reinhardt, J. (2020) 'Estimating the Benefits of Derelict Crab Trap Removal in the Gulf of Mexico', *Estuaries and Coasts*, 43(7), pp. 1821-1835.

Arthur, C., Sutton-Grier, A. E., Murphy, P. and Bamford, H. (2014) 'Out of sight but not out of mind: Harmful effects of derelict traps in selected US coastal waters', *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2), pp. 19-28.

Ayaz, A., Acarli, D., Altinagac, U., Ozekinci, U., Kara, A. and Ozen, O. (2006) 'Ghost fishing by monofilament and multifilament gillnets in Izmir Bay, Turkey', *Fisheries Research*, 79(3), pp. 267-271.

Breen, P. A. (1987) 'Mortality of Dungeness crabs caused by lost traps in the Fraser River Estuary, British Columbia', *North American Journal of Fisheries Management*, 7(3), pp. 429-435.

Brown, J. and Macfadyen, G. (2007) 'Ghost fishing in European waters: Impacts and management responses', *Marine Policy*, 31(4), pp. 488-504.

Butler, C. B., Gutzler, B. C. and Matthews, T. R. (2018) 'Sublethal and lethal effects of confinement of Caribbean spiny lobsters, *Panulirus argus*, in ghost traps', *Bulletin of Marine Science*, 94(3), pp. 1153-1169.

Carr, H. and Cooper, R. 'Manned submersible and ROV assessment of ghost gillnets in the Gulf of Maine'. *OCEANS'87: IEEE*, 622-624.

Erzini, K., Monteiro, C. C., Ribeiro, J., Santos, M. N., Gaspar, M., Monteiro, P. and Borges, T. C. (1997) 'An experimental study of gill net and trammel net \'ghost fishing\' off the Algarve (southern Portugal)', *Marine Ecology Progress Series*, 158, pp. 257-265.

Gilardi, K. V. K., Carlson-Bremer, D., June, J. A., Antonelis, K., Broadhurst, G. and Cowan, T. (2010) 'Marine species mortality in derelict fishing nets in Puget Sound, WA and the cost/benefits of derelict net removal', *Marine Pollution Bulletin*, 60(3), pp. 376-382.

Gilman, E. (2015) 'Status of international monitoring and management of abandoned, lost and discarded fishing gear and ghost fishing', *Marine Policy*, 60, pp. 225-239.

Gilman, E., Musyl, M., Suuronen, P., Chaloupka, M., Gorgin, S., Wilson, J. and Kuczenski, B. (2021) 'Highest risk abandoned, lost and discarded fishing gear', *Scientific Reports*, 11(1).

Gilman, E., Suuronen, P., Hall, M. and Kennelly, S. (2013) 'Causes and methods to estimate cryptic sources of fishing mortality', *Journal of Fish Biology*, 83(4), pp. 766-803.

- Hardesty, B. D., Good, T. P. and Wilcox, C. (2015) 'Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife', *Ocean & Coastal Management*, 115, pp. 4-9.
- Havens, K. J., Bilkovic, D. M., Stanhope, D., Angstadt, K. and Hershner, C. (2008) 'The effects of derelict blue crab traps on marine organisms in the lower York River, Virginia', *North American Journal of Fisheries Management*, 28(4), pp. 1194-1200.
- Humborstad, O. B., Lokkeborg, S., Hareide, N. R. and Furevik, D. M. (2003) 'Catches of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in deepwater ghost-fishing gillnets on the Norwegian continental slope', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 163-170.
- Kaiser, M. J., Bullimore, B., Newman, P., Lock, K. and Gilbert, S. (1996) 'Catches in 'ghost fishing' set nets', *Marine Ecology Progress Series*, 145(1-3), pp. 11-16.
- Kasperek, S. (2011) *Ecological effects of ghost net retrieval in the Baltic Sea: pilot project: collecting ghost nets : final report*. Warszawa: Fundacja WWF Polska.
- Kim, S., Kim, P., Lim, J., An, H. and Suuronen, P. (2016) 'Use of biodegradable driftnets to prevent ghost fishing: physical properties and fishing performance for yellow croaker', *Animal Conservation*, 19(4), pp. 309-319.
- Kuczynski, B., Vargas Poulsen, C., Gilman, E. L., Musyl, M., Geyer, R. and Wilson, J. (2021) 'Plastic gear loss estimates from remote observation of industrial fishing activity', *Fish and Fisheries*.
- Long, W. C., Cummiskey, P. A. and Munk, J. E. (2014) 'Effects of ghost fishing on the population of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in Womens Bay, Kodiak Island, Alaska', *Fishery Bulletin*, 112(2-3), pp. 101-111.
- Macfadyen, G., Huntington, T. and Cappell, R. (2009) *Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear*.
- MacMullen, P. H. 'Fantared 2, a study to identify, quantify and ameliorate the impacts of static gear lost at sea'. 2002.
- Maselko, J., Bishop, G. and Murphy, P. (2013) 'Ghost Fishing in the Southeast Alaska Commercial Dungeness Crab Fishery', *North American Journal of Fisheries Management*, 33(2), pp. 422-431.
- Matsuoka, T., Nakashima, T. and Nagasawa, N. (2005) 'A review of ghost fishing: scientific approaches to evaluation and solutions', *Fisheries Science*, 71(4), pp. 691-702.
- Ozyurt, C. E., Buyukdeveci, F. and Kiyaga, V. B. (2017) 'Ghost fishing effects of lost bottom trammel nets in a storm: A simulation', *FEB-FRESENIUS ENVIRONMENTAL BULLETIN*, pp. 8109.
- Parrish, F. A. (1992) 'Evaluation of ghost fishing in the Hawaiian lobster fishery', *Fish. Bull.*, 90, pp. 720-725.

- Queirolo, D. and Gaete, E. (2014) 'Experimental study of ghost fishing by gillnets in Laguna Verde Valparaiso, Chile', *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), pp. 1189-1193.
- Revoll, A. S. and Dunlin, G. (2003) 'The fishing capacity of gillnets lost on wrecks and on open ground in UK coastal waters', *Fisheries Research*, 64(2), pp. 107-113.
- Richardson, K., Asmutis-Silvia, R., Drinkwin, J., Gilardi, K. V. K., Giskes, I., Jones, G., O'Brien, K., Pragnell-Raasch, H., Ludwig, L., Antonelis, K., Barco, S., Henry, A., Knowlton, A., Landry, S., Mattila, D., MacDonald, K., Moore, M., Morgan, J., Robbins, J., van der Hoop, J. and Hogan, E. (2019) 'Building evidence around ghost gear: Global trends and analysis for sustainable solutions at scale', *Marine Pollution Bulletin*, 138, pp. 222-229.
- Richardson, K., Hardesty, B. D. and Wilcox, C. (2019) 'Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: A literature review and meta-analysis', *Fish and Fisheries*, 20(6), pp. 1218-1231.
- Sancho, G., Puente, E., Bilbao, A., Gomez, E. and Arregi, L. (2003) 'Catch rates of monkfish (*Lophius* spp.) by lost tangle nets in the Cantabrian Sea (northern Spain)', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 129-139.
- Santos, M. N., Gaspar, M. B. and Monteiro, C. C. (2009) 'Ghost fishing on by-catch species from a gill net hake fishery', *Fisheries Management and Ecology*, 16(1), pp. 72-74.
- Santos, M. N., Saldanha, H. J., Gaspar, M. B. and Monteiro, C. C. (2003) 'Hake (*Merluccius merluccius* L., 1758) ghost fishing by gill nets off the Algarve (southern Portugal)', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 119-128.
- Scheld, A. M., Bilkovic, D. M. and Havens, K. J. (2016) 'The Dilemma of Derelict Gear', *Scientific Reports*, 6.
- Sturdivant, S. K. and Clark, K. L. (2011) 'An evaluation of the effects of blue crab (*Callinectes sapidus*) behavior on the efficacy of crab pots as a tool for estimating population abundance', *Fishery Bulletin*, 109(1), pp. 48.
- Sullivan, M., Evert, S., Straub, P., Reding, M., Robinson, N., Zimmermann, E. and Ambrose, D. (2019) 'Identification, recovery, and impact of ghost fishing gear in the Mullica River-Great Bay Estuary (New Jersey, USA): Stakeholder-driven restoration for smaller-scale systems', *Marine Pollution Bulletin*, 138, pp. 37-48.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D. and Rihan, D. (2012) 'Low impact and fuel efficient fishing—Looking beyond the horizon', *Fisheries research*, 119, pp. 135-146.
- Tschernij, V. and Larsson, P. O. (2003) 'Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea', *Fisheries Research*, 64(2-3), pp. 151-162.



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet • Stockholms universitet
Göteborgs universitet • Linnéuniversitetet
Sveriges lantbruksuniversitet