

DEMOGRAFI, POPULASJONSSTØRRELSE OG VANDRINGER HOS ATLANTISK TORSK (*GADUS MORHUA*) I INDRE OSLO- FJORD - EN MERKE-GJENFANGSTSTUDIE

DEMOGRAPHY, POPULATION SIZE AND MIGRATION IN
ATLANTIC COD (*GADUS MORHUA*) FROM INNER OSLO FJORD
A MARK-RECAPTURE STUDY

SONDRE A. SKI

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 60 STP. 2012



Forord

Denne hovedoppgaven er skrevet ved institutt for naturforvaltning (INA) på universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) i perioden 2011-2012. Arbeidet ble utført i løpet av et års tid på Oslofjorden.

Jeg vil rekke en stor takk til min hovedveileder Thronnd Haugen, professor ved UMB (INA). Takk for mange gode råd og støtte under skrivingen, samt for hans eksemplariske kunnskaper i statistikk og hans usedvanlige gode humør uansett vær og vind. Jeg ønsker også å rette en stor takk til professor Jonathan Colman (INA), som har gitt mange gode råd underveis. Han har vært en kilde til ny kunnskap og formidlet nyttige kontakter i forbindelsen med denne oppgaven.

Spesielt takk til Hans Erik Karlsen, Førsteamanuensis ved den biologiske stasjonen i Drøbak (UIO), som har stilt opp med prosjektpenger og båt til disposisjon. Takk til alle venner og bekjente som har bidratt med å trekke ruser og fisket i allslags vær. Mange fikk erfare at været på Oslofjorden ikke alltid er like innbydende. Stor takk til min far og brødre som har hjulpet meg på stasjonen i Vollen, mange torsk er merket ved hjelp av dem. Takk til Normark Norway AS (Elbe) for belønning til de som leverte fiskemerkene tilbake og for lån av båt under hele feltperioden. Spesielt takk til Ronny Steen og Anita Sagen som hjalp meg med gjennomlesning og innspill i slutfasen. Til slutt vil jeg takke min samboer Therese Hagland for hennes tålmodighet.



Universitetet for Miljø og Biovitenskap

Institutt for Naturforvaltning

Drøbak, 27. November 2012

Sondre Andre Ski

Sammendrag

Torsk (*Gadus morhua*) er en viktig kommersiell og populær sporfiskeart som er mye beskattet i Nord-Europa. Kysttorsk i Norge har vist seg å være svært stasjonære langs sørlandskysten, men om dette gjelder for torsken i Indre Oslofjord (fra Drøbak og innover) har ingen dokumentert med sikkerhet. Kunnskapen om torsken i Indre Oslofjord har vært mangelfull og få studier har blitt gjort.

Målet med Masterstudien var å kartlegge vandringsmønstre, bestandstørrelse, størrelsesfordeling og redskapsseleksjon for torsken i Indre Oslofjord. Dette ble gjort som en merke-gjenfangststudie i løpet av en periode fra 1. april 2011 til 15. mai 2012. Torsk ble samlet inn i tre utvalgte stasjoner mellom Drøbak og Bærumsbassenget i tre hovedomganger (vår, høst, vinter). Innsamlingene foregikk ved tre runder hver per hovedomgang. Det ble i hovedsak brukt åleruser, men også pilking og wobbelfiske ble brukt for å fange inn fisk til merking. Totalt ble 587 torsk merket med Floy-merker og det ble rapportert inn 25 gjenfangst i løpet av innsamlingsperioden. Resultatene viser at torsken vandrer lite, men at de kan foreta mindre sesongvandring som strekker seg utenfor stasjonsområdene. Lengden på torsken var positivt korrelert med hvor langt den svømmer fra merkestedet ($\ln(\text{avstand}) = -5,5 + 3,2 \cdot \ln(\text{Lengde})$). Lengdefordelingen i indre Oslofjord viser seg å være forholdsvis lik mellom de tre stasjonene. Estimer av tettheten av torsk for de tre stasjonene var i gjennomsnitt 1080 ± 924 ($\pm \text{SD}$) individer per km^2 , men det var store stasjonsmessige og sesongmessige variasjoner. Størrelsen på torsken ble estimert til å være avgjørende på overlevelse for individer som lever ved den innerste stasjonen, der større torsk har høyere overlevelse enn små. Redskapsseleksjon viste seg gjeldene ved at wobbelfiske fanget desidert størst torsk, mens pilk fanget vesentlig små individer, og ruser fanget i alle lengdeklasser. Resultatene har vist at tetthet av torsk er høyere enn tilsvarende estimer for torskepopulasjoner langs Sørlandskysten. I og med at torsken synes veldig stedstilknyttet er det grunn til å tro at det kan være understrukturering internt i fjorden og at disse underpopulasjonene vil være følsomme for overfiske. Dagens situasjon indikerer imidlertid ikke at fjordens torsk er overfisket, og det er grunn til å tro at fritidsfiskere står for mesteparten av fangstene. Antall registrerte fiskebåter i indre Oslofjord har sunket dramatisk de siste 40 årene. Status for torsken i indre Oslofjord synes ut fra denne undersøkelsen å være god sammenlignet med situasjonen ellers i Skagerak. Imidlertid vil estimatene for både populasjonstørrelse, overlevelse og vandring bli betydelig sikrere ved videre merke-gjenfangststudier i indre Oslofjord.

Abstract

Atlantic cod (*Gadus morhua*) is an important commercial and recreational fish species that is widely exploited in Northern Europe. Coastal cod in Norway has proven to be very stationary along the southern coast, but this has not been demonstrated for cod from the inner parts of the Oslofjord. The current knowledge on the status and biology of cod from the inner Oslofjord is deficient and probably also insufficient for making adequate management decisions.

The aim of this MSc-study was to determine migration patterns, survival, population size, size distribution and fishing-gear selection for cod living in the inner Oslofjord system. This was carried out over a period of 1 April 2011 to 15 May 2012. Three stations between Drøbak and Bærum were selected as sampling sites and they were sampled during three main periods (spring, autumn, winter). Within each period there were three sampling occasions over which one can assume there was no mortality or net migration. Hence, the sampling design constitute a robust design that could be parameterized using a Huggins approach that estimates the three parameters survival, site fidelity and recapture probability – from which a population size estimate can be derived.. Eelpot, jigging and wobbler were used as sampling gears in all stations. A total of 587 cod were tagged with Floy tags and it was reported 25 recapture during the sampling period. The results show that cod move very little and has high site fidelity, but some individuals have smaller seasonally movements outside the station areas. The length of the cod had a positive effect on swimming distance ($\ln(\text{distance}) = -5.5 + 3.2 \cdot \ln(\text{length})$). There was no evidence for length distribution differences among the sampling stations. The mean population density was estimated to be 1080 ± 924 ($\pm$ SD) individuals per km², but varied to a large extent both among stations and seasons. The size of the cod had a positive effect on survival for cod from the innermost station (Station 1) and could not be adequately estimated in the mid station and was 0.8 for the outermost station. There was evidence for significant gear-specific size selectivity as wobbler lures caught by far the largest cod, while jig caught some smaller and eel traps caught essentially all size classes. The results show that cod densities from the inner Oslofjord are higher compared to densities estimated elsewhere along the Skagerak coast of Norway. Owing to the observed high site fidelity, inner Oslofjord cod are likely to be divided into subpopulations that are vulnerable to over-harvesting. However, since the current harvesting rate seems low, and mainly is dominated by recreational fishing, the population is not, currently, over harvested. Number of registered fishing vessels in the inner Oslo fjord has decreased dramatically over the past 40

years. Even though the current population status for inner Oslofjord cod seems good compared to coastal cod populations elsewhere along the Skagerak coast, a continuation of a mark-recapture monitoring program should be secured so as to increase precision of the population estimates along with demographic as well as harvesting- and migration rates. This is critical information for formulating and making knowledge-based management decisions.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	1
Abstract	3
1 Innledning.....	6
2 Materiale og Metode	8
2.1 Studiearten.....	8
2.2 Studieområdet.....	8
2.3 Innsamlingsmetoder	13
2.4 Merkeutstyret.....	15
2.5 Materialet.....	15
2.6 Statistiske analyser	17
3 Resultater.....	20
3.1 Vandringer	20
3.2 Merke-gjenfangstanalyser	22
3.3 Lengdestruktur.....	27
3.4 Redskapsseleksjon.....	30
4 Diskusjon.....	32
4.1 Stasjonæritet og tetthet av torsk	32
4.2 Lengdefordeling	34
4.3 Redskapsseleksjon.....	34
4.4 Forvaltingsaspekter	35
4.5 Begrensninger ved studien og videre arbeid	36
5 Konklusjon	37
6 Referanseliste	38
7 Vedlegg	40
7.1 Fisketillatelsen.....	40
7.2 Inputfilen	42
7.3 Bilder av fangst/gjenfangst.....	42

1 Innledning

Kunnskap om populasjonsstrukturene er viktig for både å forstå biologiske prosesser og for å drive bærekraftig forvaltning over tid (Espeland et al. 2007). Hos marine arter er det store forskjeller når det kommer til populasjonsstruktur. I sjøen har vi få fysiske barrierer, i stedet er det potensiale for spredning og blanding av individer slik at rene populasjoner vanskeligere vil oppnås på samme måten som på land. (Knutsen et al. 2003). Arter som har pelagiske stadier i livssyklusen som egg og larver, vil med strømmer ha en tendens til å vaske ut lokale populasjonsstrukturer. Allikevel kan gyting i fjorder og beskyttede lokaliteter redusere påvirkningen fra andre nærliggende populasjoner, og vil hjelpe til med å opprettholde en lokal selvreproduserende enhet (Espeland et al. 2007). Genetiske studier viser at kysttorsken (*Gadus morhua*) kan være strukturert i mindre lokale populasjoner og avstanden mellom populasjonene har vist seg å være langt mindre enn det individene kan vandre. Det er derfor viktig å teste vandringsmønstre og bevegelsen til torsk som tilsynelatende hører til forskjellige lokaliteter. (Jorde et al. 2007; Knutsen et al. 2011; Olsen et al. 2004) Langs Skagerakkysten har torsken forskjellige størrelser, modner ved forskjellig alder og har ulik overlevelse ved ulike lokaliteter. Torsken i nordøstre del av Skagerrak gyter ved mindre størrelse og alder, sammenlignet med torsk fra sørvestre del av Skagerrak. Disse lokale forskjellene kan representere genetiske forskjeller som kan ha bevaringsverdi og som kan få konsekvenser for måten kysttorsk skal forvaltes og beskattes.

Oslofjorden har en antatt stor betydning som rekreasjonsområde for befolkningen i Oslo og Akershus. Fritidsfiske står her sentralt, men også det å kunne kjøpe lokalt fanget fersk fisk ved kaia i Oslo, antas å ha betydning og verdi i seg selv for lokalbefolkningen. Kysttorsken har trolig stor betydning både i forhold til rekreasjonsfiske og yrkesfisket i indre Oslofjord. Dette til tross, vet vi svært lite om hvor mye torsk som fanges totalt sett i fjorden, hvor de fanges, og i hvilken grad den torsken som fanges representerer individer fra én stor populasjon eller om de utgjør individer fra underpopulasjoner av en metapopulasjon. Både yrkesfiskere og fritidsfiskere etterspør slik dokumentasjon for fjorden. Det er av avgjørende betydning for forvaltningen av torsken i fjorden, at man har pålitelig informasjon om populasjonsstørrelse, fisketrykk og populasjonsstruktur (grad av oppdeling i underpopulasjoner) for å utforme riktige forvaltningsregler. Av nyere undersøkelser fra Oslofjorden vet vi at det står forholdsvis bra til med torskerekutteringen (Hauge 2009). Videre viser telemetristudie av torsk fra 2008 i Vestfjorden/Bærumsbassenget at torsken der

er svært stasjonær gjennom hele året (Ilestad 2008). Vi vet imidlertid lite om dette er tilfelle for andre deler av fjorden, og om dette er riktig for alle størrelsesgrupper av torsk. Å skaffe statistikk ved hjelp av fangst/gjenfangst har lenge blitt brukt som et nyttig verktøy for å se på utbredelse og dynamikken hos dyr. Disse metodene er nyttige fordi de justerer estimatene for demografiske parametere for deteksjons sannsynligheter. Likevel kan fangst/gjenfangst studier være dyrt og tidkrevende, derfor burde studiedesignen og de statistiske metodene resultere i effektive resultater (Lebreton et al. 1992). De eneste merke-gjenfangst undersøkelsene som er blitt gjort på torsk i Oslofjorden ble gjort av Ruud (1939) og (Otterbech 1954). Disse studiene viste til oppimot 50-80 % gjenfangst av den merkede torsken. I og med at disse studiene er mer enn 60 år gamle er det usikkert i hvilken grad de reflekterer hvordan torskestammen i Oslofjorden ser ut i dag. Metodene som ble brukt har begrensninger i forhold til å fange opp naturlige vandringsmønstre da torsken ble samlet sammen fra mange lokaliteter, for så å bli sluppet ut på ett felles sted. Fiskepresset på 30-50 tallet var også hardt og vannkvaliteten i Oslofjorden var ikke spesielt god med kloakkutslipp direkte ut i sjøen (Otterbech 1953). Det er derfor behov for nye undersøkelser for å kartlegge torskebestanden både i forhold til vandringsmønster, lengdefordelinger og demografi i forskjellige deler av Oslofjorden.

Yrkesfisket i indre Oslofjorden er redusert betraktelig de siste tyve årene (Fiskeridirketorate 2011), og sammen med nytt selektivt utstyr til rekefiske (separasjonskammer og skillerist) har det sørget for god bestand av torsk, og lite fiskepress på små størrelser (Isaksen et al. 1992). Fritidsfiske er det fiske som dominerer i indre Oslofjord. Dette fisket er uregulert (men med minstemål på 40 cm (Lovdata 2010)) og man vet ikke hvor mye torsk eller andre arter som blir tatt opp fra fjorden i året.

I denne oppgaven brukes merke-gjenfangstanalyser til å estimere fiskebestandsparametre for torsk i Indre Oslofjord. Dette er et billig alternativ til andre metoder (Muoneke 1992). Dataene som fremkommer er basert på torsk som er blitt fanget på tre stasjoner, merket og gjenutsatt gjennom ett år. Formålet har vært å kartlegge viktige bestandsparametre som populasjonsstørrelse, overlevelse, og vandringer internt i indre del av Oslofjorden. Videre å vurdere redskapseleksjonen i relasjon til forvaltningsregimer for torsken i de samme områdene, samt vurdere fisketrykket sett i relasjon til observasjonene fra 1930-1950-tallet. Forvaltningen av kysttorsk er viktigere en på lenge, da disse i mange tilfeller har vist dramatisk nedgang de senere år. Med denne oppgaven ønsker jeg å bidra med populasjonsparametre som vil være viktig for forvaltning av torsk i indre Oslofjord.

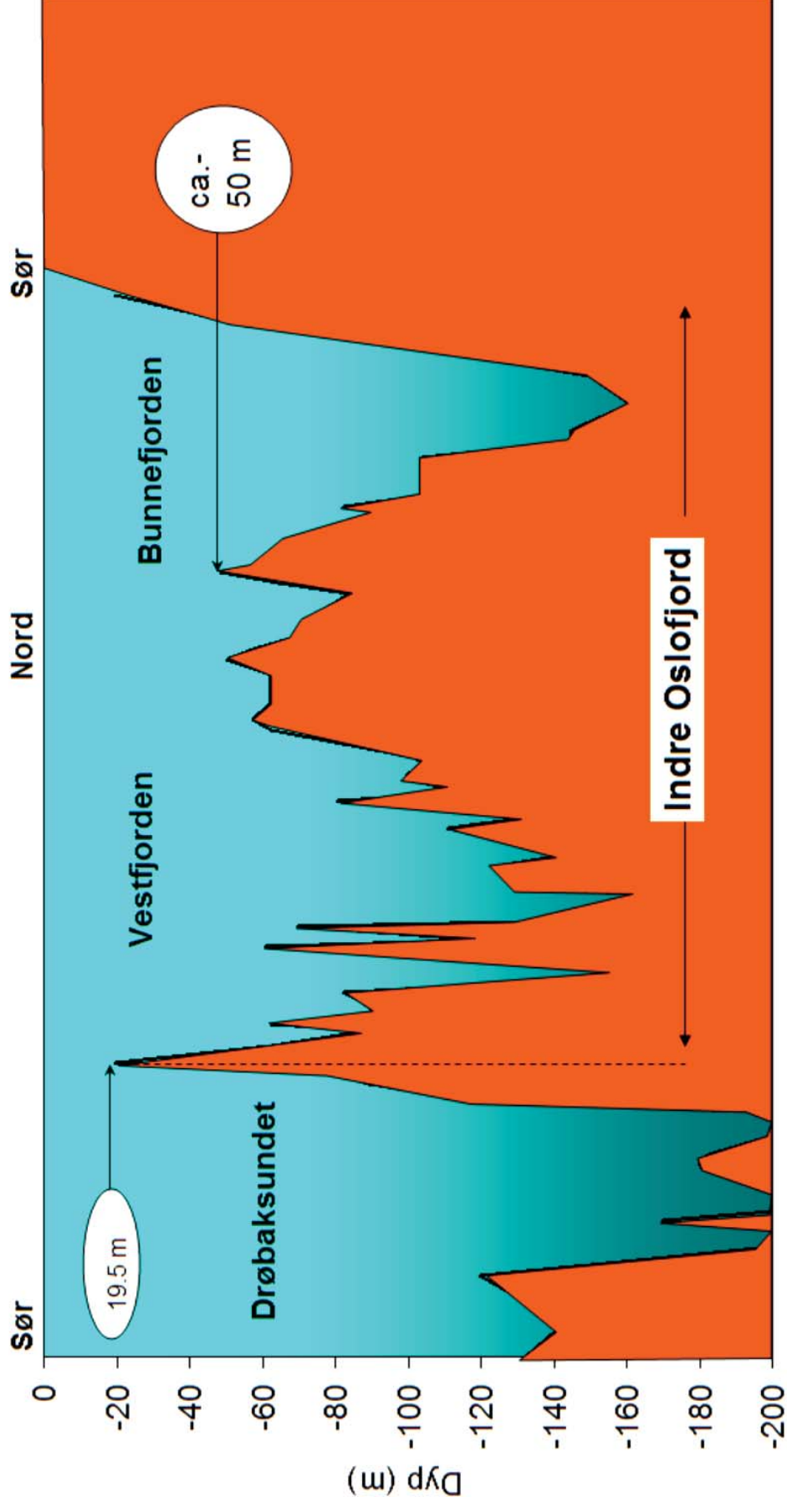
2 Materiale og Metode

2.1 Studiearten

Atlantehavstorsk (*Gadus morhua*) er en av de viktigste kommersielle artene i verden. Den har en stor geografisk utbredelse, og finnes i hele Nord-atlanteren og inn i Østersjøen (Knutsen et al. 2007). Atlantehavstorsken har flere adferdsmønstre. Noen populasjoner kan vandre over store avstander mellom gyteplasser og næringsområder. Disse er høyst mobile, og blir kalt Skrei. Andre er stasjonære kysttorsk som ikke vandrer like mye eller like langt. Gyting foregår normalt fra januar til mai avhengig av sjøtemperatur. En voksen hunn kan produsere over en million egg som kan gytes porsjonsvis over en lengre periode (Kjesbu 1989). Eggene klekker etter to til tre uker og torskelarvene holder seg i vannsøylen der de spiser zooplankton. Rundt mai-juli går larvene igjennom en metamorfose, og blir små juvenile 3-5cm lange som bunnslår og blir det vi kaller 0-gruppe (Knutsen et al. 2007). Førstegangsgyting inntreffer når torskens er rundt 2 år og lengde ca 30-40 cm. Torsk på 2 år utgjør 50 % av den totale gytebestanden hos kysttorsk. Årlig overlevelse for større enn 0-gruppetorsk er typisk beregnet til 0,5 noe som innebærer at 2 % av alle ett- åringer overlever til å bli seks år eller mer (Gjøsæter et al. 1996).

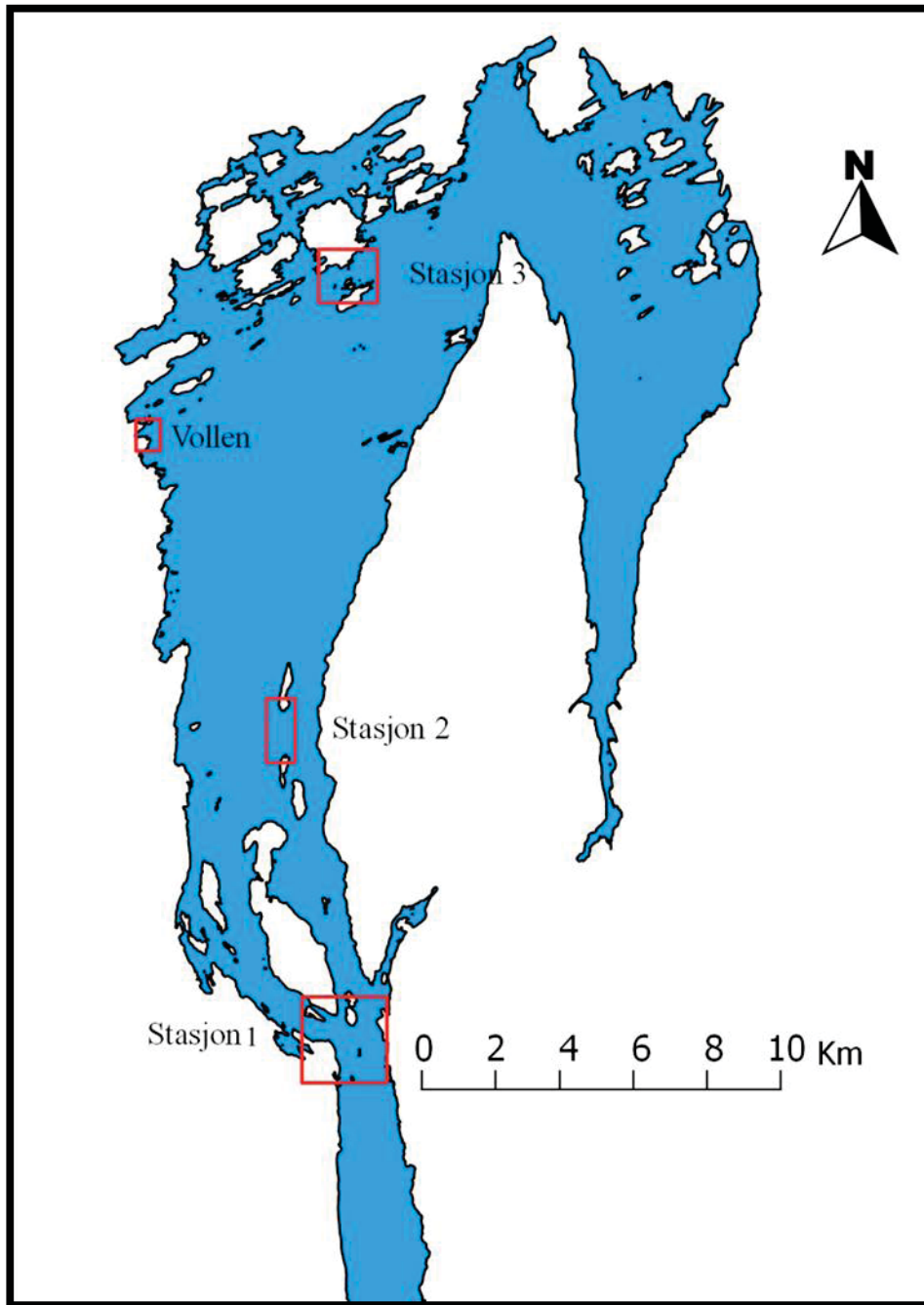
2.2 Studieområdet

Indre Oslofjord (WGS 84; UTM 32V N587078 Ø662891) er ca 33 km lang og strekker seg gjennom tre fylker: (Buskerud, Akershus, Oslo). Indre Oslofjord begynner ved Drøbaksundet, der Oslofjorden er på sitt smaleste og grunneste (19 meter) og strekker seg til Rådhuskaia i Oslo. Oslofjorden er ca 160 meter på det dypeste og har den høyeste gjennomsnittstemperaturen i sjøen med 7,5 grader. Oslofjorden er også landets mest båttrafikkerte fjord og med flest innbyggere. Selve fjorden har flere terskler som skiller de forskjellige indre bassengene fra hverandre, (Baalsrud & Magnusson 2002), se Figur 1.



Figur 1. Oslofjorden i lengdesnitt fra Drøbaksundet til Bunnfjorden. Kilde: Berge et al. (2011)

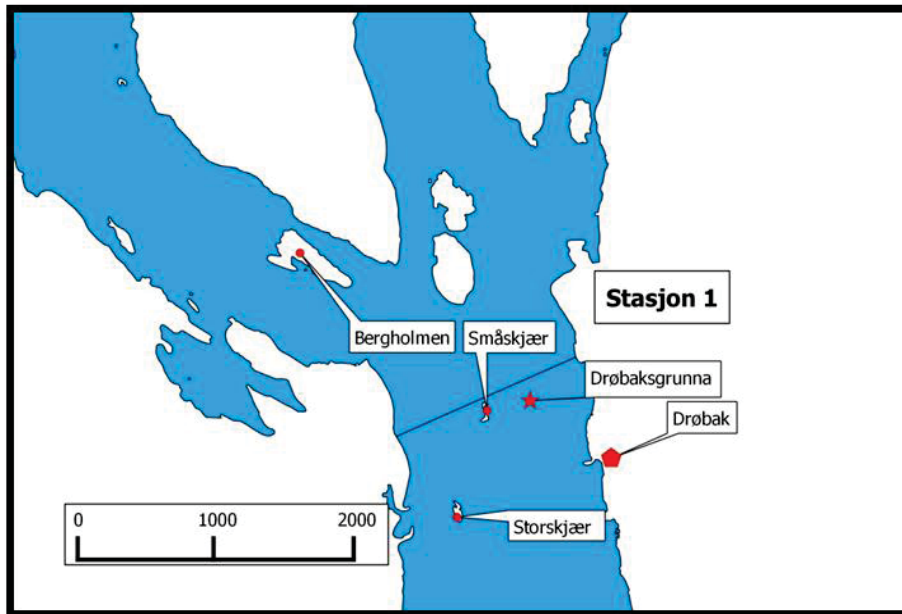
Det ble valgt ut fire stasjoner som alle var lokalisert i indre Oslofjord. De ble plassert tilstrekkelig langt fra hverandre til at vi kunne anta at torsken ikke hadde daglige vandringer mellom dem Figur 2.



Figur 2. Stasjonsområdene i indre Oslofjord.

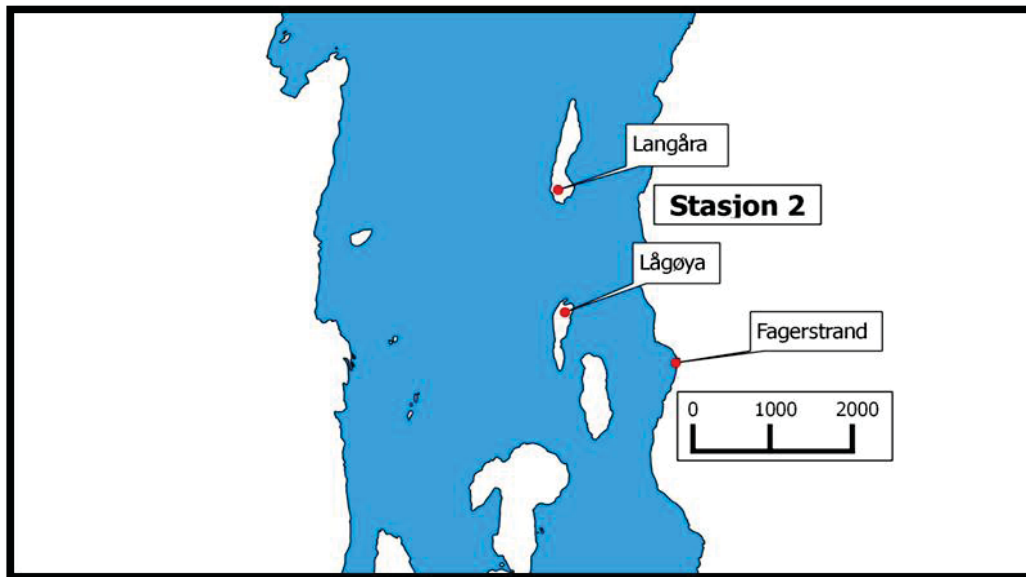
Stasjon 1, har ett areal på 2 km² (Figur 3) og ligger i Drøbaksundet. Området rundt Småskjær og Storskjær ble brukt til rusefiske da bunn- og strømforhold tillot det. Området rundt Drøbaksgrunnen og nordvest for Bergholmen ble brukt til pilking. Området er preget av mye

strøm, og har bunns substrat bestående av grunnfjell og større steiner. I de områdene det er mindre strøm er bunnen stort sett av grus/sand.



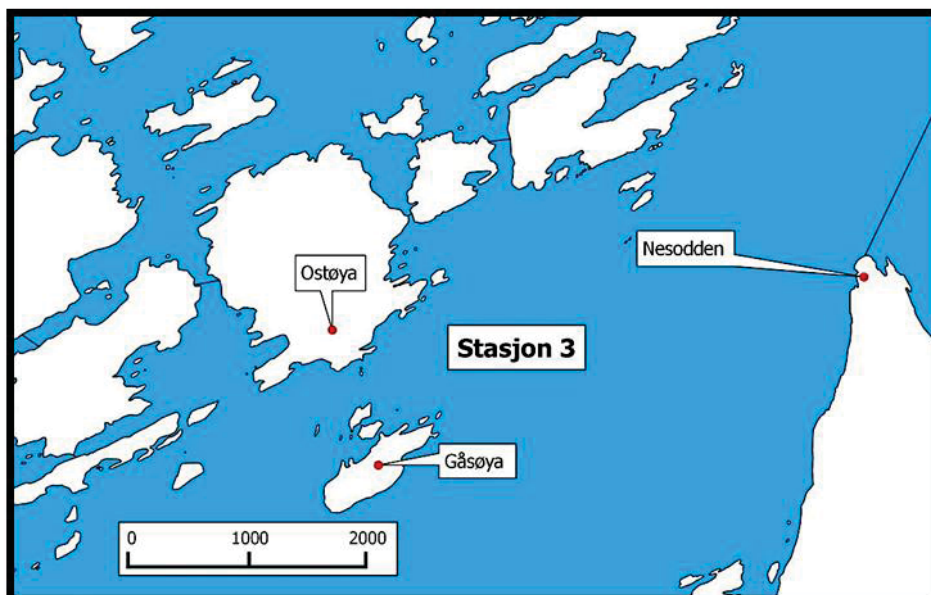
Figur 3. Hovedfangstområder innenfor stasjon 1.

Stasjon 2 (Figur 4) har ett areal på 0,78 km² og er plassert midt mellom de to øyene Langåra og Lågøya, ca midt i Oslofjorden. Langåra er den siste store øya før man kommer inn i Bærumsbassenget. Søndre del, Langåra var godt egnet for rusefiske, det samme gjaldt nordsiden av Lågøya. Bunnstrukturen på denne stasjonen er blandet, og er blitt studert ved hjelp av dykking, ekkolodd og enkelte dager med meget god sikt (10+ meter). På de grunne delene på nordsiden av Lågøya er det grunnfjell som går i bølger med flate partier mellom toppene. På de litt dypere partiene er det flatere og mer sand/ leire. På vestsiden av Langøya var bunnen flatere og besto for det meste av leire/sand, men det forekom enkelte bølgete fjellformasjoner her også. Utfordringen på stasjon 2 var å sette rusene mellom bølgetoppene av fjellet, slik at rusene sto på flate partier. Til høyre for Langåra og Lågøya mot Fagerstrand går det en dyprenne som er 150 m dyp.



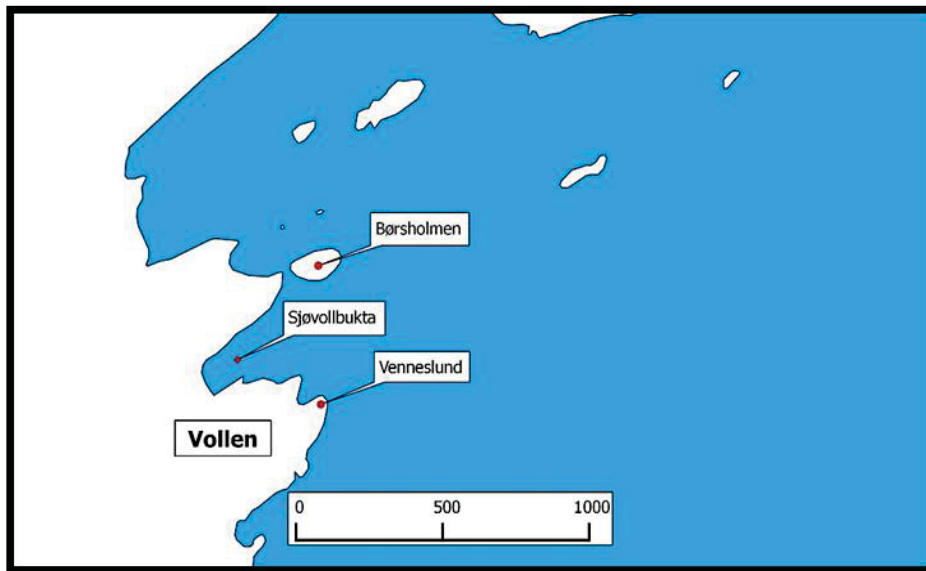
Figur 4. Hovedfangstområder innenfor stasjon 2.

Stasjon 3 (Figur 5) har et areal på 0,81 km² og ligger i området ytterst i Bærumsbassenget. Området blir kalt for Vestfjorden og består av mange mindre øyer og har generelt mange gode plasser for rusefiske da bunnen stort sett er jevn, og dybden sjelden overstiger 20 meter. På de værutsatte plassene, som utsiden av Gåsøya er bunnen bestående av større steiner og fast fjell. På innsiden av Gåsøya, mot Ostøya er bunnen bestående av sand/leire. Det ble, i tillegg til rusefiske, pilket i de dypeste områdene mellom øyene og fisket med wobbler fra land rundt mange av øyene.



Figur 5. Hovedfangstområder innenfor stasjon 3.

Stasjonen i Vollen i Asker Figur 6 har et areal på 0,15 km² og ble med som et supplement til de tre andre stasjonene. Det ble ikke fisket med ruser eller pilket her, men et intensivt fiske med wobbler rundt Børsholmen, Sjøvollbukta og Venneslund sørget for mange merkede fisk. Bunnforholdene her er meget like de på stasjon 3.



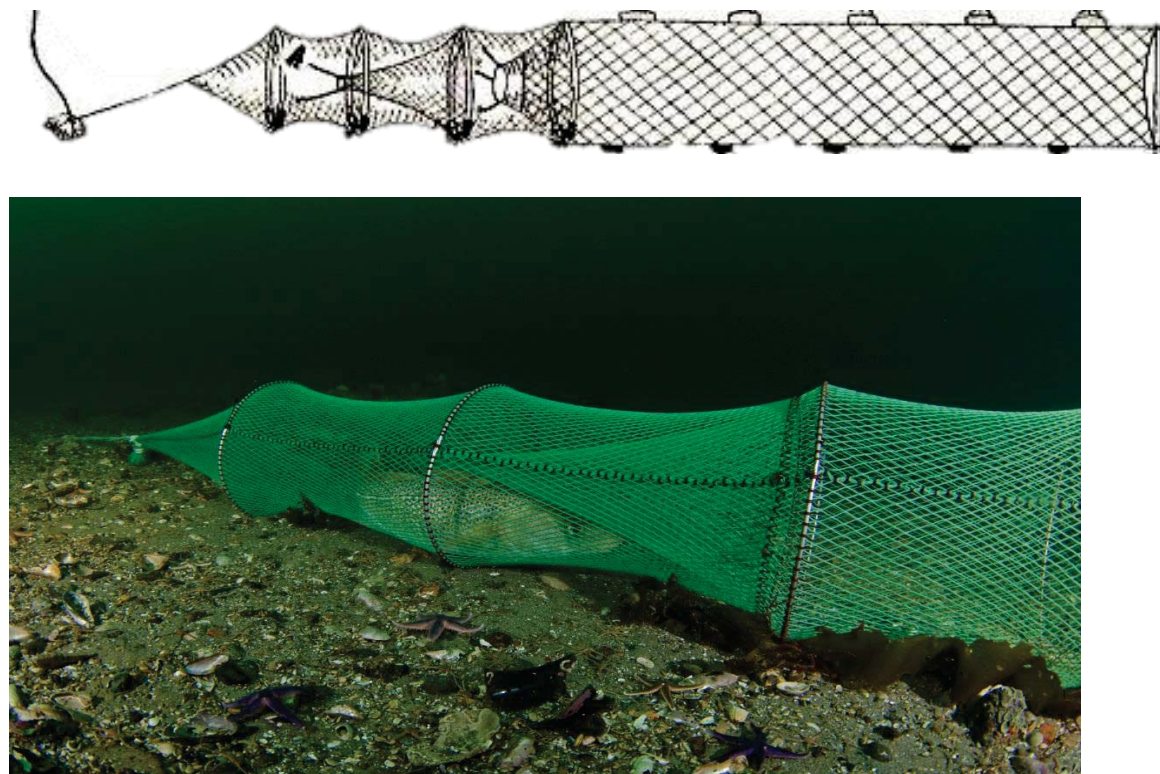
Figur 6. Fangstområder i området Vollen.

2.3 Innsamlingsmetoder

Innsamling av data har foregått fra 1.4.2011 til 11.4.2012. I de periodene hvor sjøtemperaturen var varmest, i juli/august, var det et lite opphold med innsamlingen da erfaringer fra lang tids merking ved Havforskningsinstituttet i Flødevigen viser at overlevelsen hos merket torsk er betydelig lavere når fisken tas opp i overflatetemperaturer som er over 16 °C. Lufttemperaturer har også stor negativ effekt på overlevelsen til torsken (Esben Moland Olsen personlig meddelelse).

Det er blitt brukt tre forskjellige metoder for innsamling av torsk. Primært har åleruser blitt benyttet på de tre stasjonene. Denne fiskemetoden er svært skånsom og sørger for minimalt med skader på torsken (Olsen & Moland 2010). I tillegg er det blitt fisket med stang som et supplement til ålerusene. Det har blitt pilket fra båt med mindre sluker 28-60g. Ved fiske fra land og båt på grunne områder ble det brukt flytewobblers: Rapala Original farge S 13cm og Rapmax 13cm farge Fs. Fiske fra land var meget effektivt når torsken var oppe på grunnene for å beite på krabber/børstemark i perioden høst til vår. Man fikk også muligheten til å snakke med andre fiskere og informere om merkeprosjektet slik at gjenfangst av fisk ble rapportert inn.

Under rusefiske ble det benyttet femten ruser i alt, der to var torskeruser og resten var doble åleruser. Rusene ble i starten av innsamlingsrunden satt med ca 150 meter mellomrom og spredd jevnt utover stasjonsområdet. Områdene rusene ble satt i ble valgt ut ved hjelp av ekkolodd og sjøkart (Kystverket 2012), samt lokalkunnskap. Flate områder ble foretrukket for å få mest mulig effektivt fiske.



Figur 7. Øverst: Skisse av åleruse. Nederst: Torsk i en av rusene. Foto: Sondre A Ski

Områdene ble valgt ut til å bestå av dyp som var grunnere enn 25 meter. Dette for å unngå at fisken skulle få problemer med regulering av svømmeblæra pga trykkfallet under oppstigning. Innsatsen var ca 10 dager per stasjon og rusene skulle stå i 3 til 4 dager i før de ble tatt opp og

tømt, så satt ut igjen (etter et s.k.. robust design, se statistiske metoder). Deretter 10 nye dager på ny stasjon til alle tre stasjonene var fisket likt. Dette ble gjentatt i tre hovedrunder. Båtene som ble benyttet var Universitetet i Oslo biologiske stasjon i Drøbak sin Rana SL20, Denne ble benyttet på stasjon 1 og 2. På stasjon 3 ble Elbe Normark sin Silver Shark 580CC benyttet. Ålefiske ble forbudt for både yrkesfiskere og private etter 1.1.2010. Det ble derfor innhentete tillatelse fra Fiskeridirektoratet for bruk av åleruser den 28.06.2011. (Se vedlegg)

2.4 Merkeutstyret

Under merkeprosessen ble det benyttet utstyr fra FLOY TAG[®]. Merkepistolen var en Mark III Regular pistol, og nålene var super heavy duty. Merkene som ble benyttet var FD-68BC (Tag 2012), farge grønn med påskrift: Lengde, sted, dato, individ nummer AO NNNN og retur adresse. Det ble annonser i lokal aviser (Budstikka/Amta; 14.4.2012 / 27.6.2011) om at det foregikk merkeforsøk på torsk, slik at lekfolk skulle være oppmerksomme når de var ute og fisket. Personer som sendte inn merker fikk tilbakemelding om historikken til torsken de hadde fanget og en liten belønning som ble sponset av Elbe Normark AS.



Figur 8. Floyd tag som ble brukt, Foto: Sondre A Ski

Under merking ble fisken lagt i en krybbe, designet for akkurat dette formålet. Krybben hadde fastmontert målebånd og ett håndkle som ble fuktet. Innsamlet torsk ble oppbevart i en tank før de ble merket og satt ut igjen på fangststedet. Tiden i oppbevaringstanken var minimal da håndteringstiden var mindre en 20 sekunder per fisk. All torsk over 25 cm ble merket. Lengden ble målt mellom nese og splitten i halefinnen til nærmeste cm (Olsen & Moland 2010). Sted, fangstdato, lengde og fiskeredskap ble notert. Vekt ble bare unntaksvis notert ut fra at vi ønsket minst mulig håndtering av fisken.

2.5 Materialet

Totalt ble 587 torsk merket i perioden april 2011 til april 2012. Av de 587 torskene som ble merket, ble 25 innrapportert som gjenfangst. Gjenfangstene kom fra både yrkesfiskere og fritidsfiskere. Det ble fanget flest torsk i ruse, deretter pilk, så flytewobbel Tabell 1.

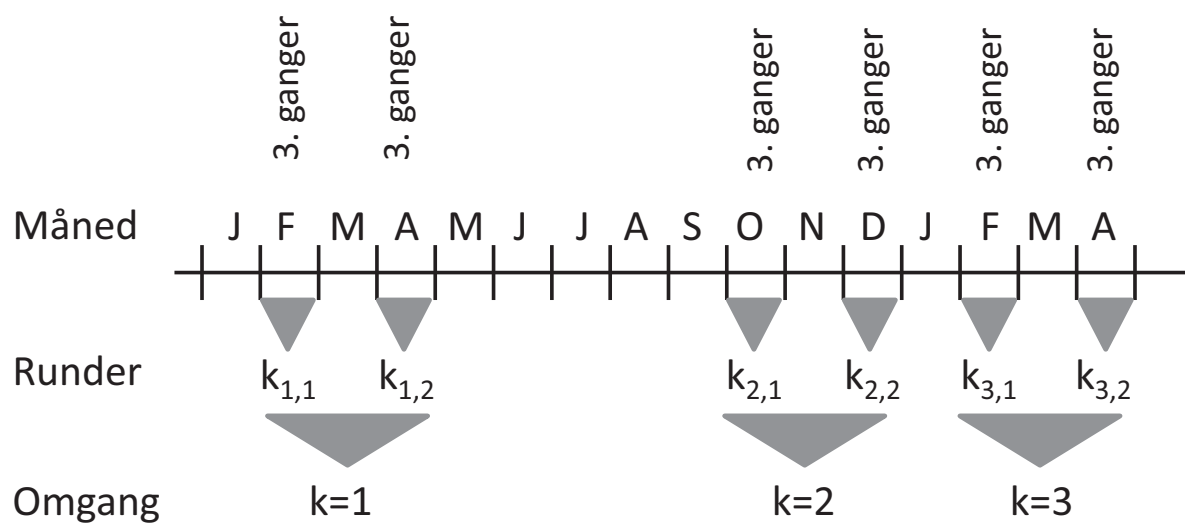
Tabell 1. Fangst fordelt på de forskjellige fangstredskapene, 293 torsk i ruse, 227 på pilk og 67 på flytewobbler og antall torsk på de tre stasjonene.

	Ruse	Pilking	Flytewobbler
ST1	52	195	6
ST2	89	5	0
ST3	152	27	13
Vollen	0	0	48

Både stasjon 1 og stasjon 3 viste seg å ha bra med torsk da fangsten var god gjennom hele året. Stasjon 2 var ikke et like bra sted, og fangsten varierte kraftig. Stasjonen i Vollen kan ikke direkte sammenlignes med de andre stasjonene fordi det kun ble fisket med flytewobbler. På stasjon 1 ble det samlet 253 torsk, 94 torsk på stasjon 2, 192 torsk på Stasjon 3, og 48 torsk i Vollen.

2.6 Statistiske analyser

Statistiske analyser ble gjennomført med programmene R (R Development Core Team 2011) og Mark (White & Burnham 1999). Microsoft Excel 2010 ble brukt til å skrive ned rådata. I utgangspunktet ble dataene samlet inn i seks hovedomganger (F11, A11, O11, D11, F12 og A12). Rusene ble tømt hver tredje dag innenfor hver av disse omgangene. Fordi gjenfangstraten var lav (4,25 % totalt), ble jeg nødt til å dele inn dataene annerledes for å kunne estimere noen populasjonsparametre. Jeg delte derfor inn i tre hovedomganger: vår 2011, høst 2011 og vår 2012 der det innenfor hver av disse omgangene ble delt inn i to innsamlingsrunder Figur 9.



Figur 9. Innsamlingsdesign og omgruppering av data for analyse i robust design setting, slik at jeg sitter igjen med 3 omganger som hver består av to runder.

I analysene av merkedataene har jeg brukt en robust design Huggins modellstruktur (RD-Huggins (Huggins 1989; Kendall & Nichols 1995; Kendall et al. 1995) der stasjonsvise parametre ble estimert som gruppeeffekter. I utgangspunktet ville jeg gjøre dette i en multistratasetting, men da det kun ble gjenfanget ett individ som vandret mellom stasjoner ble ikke dette mulig. RD-Huggins modellstruktur har tre primære parametre (Figur 10): overlevelsessannsynlighet (S), fangstsannsynlighet (p) og migrasjonssannsynlighet (γ), der fangstsannsynlighet deles inn i førstegangsfangstsannsynlighet (p^*) og gjenfangstsannsynlighet (c). Videre åpner denne parametriseringen for estimering av populasjonsstørrelse (N) ved at $N=n/p^*$ - der n er antall fanget i en stasjon pr omgang (Huggins 1989; Huggins 1991). Parameteret γ kan deles opp i to sannsynligheter: γ' og γ'' .

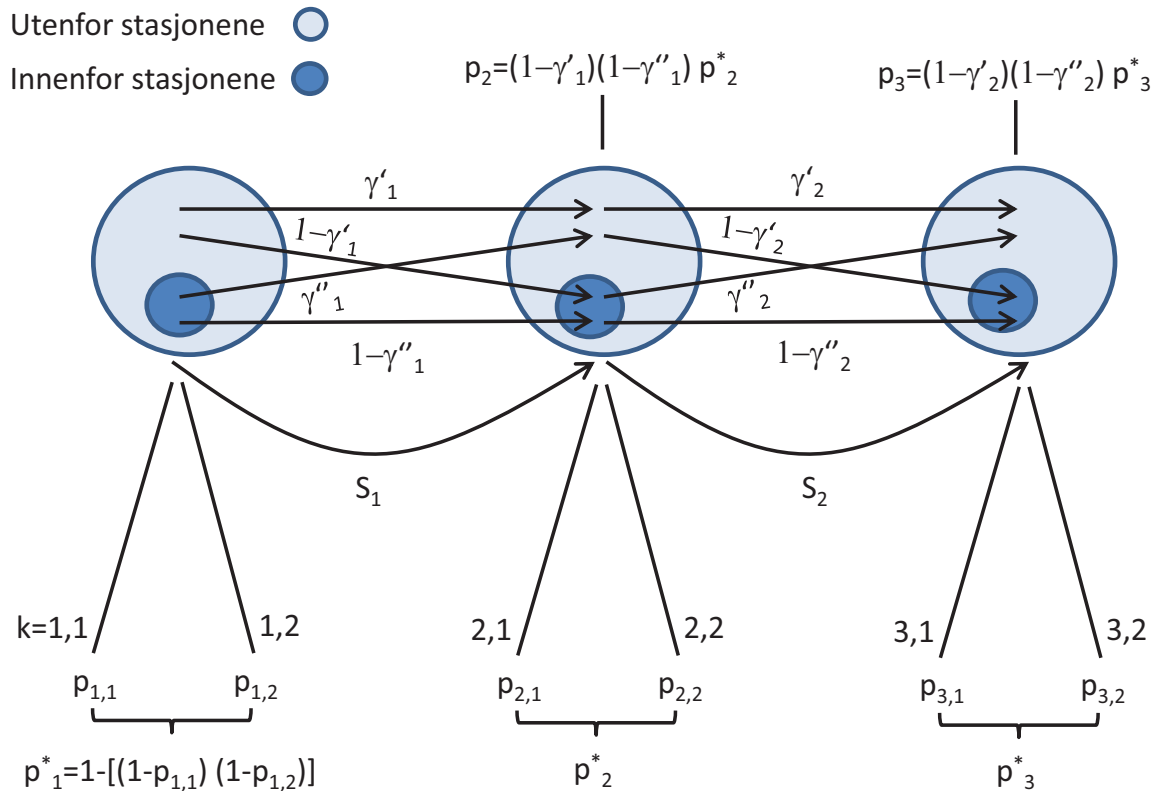
Førstnevnte utgjør «sannsynligheten for å flytte seg ut av stasjonene mellom to omganger» og sistnevnte «sannsynligheten for å forbli utenfor stasjonene mellom to fangstomganger» (Kendall et al. 1997).

RD-Huggins parametriseringen forutsetter at det er ubetydelig dødelighet og migrasjon mellom fangstrunder innen omgang og det er nettopp denne antagelsen som gjør at man kan estimere omgangsvise populasjonsstørrelser. Mellom omgangene vil imidlertid populasjonen være «åpen» ved at individene kan dø, men i modelltilpasningene som jeg har gjort antar jeg at alle individene holder seg i Indre Oslofjord. Dette innebærer at jeg antar at fisken har en sterk stedstilknytning («Fidelity» på engelsk, forkortes F). Det kan være at $F=1$ er en feil antagelse, men det ville kreve mer data som dekker lenger tidsperiode for å kunne estimere F. Dersom F faktisk er mindre enn 1 vil dette påvirke S slik at denne blir estimert til å være høyere enn den faktisk er.

For å estimere de ulike parameterne bruker man binomiale eller multinomiale fangsthistorier. I mitt tilfelle brukte jeg binomiale fangsthistorier der 0 står for «ikke observert» og 1 for « observert». Jeg lagde for hver fisk egne fangsthistorier bestående av seks 0 og/eller 1 der to og to gjenspeiler runder innen samme fangstomgang (se Figur 22 for utsnitt av inputfila som ble brukt i analysene). For eksempel vil en fangsthistorie som «01 00 10» bety at fisken ble først fanget (og merket) i andre runde i første fangstomgang, ikke gjenfanget i andre fangstomgang, men gjenfanget i første runde i tredje fangstomgang (og ikke gjenfanget i andre runde siste fangstomgang). Sannsynligheten for å ha en slik fangsthistorie kan regnes ut fra: $S_1 S_2 [\gamma''_1 (1 - \gamma''_2) + (1 - \gamma''_1) (1 - p^*_2) (1 - \gamma''_2)] p^*_3$

Fordi fisken overlever begge overlevelsesperiodene (blir gjenfanget siste fangstomgang) blir total overlevelsessannsynlighet $S_1 S_2$. Inne i klammeparentesen ser vi at det er to ledd i en summasjon. Første leddet, $\gamma''_1 (1 - \gamma''_2)$, gjenspeiler sannsynligheten for at fisken vandrer ut av stasjonene mellom omgang 1 og 2 (og derfor ikke kan fanges i omgang 2) for så å vandre tilbake igjen mellom omgang 2 og 3. Det andre leddet innebærer at fisken forblir i stasjonene hele tiden, men at den ikke gjenfanges i omgang 2 (derfor $(1 - p^*_2)$).

Parameterne estimeres ved Maximum likelihood metodikk og hver parameter kan estimeres som funksjon av gruppeeffekter (f eks stasjon, kjønn) og/eller individuelle kovarianter (f eks lengde, kondisjon). Jeg brukte programmet MARK til å gjøre disse beregningene (White & Burnham 1999).



Figur 10. Parametrisering under RD-Huggins modellstruktur der antar lukket system. Lyseblå sirkler indikerer indre Oslofjord og mørkeblå indikerer områder som er dekket av stasjonene. Hver omgang (k) er delt opp i to runder (k(i,j)) for å kunne estimere p^* og c under robust antagelse om at det er ubetydelig dødelighet og migrasjon i perioden mellom fangstrundene innen omgang.

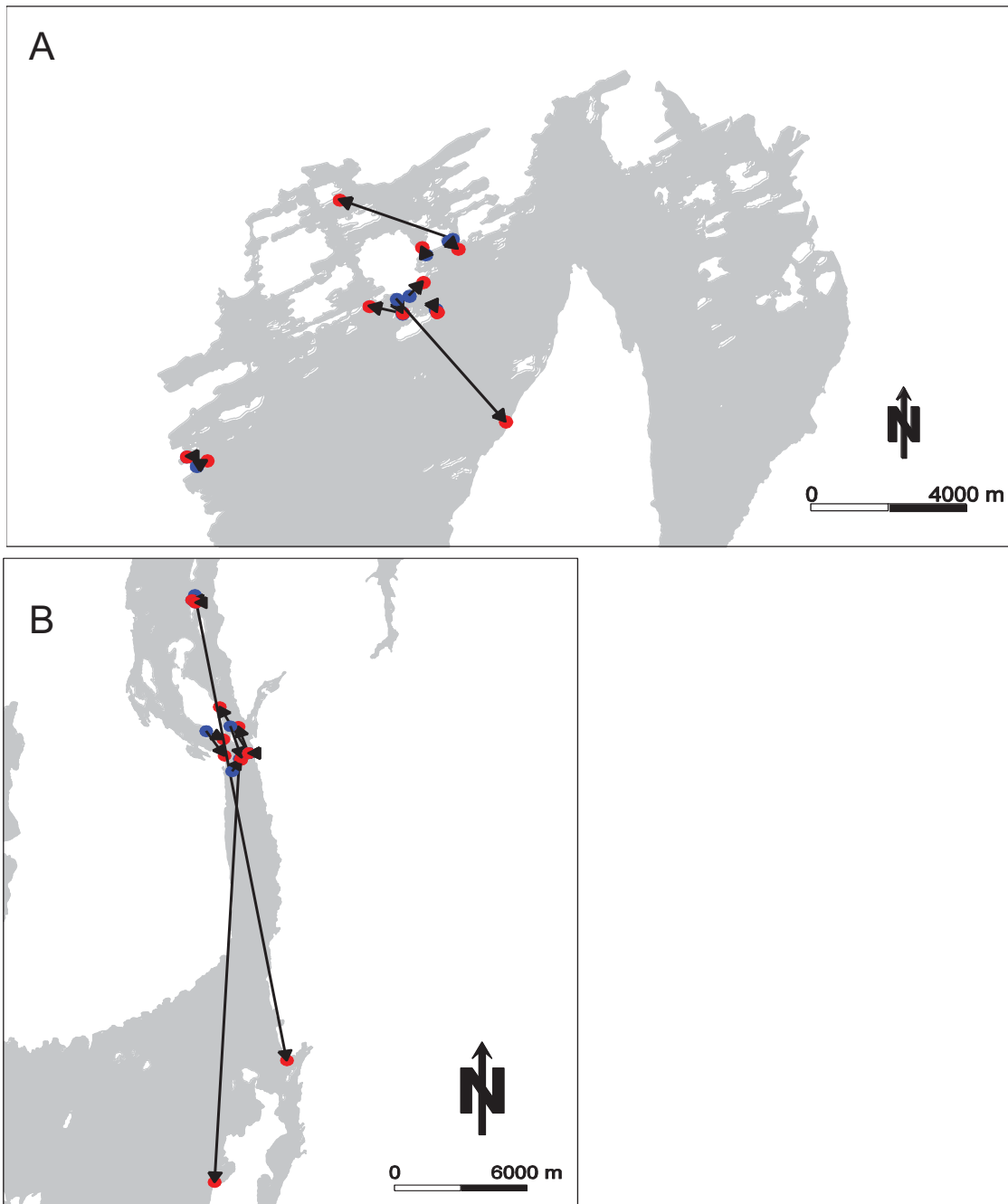
Ved sammenligning av ulike grupper (stasjoner og eller periode) har jeg tilpasset lineære modeller med tilhørende ANOVA for uttesting av statistisk signifikans. For å estimere størrelseeffekten på svømmeavstand ble lineær regresjon brukt. Dette ble gjort i lm-proseduren i R (R Development Core Team 2011).

Modellutvalgelse ble foretatt ved bruk av AIC (Akaike's Information Criterion) for alle statistiske (inklusive merke-gjenfangst) analyser (Burnham et al. 1998).

3 Resultater

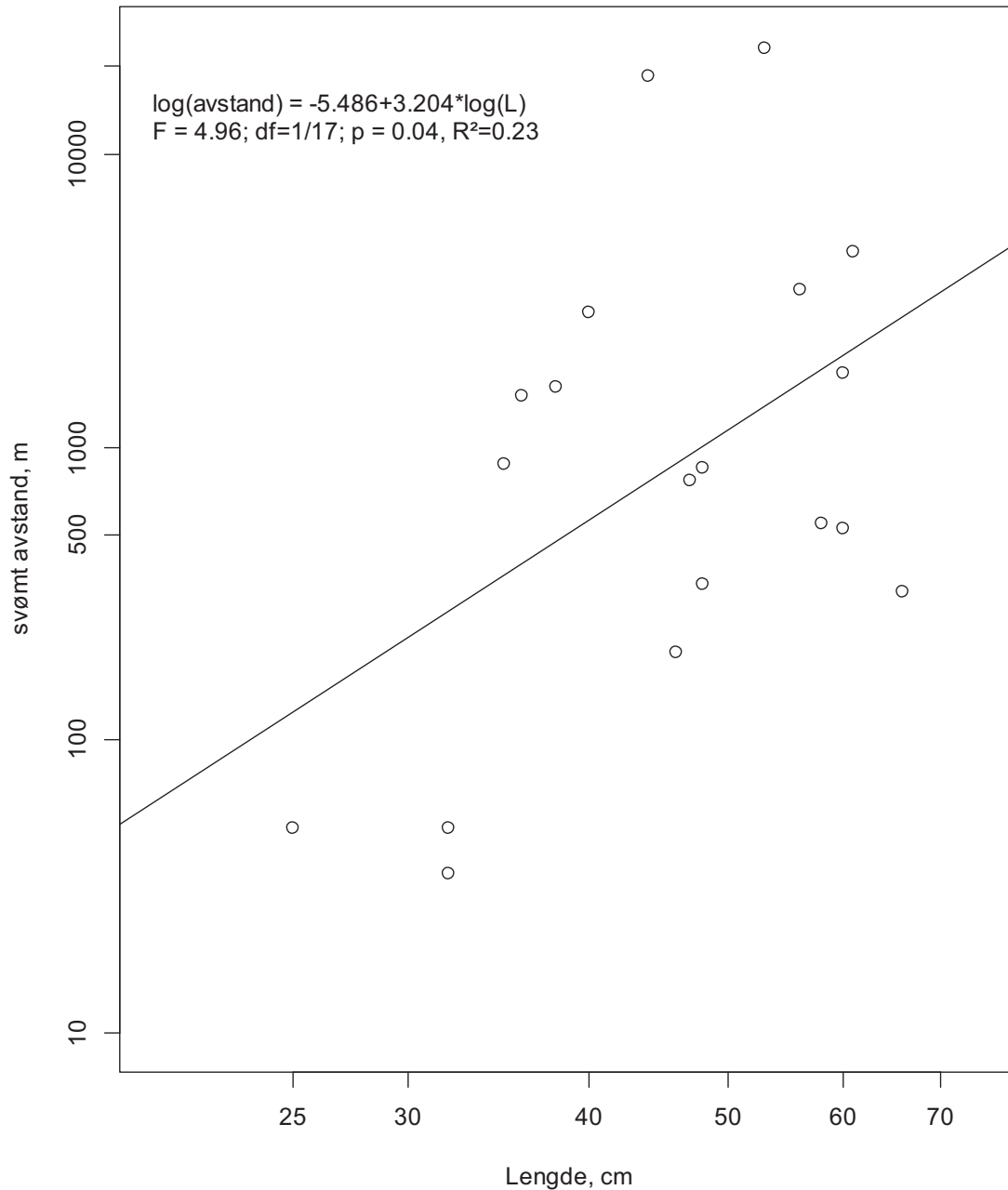
3.1 Vandringer

De fleste av torskene ble gjenfanget innenfor stasjonsområdene de ble merket i (Figur 11). Av de 25 gjenfangede individene hadde halvparten (medianen) svømt kortere enn 530 m mellom utsetting og gjenfangst, mens 90 % av individene hadde svømt kortere enn 4200 meter. To torsker bevegede seg henholdsvis 23 000 meter og 18 500 meter (Figur 11 B).



Figur 11. Vandringsmønster hos gjenfanget torsk merket i sone 3 (A) og sone 1 og 2 (B). Blå=merkested, Rød = gjenfangststed.

Lengden på torsken avgjorde hvor mye den ville vandre ut fra merkestedet, stor torsk vandrer lengre enn mindre torsk (Figur 12). Ni torsker viste seg å være svært stasjonære da de ble gjenfanget på akkurat samme sted hvor de ble merket, og det etter flere måneder.



Figur 12. Scatterplott av vandringslengde mot lengde på torsken samt tilpasset lineær modell. Modellen viser at større torsk vandrer lengre enn små torsk.

3.2 Merke-gjenfangstanalyser

I alt ble 23 ulike modellstrukturer tilpasset merke-gjenfangstdataene. Modellen som hadde størst støtte i dataene hadde en AIC-vekt på 0,68 og den nest beste modellen hadde en ΔAIC på 4,66. Fordi den beste modellen hadde såpass mye mer støtte i dataene enn de andre, har jeg valgt utelukkende å forholde meg til denne i de videre analysene.

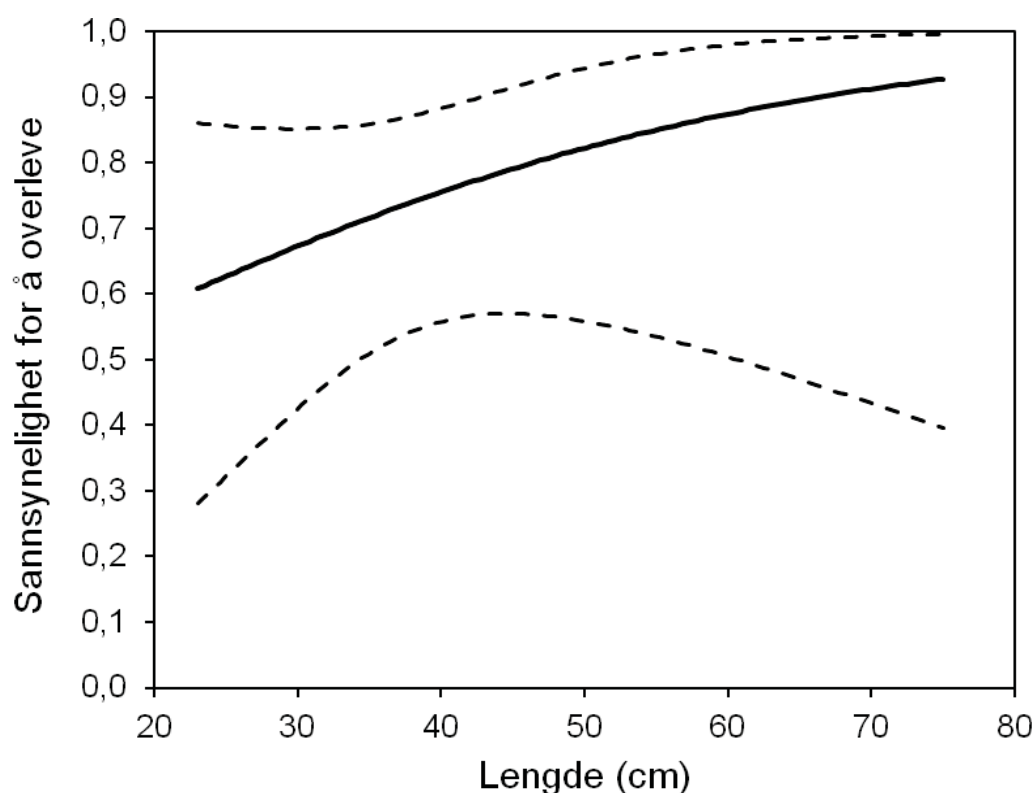
Den utvalgte RD-Hugginsmodellen (Tabell 2) hadde lengde-spesifikk overlevelse for kun stasjon 1 (Figur 13) og konstant overlevelse for de to andre stasjonene. Estimert overlevelse (med tilhørende konfidensintervall) i stasjon 2 og 3 var hhv 0,04 (0,0; 1,0) og 0,82 (0,63; 0,94). Legg merke til at her har ikke MARK-programmet klart å estimere overlevelsen for Stasjon 2 på en skikkelig måte på grunn av få gjenfangster. Videre var det størst støtte i dataene for lik inn- og utvandring av stasjonene ($\gamma' = \gamma'' = 0,87$ (0,14; 0,99)) samt at sannsynlighet for førstegangsfangst var konstant og lik mellom stasjonene ($p^* = 0,084$ (0,014; 0,38)). Sannsynlighet for gjenfangst (c) var lengdeavhengig og økte med økende størrelse på torsken (Tabell 2).

Tabell 2. Modell seksjonstabell av de ulike RD-Huggins kandidatmodellene. Modellene er rangert etter AICc-verdier der den utvalgte modellen (den med lavest AICc) står øverst. S = overlevelse, StX = Stasjon X, L = fiskelengde, γ'' = sannsynlighet for at torsken vandrer ut av de tre stasjonene mellom fangsomgangene, γ' = sannsynlighet for at torsken vandrer inn i de tre stasjonene mellom fangsomgangene, p^* = sannsynlighet for førstegangsfangst, c = sannsynlighet for gjenfangst, nP = antall parametere.

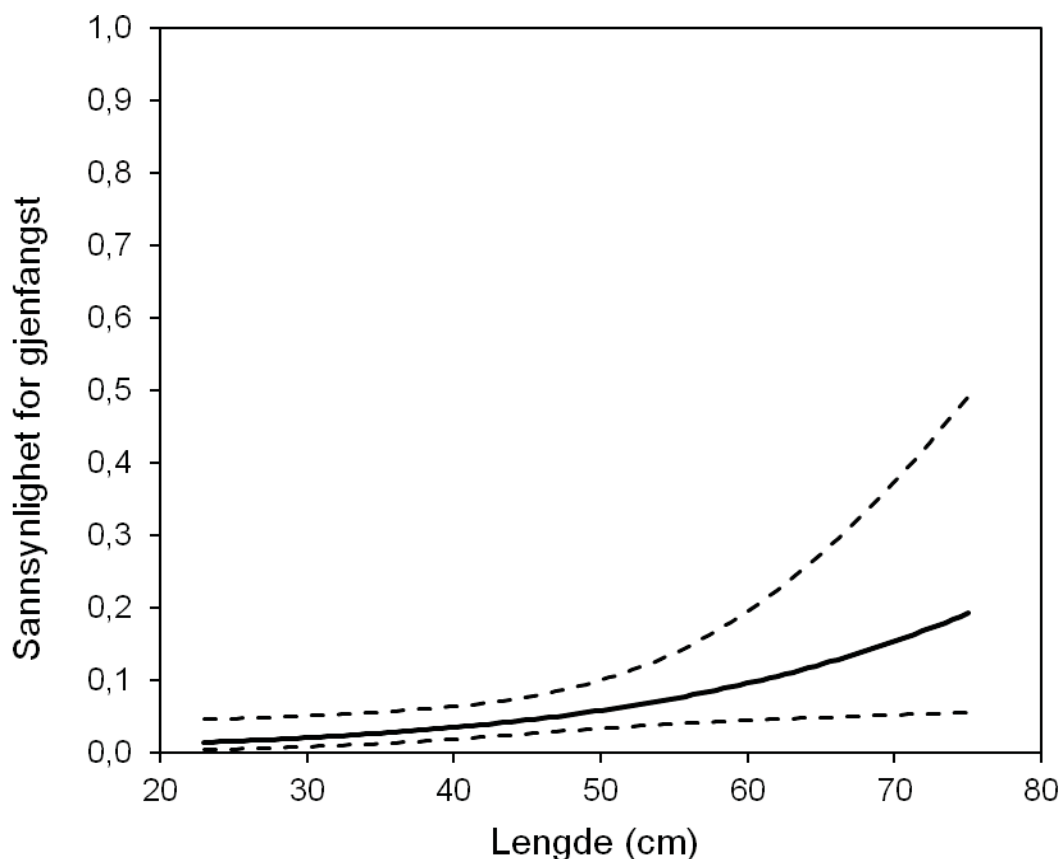
Model	AICc	Δ AICc	AICc vekt	Modell Likelihood	nP.	Devians
{S(St1*L, St2., St3.3) γ (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1078,907	0	0,67884	1	5	1068,808
{S(St+St3+St1*L) γ'' (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1083,57	4,6636	0,06593	0,0971	6	1071,432
{S(St1*L, St2., St3.2) γ'' (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1083,573	4,6661	0,06585	0,097	6	1071,434
{S(St1*L, St2., St3.) γ'' (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1085,551	6,6442	0,02449	0,0361	7	1071,366
{S(St1*L, St2., St3.) γ'' (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1085,557	6,6508	0,02441	0,036	7	1071,373
{S(St1*L, St2(t), St3.) γ'' (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1085,557	6,6508	0,02441	0,036	7	1071,373
{S(St+St1*L) γ'' (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1085,931	7,0247	0,02025	0,0298	6	1073,793
{S(St+St1*L) γ'' (.)= γ' (.)p(.)c(L)}	1085,947	7,0403	0,02009	0,0296	6	1073,809
{S(L) γ'' (.)p(.)c(L)}	1086,858	7,9513	0,01274	0,0188	6	1074,72
{S(St1*L, St2(t), St3.) γ'' (.)= γ' (.) γ' (st2) γ'' (st2)p(.)c(L)}	1087,604	8,6973	0,00877	0,0129	8	1071,366
{S(St1*L, St2(L), St3.) γ'' (.)= γ' (.) γ' (st2) γ'' (st2)p(.)c(L)}	1087,604	8,6973	0,00877	0,0129	8	1071,366
{S(St1*L, St2(t), St3.) γ'' (.)= γ' (.) γ' (st2)= γ'' (st2)p(.)c(L)}	1087,61	8,7039	0,00874	0,0129	8	1071,373
{S(St1*L, St2(t), St3.) γ'' (.)= γ' (.) γ'' (st2)p(.)c(L)}	1087,61	8,7039	0,00874	0,0129	8	1071,373
{S(L) γ'' (.)p(L)c(L)}	1087,649	8,7423	0,00858	0,0126	7	1073,464
{S(St1*L, St2., St3.) γ'' (.)= γ' (.)p(L)c(L)}	1088,712	9,8056	0,00504	0,0074	9	1070,415
{S(St1*L, St2(t), St3.) γ'' (.)= γ' (.) γ' (st2) γ'' (st2)p(.)c(L)}	1089,664	10,7572	0,00313	0,0046	9	1071,366
{S(L) γ'' (.)p(.)c(.)}	1089,998	11,0917	0,00265	0,0039	5	1079,9
{S.) γ'' (.)p(st)c(st)}	1090,491	11,5846	0,00207	0,003	9	1072,194
{S(St*L) γ'' (.) γ' (.)p(L)c(L)}	1090,511	11,6046	0,00205	0,003	10	1070,147
{S.) γ'' (.)p(.)c(.)}	1090,533	11,6264	0,00203	0,003	5	1080,434
{S(season) γ'' (season) γ' (.)p(st)c(st)}	1092,051	13,1446	0,00095	0,0014	14	1063,351
{S(St) γ'' (.) γ' (.)p(L)c(L)}	1092,206	13,2995	0,00088	0,0013	7	1078,022
{S(L) γ'' (L) γ' (L)p(L)c(L)}	1093,037	14,1308	0,00058	0,0009	10	1072,673

Tabell 3. Logit-parameterestimer (β) for den utvalgte RD-Hugginsmodellen med tilhørende standardfeil, (SE) og øvre og nedre konfidensintervall.

Parameter	koeffisient	β	SE	NKI	ØKI
S	intercept	1,36	0,74	-0,08	2,81
	St2	-4,54	317,23	-626,31	617,23
	St3	0,13	0,55	-0,96	1,22
	Lengde	0,52	0,56	-0,57	1,61
γ'=γ''	intercept	1,92	1,89	-1,79	5,63
p	intercept	-2,39	0,96	-4,27	-0,51
c	intercept	-3,27	0,31	-3,88	-2,65
	Lengde	0,58	0,25	0,10	1,06



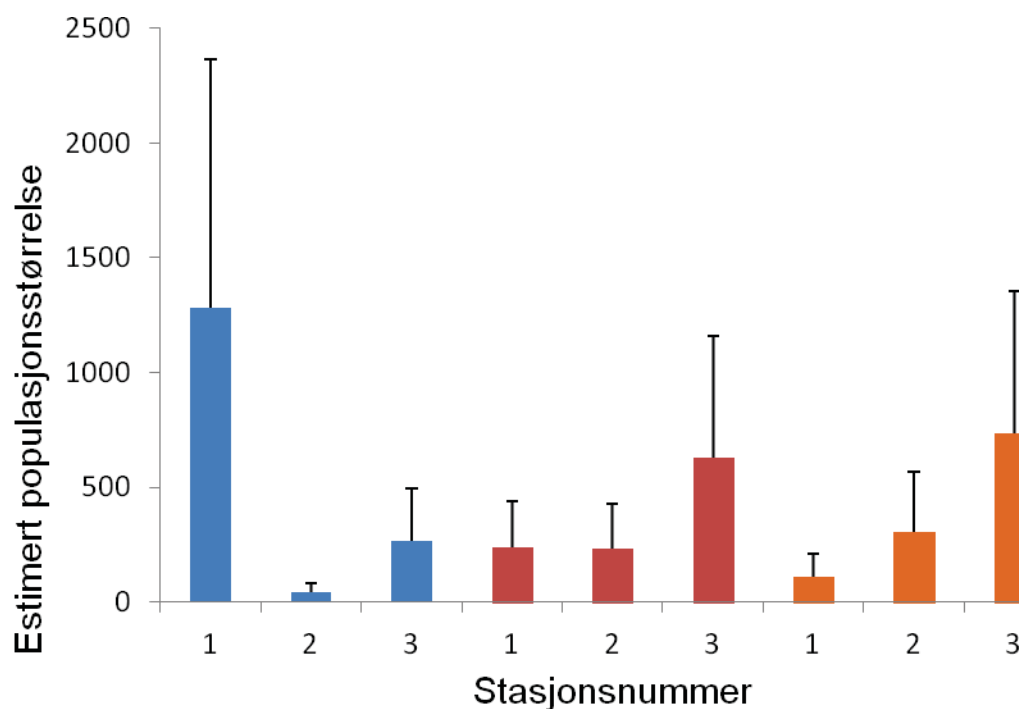
Figur 13. Størrelsesavhengig månedlig overlevelse hos torsk fra stasjon 1 slik den estimeres fra den beste Robust-design Huggins modellen.



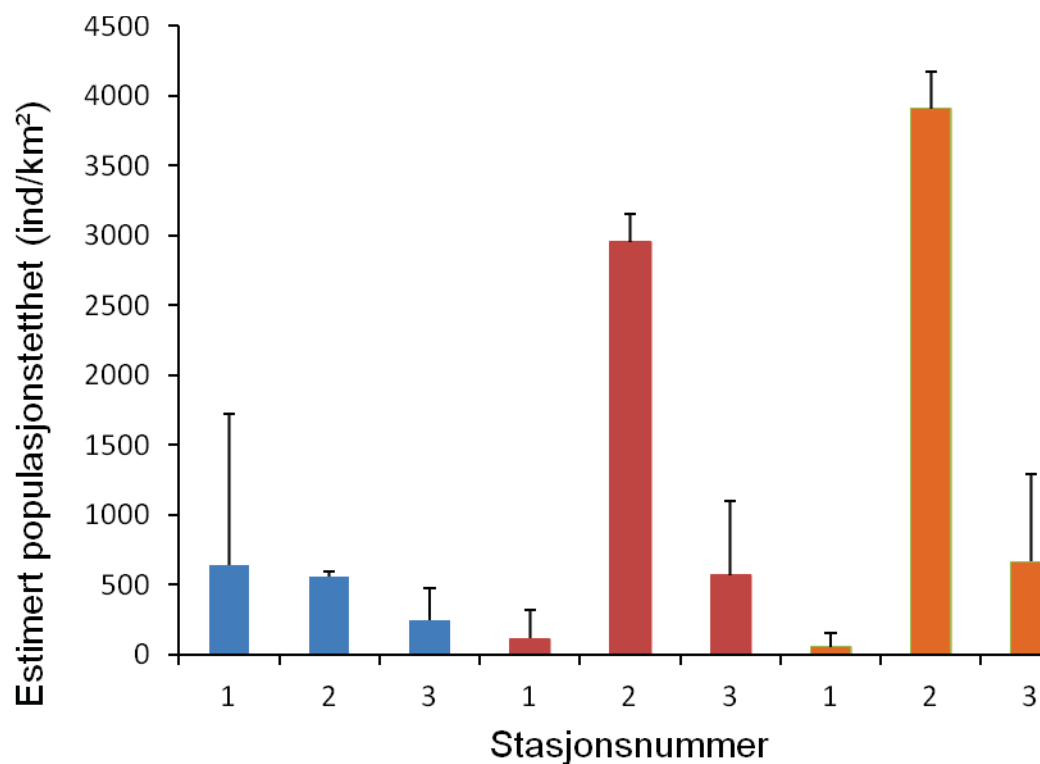
Figur 14. Størrelsesavhengig gjenfangstsannsynlighet (c) for torsk i de tre stasjonene slik den estimeres fra den beste modellen.

Estimert populasjonsstørrelse fra Huggins-modellen varierte betydelig mellom stasjoner og mellom runder (Figur 15), der Stasjon 1 har hatt en nedgang i populasjonsstørrelse over de tre rundene, mens det har vært en økning for både Stasjon 2 og 3 i samme periode (Figur 15).

Ved å dele populasjonsestimatene på stasjonenes areal (Figur 16), fikk jeg fram at antall torsk per kvadratkilometer i gjennomsnitt på alle stasjonene var på 1080 ± 924 (SD). Ser man på tetthet i de tre stasjonene har stasjon 2 den høyeste estimerte tettheten med gjennomsnittlig 2474 ± 2122 torsk per kvadratkilometer, mens Stasjon 1 hadde 272 ± 230 og Stasjon 3 hadde 494 ± 419 torsk per kvadratkilometer (Figur 16).



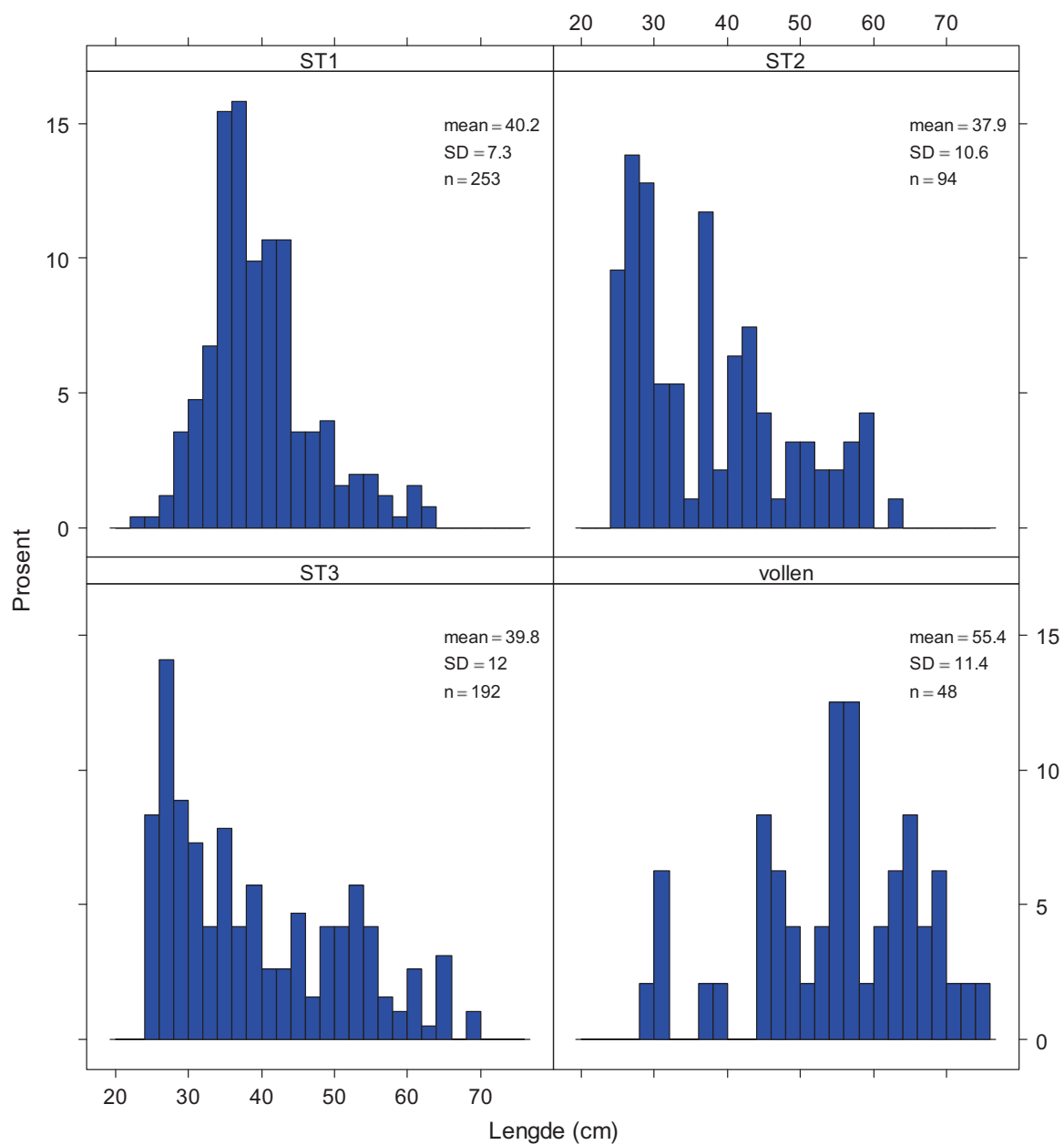
Figur 15. Estimert populasjonsstørrelse for de tre rundene (oppgitt som tre ulike farger, blå=runde 1, rød=runde2 og oransje=runde 3).



Figur 16. Estimert populasjonstetthet individ per km² for de tre rundene (oppgitt som tre ulike farger, blå=runde 1, rød=runde2 og oransje=runde 3).

3.3 Lengdestruktur

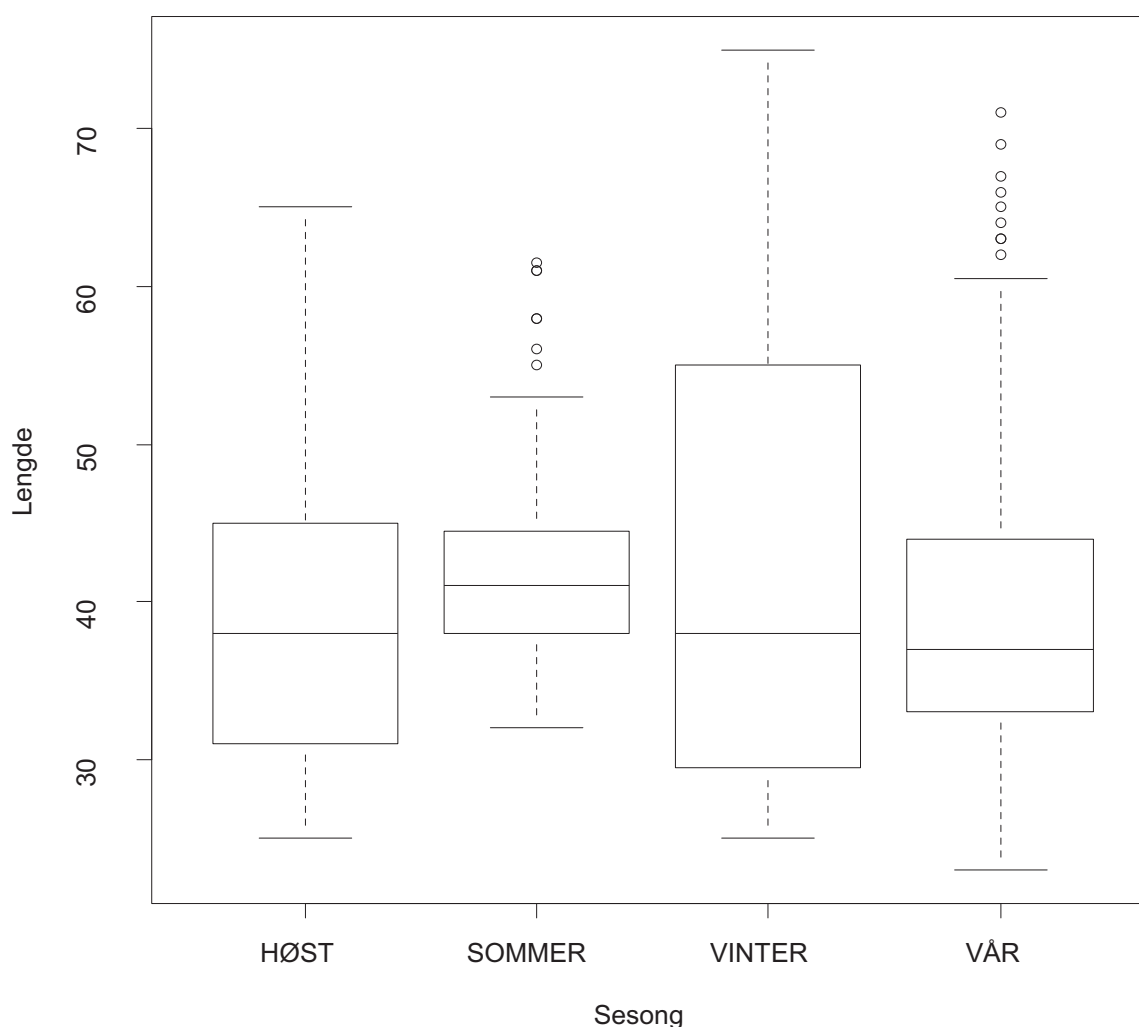
Lengden på torsken varierte fra 25-75cm, der gjennomsnittet for alle stasjonene og redskap var på $40,94 \pm 10,84$ (SD) cm.



Figur 17. Lengdefordeling i de fire stasjonene, med oppsummerende statistikk.

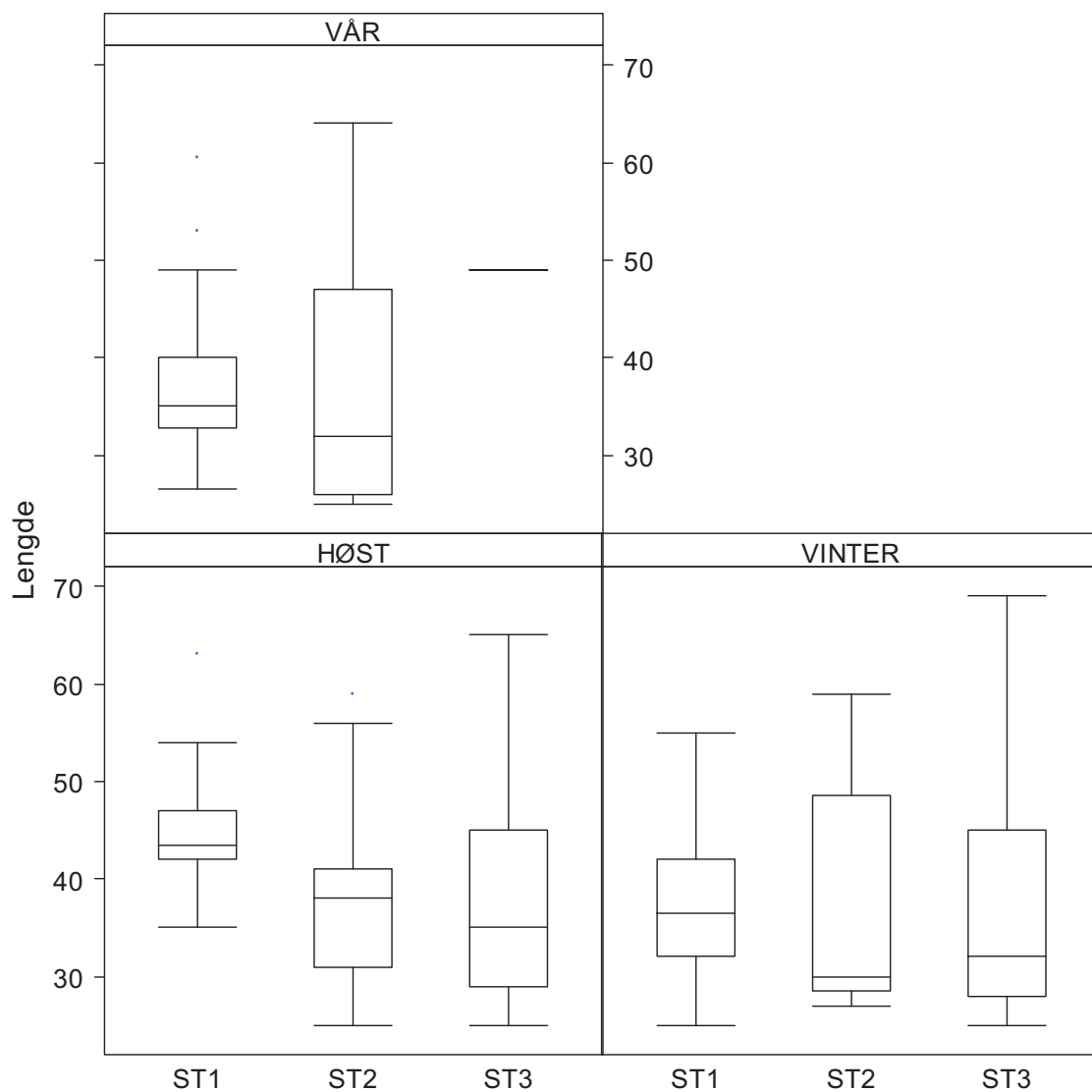
Stasjon 1 har en tydelig topp mellom 30 og 40 cm (Figur 17) noe som kan være et resultat av redskapsseleksjon. Stasjon 1 har mange gode fiskeplasser som det ikke var mulig og sett ruser på, derfor ble pilk brukt mye, noe som førte til mye fisk på mellom 30-40 cm. Stasjon 2 og stasjon 3 har fått et mer forventet resultat der lengdefordelingen samsvarer med overlevelse, dvs tydelig nedgang i antall med økende lengde (Figur 17). Stasjonen i Vollen har en skjevare lengdefordeling da det kun er blitt fisket med flytewobbel på dagtid.

Lengdestrukturen på torsken jeg har samlet inn viser små, men signifikante forskjeller gjennom sesongene (Enveis Anova: $F=3,83$, $df=3,583$, $p=0,0097$), med størst spredning av lengde på vinteren (Figur 18). Torsken fanget under sommerperioden har en noe lenger gjennomsnittslengde og har mindre spredning på lengden (Figur 18).



Figur 18. Box-plott av den sesongmessige lengdefordelingen for torsk fanget i indre Oslofjord 2011-2012.

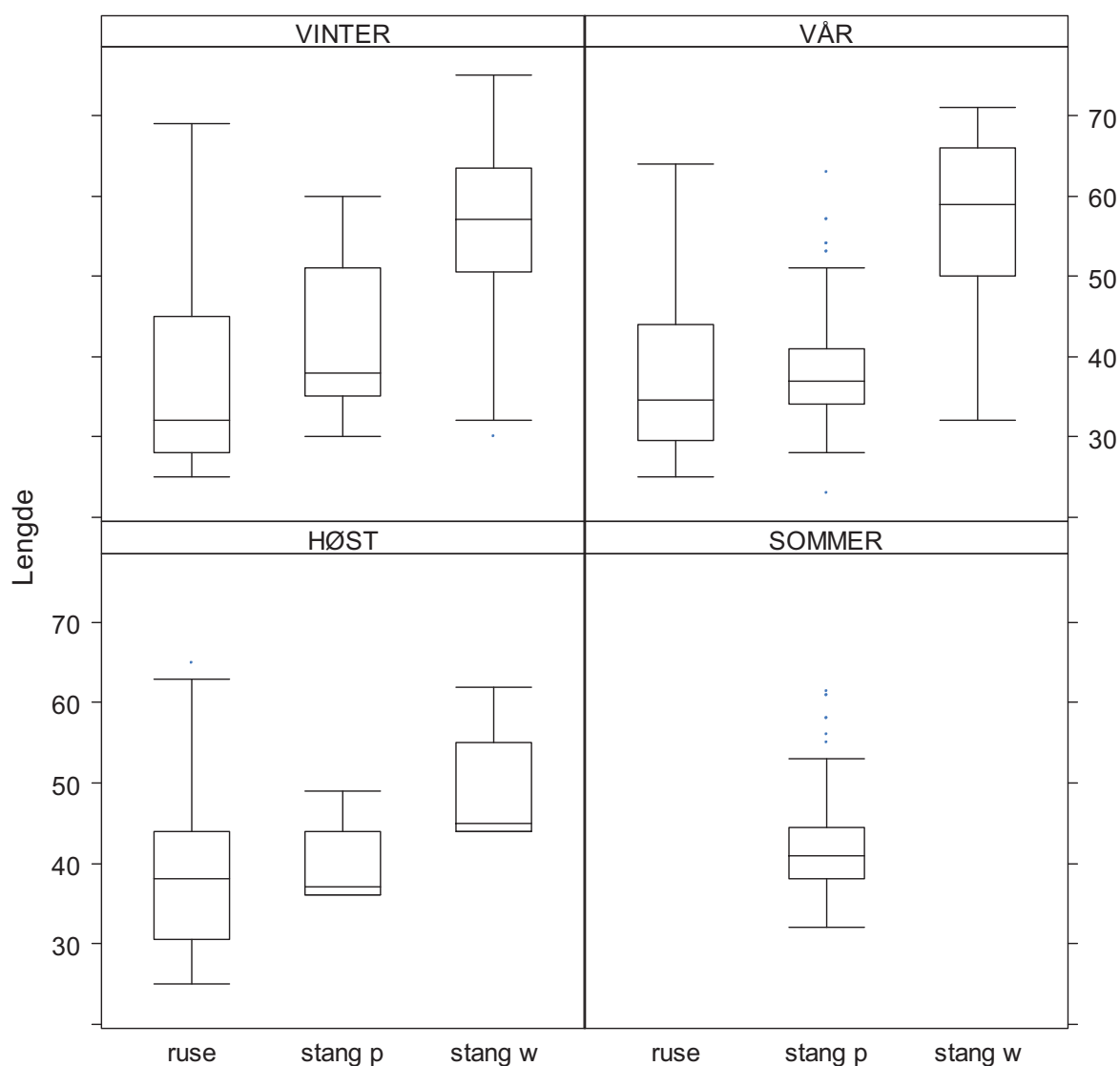
Det var ingen signifikant forskjell av hverken sesong eller stasjon og interaksjonen mellom disse på lengde for rusefanget torsk (enveis og toveis ANOVA, alle $p > 0,05$, Figur 19).



Figur 19. Box-plott av den sesongmessige lengdefordelingen i rusefangstene fordelt på de tre stasjonene for torsk fanget i indre Oslofjord 2011-2012. For vår stasjon 3 mangler lengdedata grunnet tap av logg-bok.

3.4 Redskapsseleksjon

Rusefiske ga mest torsk, men også størst variasjon i lengde (cm) gjennom hele året. Pilkefiske fikk noe større gjennomsnittslengde, men også mindre spredning i total lengde. Wobbelfiske var meget selektivt på de største torskene. De ulike redskapstypene fanget signifikant forskjellige størrelsesgrupper av torsk (enveis-ANOVA: $F=95.303$, $df= 2, 584$, $p<0.0001$), der wobblerfiske fanget de største individene ($55,5\pm10,5$ cm, snitt $\pm$ SD), pilking fra båt de nest største ($40,5\pm7,0$ cm) og ruse de minste ($38,0\pm10,7$ cm) (Figur 20).



Figur 20. Box-plott av den sesongmessige lengdefordelingen fordelt på ulike fangstmetoder hos torsk fanget i indre Oslofjord 2011-2012. stang p = pilking fra båt, stang w = fiske med flytewobbler fra land.

Tabell 4. Parameterestimer og tilsvarende ANOVA-test, for test av lengdeforskjeller mellom stasjoner og redskapstyper. $R^2_{adj} = 0,26$ Parameterestimer.

ANOVA								
Parameter	Koeffisient	SE	Effekt	Df	SS	MS	F	p
Intercept	38,42	0,80	Redskap	2	16929	8464,3	96,399	<0,0001
Redskap[stang p]	1,21	1,36	Sesong	3	853	284,3	3,237	0,022
Redskapstang[stangw]	17,85	1,32	Residualer	581	51014	87,8		
sessong[SOMMER]	2,67	1,75						
sessong[VINTER]	-0,71	1,11						
sessong[VÅR]	-1,13	1,36						

De tre fangstmetodene hadde signifikant forskjellige lengdefordelinger (Tabell 4), $p_{\text{Redskap}} < 0,0001$). Sesongvariasjonene i lengdestrukturen er ikke så tydelige, men også er signifikante forskjellige (Tabell 4), $p_{\text{sessong}} = 0,022$.

4 Diskusjon

Torsken i Oslofjorden viser seg å være relativt stasjonær, men mange har småskala sesongvandring. Noen få individer har svømt ut av stasjonsområdene og blitt gjenfanget i områdene utenfor disse. Tetthetsestimatene på de forskjellige stasjonene varierte betydelig i tid og rom. Torsken viste ingen signifikant størrelsesforskjell mellom stasjonene om man kun ser på rusefangst. Andre fangstredskaper som pilk og wobblers fanget i gjennomsnitt større torsk, og var mer selektive avhengig av sesong, spesielt flytewobblers i vinterhalvåret.

4.1 Stasjonærhet og tetthet av torsk

Sesongvandring, enten som gytevandring eller næringsvandring, kan forklare noe av vandringsmønstrene jeg har sett. Dette støttes også av de høye γ' og γ'' estimatene (0,87) og egne observasjoner. Under merkeprosessen ble flere lokaliteter innenfor stasjonsområdet oppsøkt. Erfaringer som ble gjort under studien viste at torsken hadde en tendens til å flytte seg til nye områder gjennom sesongen. Ved pilking i Drøbaksundet var det faste plasser som ble mye brukt i april og mai måned. Disse plassene var «tomme» på høsten og gjennom vinteren. Sesongvandring viste seg også gjeldene i stasjon 3 der torsken trakk vestover under fjordisen midtvinters. Dette kan ha medvirket til at gjenfangstene ble lave ved at stasjonsoppløsningen var for grov til å fange opp småskala sesongvandring.

Undersøkelser gjort i Søndeledfjorden i Aust-Agder av Knutsen et al. (2011) viser at torsken der har en inn- og utvandringssannsynlighet av fjorden på henholdsvis 1 % og 1,7 % per generasjon. Dette fører til at man får små, men signifikante genetiske forskjeller mellom indre og ytre deler av fjorden. Torsken i Søndeledfjorden strukturerer seg i mindre underpopulasjoner som oppholder seg innenfor få km², noe som også er antydnet i mine resultater fra indre Oslofjord. Resultater fra analyser av et omfattende merke-gjenfangstmateriale av torsk langs Skagerakkysten viser at 25 % av torskepopulasjonen bruker mindre områder enn 10 km² mens 95 % av populasjonen bruker mindre område enn 160 km² (Espeland et al. (2008)). De viser samtidig at den begrensede arealbruken utgjør selve grunnlaget for at torskepopulasjonene langs Skagerakkysten er delt opp i genetisk distinkte underpopulasjoner. Sett i lys av denne studien kan det synes som at torsken i min studie tilhører kvartilgruppen av torsk som bruker områder som er mindre enn 10 km². Ilestad et al. (2011) sin akustiske telemetristudie av torsk fra samme område som min stasjon 3 viser at disse, gjennom august til desember perioden, har bruksområder som er betydelig mindre enn 1

km². I den samme studien ble to av de merkede torskene aldri gjenfunnet (mens 7 ble gjenfunnet) og disse to kan muligens ha vandret ut av studieområdet. Disse resultater er konsistente med mine funn ved at 23 av 25 gjenfangster skjer svært nær merkestedet (dvs < 4000 m) og at kun to individer viser betydelige vandringsavstander som bringer dem ut til Moss/Jeløya-området (Figur 11B). Det kan synes som at torsken i indre Oslofjord i gjennomsnitt er mer stasjonær enn torsken ellers langs Skagerakkysten.

Lengden på torsken i min studie ser ut til å påvirke hvor langt de vil vandre fra merkestedet (Figur 12). Noen få individer (9 stk) ble fanget på akkurat samme sted som de ble merket. Stasjonene som ble brukt i denne oppgaven har små arealer i forhold til spredningsområdet til kysttorsken om man ser på undersøkelsene til (Espeland et al. 2008). De små spredningsavstandene i min studie støttes også av telemetristudien til Illestad et al. (2011) som viser at home range (bruksareal) hos torsken i Vestfjorden (stasjon 3) er på <0.2 km².

Estimatene av torsketettheten på de tre stasjonene viser store forskjeller i tid og rom (Figur 15). Denne variasjonen kan trolig knyttes opp mot småskala sesongvandring. Stasjon 2 har ikke blitt estimert skikkelig på grunn av for få gjenfangster, slik at overlevelse ikke blir estimert skikkelig. Stasjon 2 viser dermed høy fisketetthet. Dersom estimatene for St2 viser seg riktig kan en forklaring på den høye tettheten være lavt fisketrykk i dette området. Det ble ikke rapportert inn gjenfanget fisk fra stasjon 2 annet enn det jeg selv fanget. I tillegg observerte jeg svært få fiskere i dette området.

Det finnes ikke mange tetthetsestimater for kysttorsk i Norge, men Knutsen et al. (2011) fant i Sønderledfjorden en populasjonsstørrelse på ca 1800 individer (eldre enn 0-gruppe dvs større enn 25cm). Ved å dele dette på et areal på ca 9,4 km² (min beregning på kystverkets kartside) får man en tetthet på ca 200 individer pr km². Mine estimater var i all hovedsak større enn dette (Figur 16). Knutsen et al. (2011) sin studie presenterer dessverre ikke sesongvariasjon i tetthet av torsk, og jeg kan derfor ikke sammenligne mine sesongvariasjoner i tetthetsestimater med denne studien. Jeg har heller ikke funnet andre tilsvarende relevante studier å sammenligne med. Jeg tror imidlertid at sesongvariasjonen jeg estimerte kan knyttes opp mot sesongvandringene. Dette kan forklares med at under innsamlingsrundene var enkelte plasser bedre enn andre. Det samme viser også gjenfangsten jeg fikk. Hvor torsken ble gjenfanget kunne til en viss grad vise sesongvandring. Disse vandringene gjør at det har betydning når på året man foretar gjenfangstrunder for estimering av populasjonsstørrelse, og

også dødelighet. For riktig estimering av disse parameterne vil det derfor være viktig at en samler inn data på en måte som fanger opp hele området som dekkes av torskens vandringer. Dette kan skje ved enten å samle inn i flere stasjoner innenfor hele leveområdet, eller ved å spre rusene i større stasjoner. En økt forståelse av torskens leveområde vil kunne oppnås ved bruk av telemetristudier (Espeland et al. 2010; Ilestad et al. 2011; Knutsen et al. 2003)

4.2 Lengdefordeling

Jeg fant ingen signifikante forskjeller for lengdefordelingene ved rusefangst mellom stasjoner eller sesong (Figur 17). Dette kan tyde på at det er en jevn fordeling av alle aldersklasser på alle stasjonene, men fordi jeg ikke kjenner alderen på torsken i denne studien kan jeg ikke utelukke at ulik aldersstruktur og ulik individuell vekst har resultert i den like lengdefordelingen (Olsen et al. 2004). For å finne ut om den like lengdefordelingen skyldes forskjellig vekst (og ulik aldersstruktur) eller lik vekst (og aldersstruktur), må man aldersbestemme et utvalg av torsk ved de ulike stasjonene.

Egne observasjoner som ble gjort under wobblerfiske på grunt vann, tyder på at tilstedeværelsen av de forskjellige lengdeklassene endrer seg gjennom sesong og gjennom døgnet. I vinterhalvåret på dagtid ble det ikke observert fisk under 40 cm på grunt vann. Når det ble mørkt kom torsk som var mindre en 40 cm opp på grunt vann. Dette var en tydelig trend fram til slutten av april, da snudde trenden slik at >40cm torsken forsvant uavhengig av tid på døgnet. Torsk < 40 cm var da til stede på grunt vann gjennom hele døgnet til august da vannet ble kaldere. Disse observasjonene støttes av Espeland & Stige (2010) sine telemetristudier på Sørlandet. Dette kan forklares med gytestørrelse og gytetidspunkt, 30 % av torsken over 30 cm er gyteklare ca to somre gamle (Olsen & Moland 2010). Sammen med at større torsk (>40 cm) liker kaldere vann (Ilestad et al. 2011) kan forklare noe av observasjonene. Ved rusefiske ble ikke denne trenden like godt observert da rusene ble spredt fra 2 til 20 meters dyp uavhengig sesong, og sto i minst 3 døgn mellom hver innsamlingsrunde.

4.3 Redskapsseleksjon

Redskapen som ble brukt i innsamlingsrunden viste seg å være størrelsesselektiv (Figur 20). Rusefiske viste seg minst selektivt ved å fange alle størrelser uavhengig av sesong. Redskapsseleksjon viste seg gjeldene da de tre fangstmetodene har signifikante forskjeller på lengdefordeling uavhengig sesong (Figur 20). Flytewobbler viser en meget tydelig trend til å fiske på de største individene. Dette kan gi betydelig seleksjonspotensiale som kan få evolusjonære konsekvenser over relativt kort tid, selv med sportsfiskeutstyr (Arlinghaus et al.

2009). Selektivt fiske på de større individene over en lengre periode har flere ganger vist seg å være negativt i forhold til vekst og modenhet (Olsen & Moland 2010; Otterbech 1954). Redskapsseleksjon er også viktig i forhold til innsamlingsmetode for å få relevante data. Ut i fra mine data viser rusefiske seg å gi de mest representative dataene.

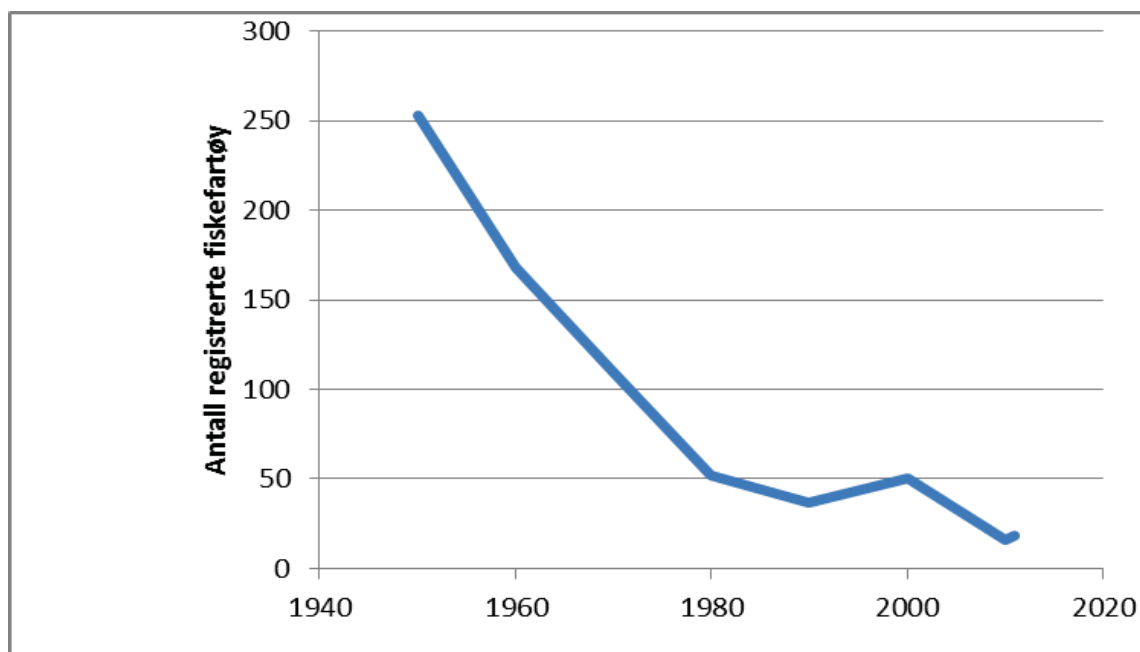
4.4 Forvaltingsaspekter

Forvaltning av kysttorsken som en egen enhet må ikke blandes med skreiforvaltningen. Kysttorsken har vist seg så stasjonær at overbeskatning av lokale populasjoner kan medføre utfisking av underpopulasjoner (Olsen & Moland 2010). Siden kysttorsken viser betydelig grad av stasjonærhet, vil man kunne oppnå bedre kontroll av lokale populasjoner ved å ha lokale kvoter, eller forby fiske i lokale gyteområder. Disse må bli beregnet ut ifra lokale fangster og ikke et nasjonalt kvotesystem (Aglen 2009). Identifisering av separate populasjoner og estimere den geografiske utbredelsen til disse populasjonene er viktig for fiskeriforvaltningen. Kunnskap om populasjoner og deres grenser vil i økende grad bli viktig ved opprettelse av marine verneområder og hindre overfiske på truede populasjoner (Espeland et al. 2008). Indre deler av Oslofjorden viser seg å ha en god bestand av torsk, men utenfor indre deler av Oslofjorden er populasjonen sterkt presset (Olsen et al. 2008). Kun Grenlandsfjorden får gå fri for yrkesfiskere på grunn av mye miljøgifter. Her viser det seg at torsken i høyere grad er større enn i andre områder langs kysten. Det evolusjonære aspektet ved fiske er høyst reelt da torsk som blir utsatt for høyt fiskepress gyter tidligere ved mindre størrelser, som følge av at de større torskene har høyere dødelighet (Olsen & Moland 2010). Dagens yrkesfiske etter kysttorsk foregår som oftest med garn. Dette er et selektivt redskap som fanger de største torskene, dvs > 4 vintre (Julliard et al. 2001). I en ideell forvaltning vil man ha minstemål og maksimum. Slik kan man minke det evolusjonære presset på torsken til å gyte tidligere. De største gytefiskene får gå fri slik at man får opprettholdt en god bestand med gode gytefisker. Torsken i Oslofjorden kan gyte i flere omganger fra februar til mai (Ruud 1939). Stor torsk med mye rogn kan da gyte større porsjoner i flere omganger. Dette kan gjøres ved rusefiske, da denne fangstmetoden synes å ikke selekttere mellom størrelse, og holder fisken i live slik at sortering kan gjøres. Ved å bruke ruser med en gitt maskevidde kan de minste torskene unnsnippe, og rødlistearter som ål (*Anguilla anguilla*) kan unnsnippe. Det er også grunn til å regulere sportsfiske etter kysttorsk. Staten har innført et minstemål på 40 cm på torsk sør for 62° N (Lovdata 2010), men man kunne vurdert å sette et maksimum i tillegg for kysttorsk. Minstemålet på 40 cm er lite allment kjent. Bedre informasjon og mer fokus på hvorfor vi har minstemål, ville kunne øke forståelsen rundt minstemålet. Siden torsken kan

samle seg på gitte plasser under sesongvandring er de spesielt utsatt for overfiske fra sportsfiskere. I Vestfjorden i Bærumsbassenget blir en av fiskeplassene på isen midtvinters populært kalt «Slakter'n». Her blir det tatt store mengder torsk om vinteren, der total mengde er uviss. Selv fikk jeg tre gjenfangster fra denne plassen. Ulike redskaper fanger også ulike størrelser, men med maks mål vil mye av redskapsseleksjon bli kompensert for.

4.5 Begrensninger ved studien og videre arbeid

Denne undersøkelsen har gitt få gjenfangster i forhold til antall merkede torsk sammenlignet med andre lignende undersøkelser gjort på kysttorsk. (Jakobsen 1987; Knutsen et al. 2011; Ruud 1939). Gjenfangstprosenten var på 4,25 %, som var mye lavere enn forventet, (20-30 %), da tidligere CMR undersøkelser på (Knutsen et al. 2011; Løversen 1946) og i Oslofjorden (Ruud 1939) har fått fra 40 til 80 % gjenfangst. Grunnen til den lave gjenfangsten kan være mange, men et av hovedpoengene er at fiskepresset fra yrkesfiskere og matauke fiskere i Oslofjorden er betydelig lavere enn det var på 1930-1970 tallet.



Figur 21. Antall registrerte fiskefartøy i Oslo og Akershus fra 1940 til 2011. Kilde: Fiskeridirektoratet

Tar vi med at ålefiske ble forbudt 1.juni 2009 (Lovdata 2010) og at det er begrenset med folk som fisker med garn og line i Oslofjorden, sitter vi igjen med egne gjenfangster og de få som er fanget på stang av andre. Tiden brukt til dette prosjektet er en begrensning i seg selv da vi ikke kan se endringer over tid. Resultatene fra dette prosjektet kan være unike for 2011-2012 sesongen, og det er uforsvarlig å trekke generelle konklusjoner fra et slikt datagrunnlag. For å estimere bestandstruktur og vandring i høyere oppløsning må vi ha langtidsdata (f. eks

(Julliard et al. 2001). Avstanden mellom stasjonene viste seg å være for store til å fange opp innenfjordsvandringer. Ved å ha flere stasjoner innenfor samme område, kan man med bedre presisjon få oversikt over lokale vandringer. Ved eventuelle nye undersøkelser vil man kunne lage stasjoner med mindre avstand og muligens fange opp sesong/gytevandring med høyere presisjon. En annen mulighet er å ha større stasjoner og spre rusene mer inne i stasjonene, og ha posisjon på alle ruser der hver fangst og gjenfangst får eksakt posisjon. Endringer på merket kunne sikker også ha hjulpet. Bruken av en postadresse isteden for en emailadresse kan ha økt terskelen for å returnere informasjon. Det har forkommet at fiskere jeg har snakket med har satt torsken ut igjen av den grunn, selv om det er blitt avertert i fler aviser og på nett; Drøbak båtforening sine nettsider 23.6.2011 (www.drobak-baatforening.com/), Budstikka papiravis 14.4.2012 side 66, Amstiden papiravis 27.6.2011 side 11 og forside

5 Konklusjon

Studien har vist at torsken er stasjonær, med småskala vandringer internt i indre Oslofjord. Dette gjør torsken i indre Oslofjord utsatt for overfiske, men per i dag synes fisketrykket å være såpass lavt at dette ikke utgjør noen trussel. Redskapsseleksjon kan, ved intensivert fiske, medføre at torsken endrer livshistorie og en bør derfor vurdere maksimumsmål i tillegg til dagens minstemål. Det er viktig at denne populasjonen av torsk følges opp med overvåkning for å følge utviklingen i forhold til både fiske og bestandsstørrelse.

6 Referanseliste

- Arlinghaus, R., Matsumura, S. & Dieckmann, U. (2009). Quantifying selection differentials caused by recreational fishing: development of modeling framework and application to reproductive investment in pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Applications*.
- Baalsrud, K. & Magnusson, J. (2002). *Indre Oslofjord natur og miljø*, b. 1: Fagrådet for Indre Oslofjord. 135 s.
- Berge, J. A., Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Holt Tor, F., Hylland, K., M. Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A. B., et al. (2011). *Overvåking av Indre Oslofjord i 2011*. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord, 6371: NIVA. 16 s.
- Burnham, K., Anderson, D. & White, G. C. (1998). Comparison of Akaike information criterion and consistent Akaike information criterion for model selection and statistical inference from capture-recapture studies. *Journal of Applied Statistics*, 25 (2): 263-282.
- Espeland, S. H., Gundersen, A. F., Olsen, E. M., Knutsen, H., Gjøsæter, J. & Stenseth, N. C. (2007). Home range and elevated egg densities within an inshore spawning ground of coastal cod. *ICES Journal of Marine Science* (64): 920–928.
- Espeland, S. H., Olsen, E. M., Knutsen, H., Gjøsæter, J., Danielssen, D. S. & Stenseth, N. C. (2008). New perspectives on fish movement: kernel and GAM smoothers applied to a century of tagging data on coastal Atlantic cod. *Marine ecology progress series*, 372: 231–241.
- Espeland, S. H., Thoresen, A. G., Olsen, E. M., Stige, L. C., Knutsen, H., Gjøsæter, J. & Stenseth, N. C. (2010). Diel vertical migration patterns in juvenile cod from the Skagerrak coast. *Marine ecology progress series*, 405: 29-37.
- Fiskeridirktorate. (2011). *Fiskeridirektoratets statistikkbank*. Postboks 185 Sentrum, 5804 Bergen Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.fiskeridir.no/fiskeridirektoratets-statistikkbank> (lest 29.6.2012).
- Gjøsæter, J., Enersen, K. & Enersen, S. E. (1996). Ressurser av torsk og andre fisk i fjorder på den norske Skagerrakkysten. *Havforskningsinstituttet*, 23: 28.
- Hauge, M. (2009). Torsk med sans for byliv. I: *Havforskningsinstituttet*. Tilgjengelig fra: http://www.imr.no/nyhetsarkiv/2009/desember/torsk_med_sans_for_byliv/nb-no (lest 22.6.2012).
- Huggins, R. M. (1989). On the statistical analysis of capture-recapture experiments. *Biometrics*, 76: 133-140.
- Huggins, R. M. (1991). Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. *Biometrics*, 47: 725-732.
- Ilestad, A. M. (2008). *Daily movements, depth utilization and habitat selection of adult European sea bass*: MSc thesis: Norwegian University of Life Sciences INA. 31 s.
- Ilestad, A. M., Haugen, T. O. & Sanger, A. C. (2011). Differential Habitat Use between Adult European Seabass and North Atlantic Cod in the Inner Oslo Fjord: Influence of Abiotic Environmental Variables. *American Fisheries Society Symposium*, 76: 24.
- Isaksen, B., Valdemarsena, J. W., Larsenb, R. B. & Karlsen, L. (1992). Reduction of fish by-catch in shrimp trawl using a rigid separator grid in the aft belly. *Fisheries Research*, 13 (3): 335–352.
- Jakobsen, T. (1987). Coastal Cod in Northern Norway. *Fisheries Research*, 5: 223-234.
- Jorde, P. E., Knutsen, H., Espeland, S. H. & Stenseth, N. C. (2007). Spatial scale of genetic structuring in coastal cod *Gadus morhua* and geographic extent of local populations. *Marine ecology progress series*, 343: 229–237.

- Julliard, R., Stenseth, N. C., Gjøsæter, J., Lekve, K., Fromentin, J.-M. & Danielssen, D. S. (2001). Natural mortality and fishing mortality in a coastal cod population: A release–recapture experiment. *Ecological Applications*, 11 (2): 540–558.
- Kendall, W. L. & Nichols, J. D. (1995). On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. *Journal of Applied Statistics* 22: 751–762.
- Kendall, W. L., Pollock, K. H. & Brownie, C. (1995). A likelihood-based approach to capture-recapture estimation of demographic parameters under the robust design. *Biometrics* 51: 293–308.
- Kendall, W. L., Nichols, J. D. & Hines, J. E. (1997). Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design *Ecology and Evolution*, 78: 563–578.
- Kjesbu, O. S. (1989). The spawning activity of cod, *Gadus morhua* L. *Journal of Fish Biology*, 34 (2): 195–206.
- Knutsen, H., Jorde, P. E., André, C. & Stenseth, N. C. (2003). Fine-scaled geographical population structuring in a highly mobile marine species: the Atlantic cod. *Molecular Ecology*, 12: 385–394.
- Knutsen, H., Olsen, E. M., Ciannelli, L., Espeland, S. H., Knuten, J. A., Simonsen, J. H., Skreslet, S. & Stenseth, N. C. (2007). Egg distribution, bottom topography and small-scale cod population structure in a coastal marine system. *Marine ecology progress series*, 333: 249–255.
- Knutsen, H., Olsen, E. M., Jorde, P. E., Espeland, S. H., André, C. & Stenseth, N. C. (2011). Are low but statistically significant levels of genetic differentiation in marine fishes ‘biologically meaningful? A case study of coastal Atlantic cod. *Molecular Ecology*, 20: 768–783.
- Kystverket. (2012). *Kart kystverket*. Tilgjengelig fra: <http://kart.kystverket.no>.
- Lebreton, J., Burnham, K., Clobert, J. & Anderson, D. (1992). Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. *Ecological Monographs* 62 (1): 67–118.
- Lovdata. (2010). *Forskrift om utøvelse av fisket i sjøen*: 1.1.2010. Tilgjengelig fra: <http://www.lovdata.no/for/sf/fi/ti-20041222-1878-009.html> (lest 25.6.2012).
- Muoneke, M. I. (1992). Loss of Floy Anchor Tags from White Bass. *North American Journal of Fisheries Management*: 12.
- Olsen, E. M., Knutsen, H., Gjøsæter, J., Jorde, P. E., Knutsen, J. A. & Stenseth, N. C. (2004). Life-history variation among local populations of Atlantic cod from the Norwegian Skagerrak coast. *Journal of Fish Biology*, 64: 1725–1730.
- Olsen, E. M., Knutsen, H., Gjøsæter, J., Jorde, P. E., Knutsen, J. A. & Stenseth, N. C. (2008). Small-scale biocomplexity in coastal Atlantic cod supporting a Darwinian perspective on fisheries management. *Evolutionary Applications*, 1 (3): 524–533.
- Olsen, E. M. & Moland, E. (2010). Fitness landscape of Atlantic cod shaped by harvest selection and natural selection. *Evol Ecol* (25): 695–710.
- Otterbech, F. (1953). The Cod Population of the Oslofjord. *Fiskeridirektoratets skrifter*, 29: 10.
- Otterbech, F. (1954). Undersøkelse over torsk i oslofjorden. *Fiskeridirektorates skrifter*, 11 (2): 17.
- Ruud, J. T. (1939). Torsken i Oslofjorden. *Fiskeridirektorates skrifter*, 6 (2): 83.
- Tag, F. (2012). *Floy tag*. FLOY TAG Inc. 4616 Union Bay Place NE Seattle, Washington 98105: FLOY TAG Inc.
- White, G. & Burnham, K. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120–139.

7 Vedlegg

7.1 Fisketillatelsen



FISKERIDIREKTORATET
Region Sør

Reguleringsseksjonen
Postboks 185 - Sentrum
Strandgaten 229
5804 BERGEN

Saksbehandler: Margrethe Høiby Tredal
Telefon: 96229257
Seksjon: Region Sør forvaltningsseksjon
Vår referanse: 11/7866
Deres referanse:
Vår dato: 23.06.2011
Deres dato:

Att:

**ANG. DISPENSASJON FOR BRUK AV 30 TORSKERUSER (15 DOBLE) I INDRE
OSLOFJORD I FORBINDELSE MED FORSKNINGSPROSJEKT**

Oversender saken til rette instans for behandling.

Med hilsen

for 
Anne Britt Ejermedal
seksjonssjef

Margrethe H. Tredal
Margrethe Høiby Tredal
konsulent

Kopi til:

Universitetet for miljø- og
biovitenskap

Postboks 5003

1432 ÅS

Postadresse: Postboks 185 Sentrum 5804 Bergen
Organisasjonssnr: 971 203 420

Besøksadresse:
E-postadresse: postdirekt@fiskeridir.no

Telefon: 03495 Telefaks: 03491089
Internett: www.fiskeridir.no



FISKERIDIREKTORATET
Ressursavdelingen

Universitetet for miljø-og biovitenskap
Postboks 5003

1432 ÅS

Att: Thrond Haugen

UMB	
01 JUL 2011	
Saksnr.: 081499-22	Ark: Beh: T. Haugen

Saksbehandler: Terje Halsteinsen
Telefon: 46818565
Seksjon: Reguleringsseksjonen
Vår referanse: 11/8553
Deres referanse:
Vår dato: 28.06.2011
Deres dato:

**UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP - BRUK AV 15
TORSKERUSER (DOBLE) I INDRE OSLOFJORD I FORBINDELSE MED
FORSKNINGSPROSJEKT**

Det vises til Deres søknad av 3. juni 2011 til Fiskeridirektoratets Region Sør oversendt Fiskeridirektoratet ved brev 23. juni 2011.

I henhold til Fiskeri- og kystdepartementets forskrift av 22. desember 2004 om utøvelse av fisket i sjøen § 33b er det forbudt å sette ut ruser på kyststrekningen fra grensen mot Sverige til og med Møre og Romsdal fylke i tiden fra og med 1. mai til og med 1. oktober.

I søknaden søkes det om dispensasjon fra denne bestemmelsen for bruk av inntil 15 torskeruser (doble) i indre Oslofjord i tiden fra nå og ut mai måned 2012 i forbindelse med forskningsprosjekt (masteroppgave) som finansieres av Universitet i Oslo og Universitetet for Miljø- og Biovitenskap i Ås. Målet med prosjektet er å beregne naturlig overlevelse, fangstdødelighet, stasjonærhet og populasjonsstørrelse hos torsk i indre Oslofjord gjennom en merke/gjenfangst-metodikk.

Fiskeridirektoratet gir med dette slik tillatelse som omsøkt. Tillatelsen er gitt med hjemmel i havressursloven § 66.

Fiskeridirektoratets regionkontor og Kystvaktsskvadron Sør skal ha tilbakemelding over navn på fisker og registreringsnummer på fartøy som benyttes i forsøket før fisket tar til.

Med hilsen


Stein-Age Johnsen
seksjonssjef


Terje Halsteinsen
seniorrådgiver

Postadresse: Postboks 105 - Sentrum 5804 BERGEN
Organisasjonsnr: 971 203 420

Besøksadresse: Strandgaten 229
E-postadresse: postnotat@fiskeridir.no

Telefon: 03495 Telefaks: 55338090
Internett: www.fiskeridir.no

7.2 Inputfilen

CodRD.inp - Notepad

File Edit Format View Help

/*robust design CMR cod from inner oslofjord 2011-2012. Merged 3 strata into 1. time between occasions: 0,5,0,5,0. 3 groups: station1, st2,st3; covariate=length*/

Fiske ID	Fangsthistorikk	Stasjonstilørighet	Lengde ved merking
A001	100000	0 1 0	51.0 :
A002	100000	0 1 0	35.0 :
A003	100000	0 1 0	37.0 :
A005	100000	1 0 0	34.5 :
A007	100000	1 0 0	27.7 :
A008	100000	1 0 0	31.5 :
A010	100000	1 0 0	34.0 :
A011	100000	1 0 0	35.0 :
A012	100000	1 0 0	29.5 :
A013	100000	1 0 0	36.0 :
A014	100000	1 0 0	38.5 :
A015	100000	1 0 0	40.0 :
A016	100000	0 1 0	45.0 :
A017	100000	1 0 0	26.5 :
A018	100000	1 0 0	42.5 :
A019	100000	1 0 0	40.0 :
A020	100000	1 0 0	34.0 :
A021	100000	1 0 0	23.0 :
A022	100000	1 0 0	37.0 :
A023	100000	1 0 0	34.0 :
A024	100000	1 0 0	31.0 :
A025	100000	1 0 0	31.5 :
A026	100000	0 0 1	47.0 :
A027	100000	0 0 1	51.0 :
A028	100000	0 0 1	54.0 :
A029	100000	1 0 0	29.0 :
A031	100000	1 0 0	35.0 :
A032	100000	1 0 0	33.0 :
A033	100000	1 0 0	34.0 :
A034	100000	1 0 0	28.0 :
A035	100000	1 0 0	33.0 :
A036	100000	1 0 0	34.5 :
A037	100000	1 0 0	33.5 :
A038	100000	1 0 0	33.5 :
A039	100000	1 0 0	32.5 :
A040	100000	1 0 0	36.0 :
A041	100000	1 0 0	34.5 :
A042	100000	1 0 0	35.0 :
A043	100000	1 0 0	39.0 :
A044	100000	1 0 0	42.0 :
A045	100000	1 0 0	41.0 :
A046	100000	1 0 0	29.0 :
A047	100000	1 0 0	30.0 :
A048	100000	1 0 0	37.5 :
A049	100000	1 0 0	40.0 :
A050	100000	1 0 0	41.0 :
A051	100000	1 0 0	36.0 :
A052	100000	1 0 0	35.0 :
A053	100000	1 0 0	39.0 :
A054	100000	1 0 0	34.0 :
A055	100000	1 0 0	37.0 :
A056	100000	1 0 0	36.0 :

Figur 22. Inputfila som ble brukt til RD-Hugginsmodelleringen. Fra venstre til høyre vises kollonnevis fiske ID, fangsthistorikk (1=fanget, 0=ikke fanget), stasjonstilørighet ved merking (dummykoding) og lengde ved merking.

7.3 Bilder av fangst/gjenfangst



Figur 23. Gjenfanget Torsk på isen i Bærumsbassenget ved «slakter plassen». Foto Sondre ski



Figur 24. Torsk tatt på pilk i Drøbaksundet. Foto: Sondre Ski.



Figur 25. Merking av torsk. Foto: Sondre Ski.



Figur 26. Typisk vintertorsk tatt på wobbel, smekkfull av krabber. Foto: Sondre ski