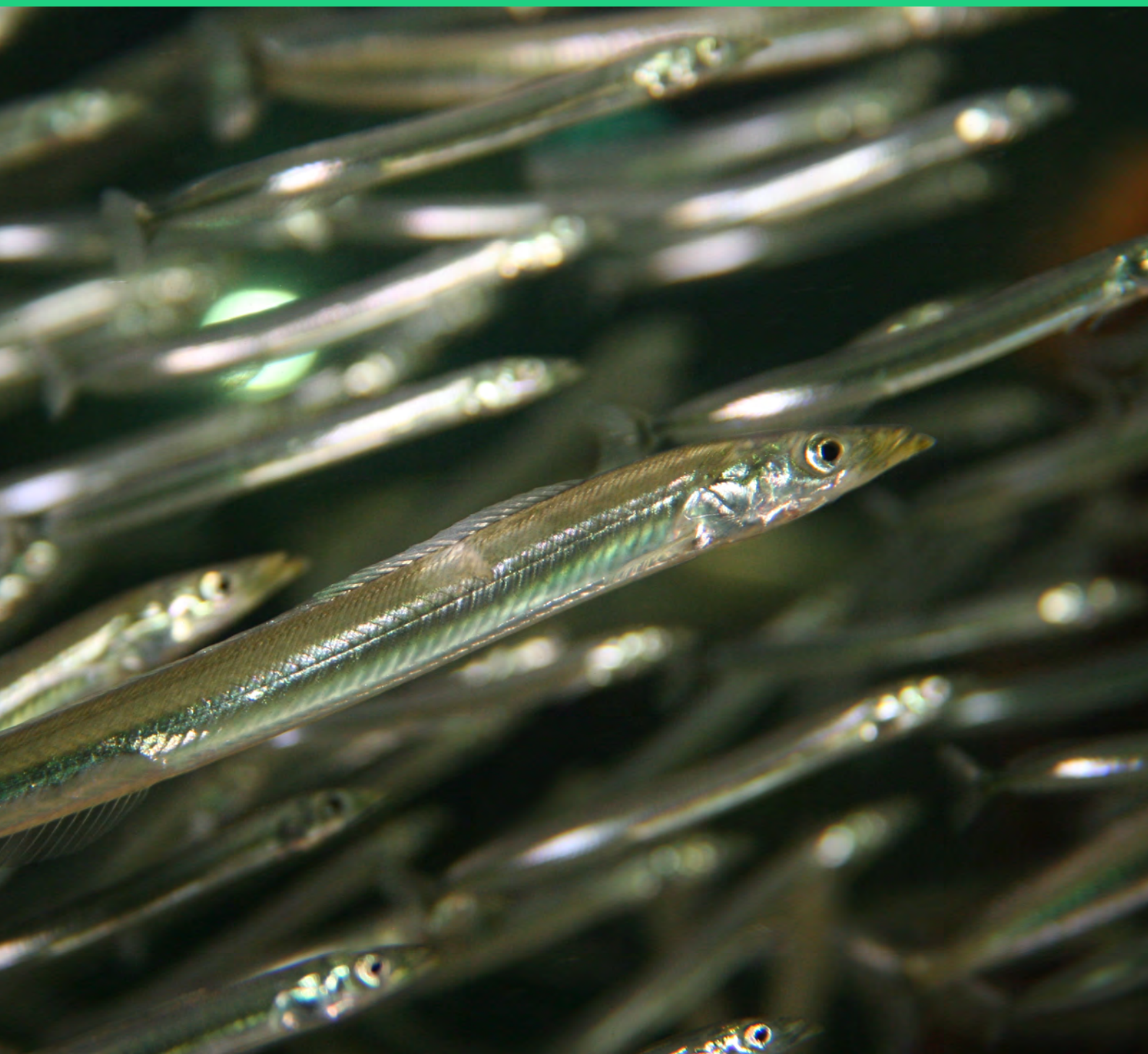


Understøttelse af den løbende udvikling af forvaltningsplaner for fiskebestande

Af Mikael van Deurs

DTU Aqua-rapport nr. 348-2019



Understøttelse af den løbende udvikling af forvaltningsplaner for fiskebestande

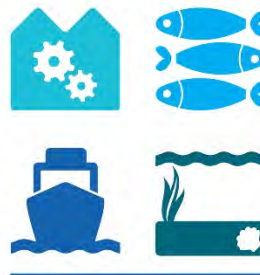
Af Mikael van Deurs

DTU Aqua-rapport nr. 348-2019



Den Europæiske Union
Den Europæiske Hav- og Fiskerifond

HAV & FISK



Kolofon

Titel: Understøttelse af den løbende udvikling af forvaltningsplaner for fiskebestande

Forfatter: Mikael van Deurs

DTU Aqua-rapport nr. 348-2019

År: Det videnskabelige arbejde er afsluttet i september 2019.
Rapporten er offentliggjort i april 2020.

Reference: van Deurs, M. DTU Aqua-rapport nr. 348-2019. Understøttelse af den løbende udvikling af forvaltningsplaner for fiskebestande. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 16 pp. + bilag

Forside: Tobis. Foto: Thomas Warnar

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby

Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-270-8

Forord

Rapporten indeholder en beskrivelse af det arbejde som blev gennemført i regi af EMFF projektet med titlen Forvaltningsplaner for Fiskebestande (33113-B-16-080). Projektet blev påbegyndt 13. december 2016 og afsluttet 13. juni 2019. Det samlede arbejde er udført af en række personer fra DTU Aqua og med bidrag fra fiskerierhvervet (via repræsentanter). Navne på disse er angivet i de vedhæftede bilag, som fungerer som de tekniske arbejdsdokumenter. Selve rapporten opsummerer kort, punkt for punkt, hvad hvert enkelt arbejdsdokument indeholder og hvordan det relaterer sig til aktuelle problemstillinger, som projekt havde til formål at af-dække. Implementeringer, bidrag til ICES (International Council for the Exploration of the Seas), præsentationer, og videnskabelige publikationer er angivet i forbindelse med de enkelte under-punkter og med web-links og reference-detajler.

DTU Aqua, september 2019

Mikael van Deurs

Indhold

Summary	5
1. Arbejdspakke 1: Alternativ forvaltningsmodel for tobis i Nordsøen	6
1.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt	6
1.2 Sammenfatning af resultater fra ti del-studier.....	6
2. Arbejdspakke 2: Management strategy evaluations	11
2.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt	11
2.2 Sammenfatning af resultater	11
3. Arbejdspakke 3: Key-runs for naturlig dødelighed	13
3.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt	13
3.2 Sammenfatning af resultater	13
4. Arbejdspakke 4: Choke-species og mixed fisheries	14
4.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt	14
4.2 Sammenfatning af resultater	14
Tak til	16

Bilag

Appendiks 1 Nyt tobisbankekort og retrospektiv analyse af fiskeriets udbredelse	
Appendiks 2 Kan man bruge befisket areal til at tune fiskeridødeligheden for tobis?	
Appendiks 3 Lokale populationsdynamikker (på engelsk)	
Appendiks 4 Strømningsmønstre på Dogger banke kan forklare de meget høje rekrutteringer og muligvis et skift i produktiviteten efter 2002	
Appendiks 5 Fangstprognose, følsomhed over for input (på engelsk)	
Appendiks 6 Findes der forvaltningsmodeller ude i verden hvor i vi kan finde inspiration?	
Appendiks 7 Analyse af makrel-maver med fokus på tobis og brisling som byttefisk	
Appendiks 8 Anvendelse af GEOPOP-modellen på tobis	
Appendiks 9 Tobisens aktivitetsperiode af betydning for fiskeriet	
Appendiks 10 Analyse af de tætheds-afhængige effekter på bestandsdynamikken (på engelsk)	
Appendiks 11 Dialog-møder afholdt med repræsentanter fra erhvervet	
Appendiks 12 MSE-evalueringer for tobis (på engelsk)	
Appendiks 13 ICES WKFORREF5-præsentation (på engelsk)	
Appendiks 14 ICES WKLIFE-præsentation (på engelsk)	
Appendiks 15 Maveindhold hos marsvin	
Appendiks 16 Blandede fiskerier	
Appendiks 17 Præsentation givet til IIFET-konferencen om blandede fiskerier (på engelsk)	

Summary

Det overordnede formål med projektet var at understøtte den igangværende proces med at udvikle langsigtede forvaltningsplaner for bestande og fiskeri med et stort dansk engagement. De vigtigste bestande, der blev taget i betragtning, var brisling, tobis og sperling i Nordsøen. Projektet beskæftigede sig dog også med flerarts-modeller og problemstillinger relateret til blandede fiskerier. Bortset fra evaluering af en række forvaltningsstrategier (MSE) for tobis, der blev specificeret af fiskerisektoren, blev de lokale dynamikker (med hensyn til tobisfiskeriet og bestanden) kortlagt for at danne grundlag for nyskabende alternative tilgange til den nuværende tobisforvaltningsordning. Som kilde til inspiration, blev der også kigget ind til forvaltningsmodeller i andre dele af verden. En komplet MSE blev gennemført og implementeret for sperling, og arbejdet med at udvikle en komplet MSE-model for brisling blev igangsat. Udover ovennævnte arbejder, blev SMS-multispecies-modellen (som anvendes af ICES) opdateret ved hjælp af for eksempel nye data for marsvin. Ændringerne af SMS blev accepteret og implementeret af ICES. Hvad angår blandede fiskerispørgsmål, gjorde projektet det muligt, at Danmark kunne bidrage til den løbende udvikling af modeller for blandede fiskerier, der i øjeblikket finder sted på EU-niveau. Mange af resultaterne er blevet præsenteret og diskuteret på møder med repræsentanter fra erhvervet, ICES-møder, ICES-rapporter og i nogle få videnskabelige publikationer.

1. Arbejdspakke 1: Alternativ forvaltningsmodel for tobis i Nordsøen

1.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt

At understøtte udviklingen af en alternativ forvaltnings-model for tobis Nordsøen. Helt konkret har projektet dannet rammen for:

- Afholdelse af 9 dialog-møder med repræsentanter fra erhvervet. Her blev "den dynamiske banke-model" diskuteret, mulighederne og behovene for data-analyse blev vendt og de løbende resultater blev præsenteret og diskuteret. [Appendiks-11]
- En opdatering af det "banke-kort" (shape-filer), som i en årrække har været benyttet til definere fiskepladserne i Nordsøen (tilføjelse af mere end 10 års ny data). [Appendiks-1]
- Udarbejdelse af retrospektive scenarier, som har til formål at illustrere hvordan fiskeriet ville have været udbredt hvis afsøgning af nye fiskepladser var blevet stoppet efter at X% af det totale fiskeplads-areal var blevet berørt (essensen af "den dynamiske banke-model", som den er blevet skitseret af DFPO, DPPO og MID ved flere lejligheder). [Appendiks-1, Appendiks-1(S1), Appendiks-1(S2)].
- Et bud på hvordan "den dynamiske banke-model" (potentielt) vil kunne gøres kompatibel med ICES Fmsy-principper for kortlivede arter og konventionelle MSE-metoder (Management Strategy Evaluations). [Appendiks-2]
- Studier af rummelige aspekter af tobisens populationsdynamik og fangbarhed. Disse er vigtige i forhold til en eventuelt evaluering af fremtidige forvaltnings-modeller som baserer sig på fiskeriets og tobisens geografiske udbredelse. [Appendiks-3, Appendiks-5, Appendiks-8, Appendiks-10]
- Gennemgang af forvaltnings-modeller fra Norge, Japan og Australien, som potentielt kunne være kilde til inspiration. [Appendiks-6]
- Studier af muligheden for at forudsige fiskeri-mulighederne og dermed (muligvis) forbedre rammerne for et økonomisk bæredygtigt fiskeri. [Appendiks-4, Appendiks-9]
- Analyse af makrellen som tobis-æder. [Appendiks-7]

1.2 Sammenfatning af resultater fra ti del-studier

Appendiks-1 (inkl. S1 og S2): Nyt tobis bankekort og retrospektiv analyse af fiskeriets udbredelse

I tæt dialog med repræsentanter fra erhvervet blev der udarbejdet nye kort over tobis-fiskepladserne. Kortene er baseret på VMS-positioner fra 1999 til 2018 og sammenlignes med det gamle banke-kort (man kan få adgang til de nye shape-filer, hvis man skriver til mvd@aqua.dtu.dk). I Appendiks-1 er metoden hvor med VMS-punkter omsættes til polygoner (som repræsenterer fiskepladserne) grundigt dokumenteret trin for trin. Der indgår også en sammenligning med udbredelsen af f.eks. vindmølleparker og Natura2000-områder og en opgørelse over hvor stor en %-del af det totale fiskeplads-areal der befiskes (af danske fiskere) i et givent år, hvilket i gennemsnit for perioden 1999-2018 var 12% for hele Nordsøen (12, 14, 5 og 7% for hhv. SA1r,

SA2r, SA3r og SA4). Til sidst blev der lavet retrospektive scenarier, som har til formål at illustrere hvordan fiskeriet ville have været udbredt hvis afsøgning af nye fiskepladser var blevet stoppet efter at X% af det totale fiskeplads-areal var blevet berørt. Denne øvelse blev lavet for hhv. 1% (Appendiks-1), 3% (Appendiks-1(S1)) og 5% (Appendiks-1(S2)).

Appendiks-2: Kan man bruge befisket areal til at tune fiskeridødeligheden for tobis?

I denne del af rapporten blev der lavet en række analyser til belysning af muligheden for at benytte det befiskede-areal som en kontrol-mekanisme til at regulere fiskeriet. Hvis man antager at det befiskede areal er et udtryk for fiskeri-dødeligheden (ligesom antallet af fiskedage er det på nuværende tidspunkt i bestandsmodellen) vil det måske kunne bruges som input til bestandsmodellen. Fordelen ved dette er, at det bliver muligt at medtage det befiskede areal i en Management Strategy Evaluation uden at skulle afvige fra standard-metoderne (dvs. at man potentielt ville kunne evaluere "den dynamiske banke-model"). Som eksempel ville man kunne undersøge muligheden for område-flex, minimums-TAC og højere eller slet ingen Fcap, mod at fiskeriet til gengæld underligger sig en effort-begrænsning i form af en areal-restriktion. Analyserne viste at der faktisk er en rimelig god sammenhæng mellem det befiskede areal og fiskeridødeligheden og at bestandsmodellen kan fungerer med areal i stedet for effort (dog blev modellen ifølge de gængse diagnostica en anelse dårligere).

Appendiks-3: Lokale populationsdynamikker

En MSE kræver information om rekruttering, dødelighed, vækst osv. Disse oplysninger er under normale omstændigheder afledt af input eller output fra bestandsvurderingsmodellen. For at muliggøre simuleringer af forskellige scenarier der beskriver forskellige geografiske fiskerimønstre, har vi brug for information om de lokale populations-dynamikker. I appendiks-3 beskrives et studie hvor tobis-mængder (per alder) blev beregnet for 9 forskellige banke-systemer baseret på skrabetogtsdata tilbage til 2004.

Studiet viste at:

- Der er stor variation mellem områder i den umiddelbare dødelighed (som også kan afspejle migration)
- Der er relativ god intern-konsistens mellem alder-0 og alder-1 året efter på alle banke-systemer (hvilket bl.a. indikerer at migration/emigration er relativt begrænset og nok mest har en udglattende effekt på udbredelsen af tobis; i modsætning til masse-migration af hele kohorter mellem banke-systemer)
- Bundtemperatur (især om efteråret) ser ud til at spille en generel rolle for hvor mange tobis der overlever fra de første gang blev observeret i skrabetogtet som 0-årige og frem til de at de observeres i skrabetogtet som 1-årige. Desto koldere jo bedre. For de 0-årige var den vigtigste forklarende faktor imidlertid fiskelængde. I år med mange 0-årige tobis er de samme fisk også relativt store, hvilket indikerer at vækstbetingelserne i den første del af tobisens liv er afgørende for deres overlevelse frem til at vi observerer dem første gang i skrabetogtet. Antallet af 1-årige på et givent banke-system korrelerer relativt godt med antallet på et tilstødende banke-system, og banke-systemer er bedre korrelerede inden for forvaltningsområder end mellem forvaltningsområder. I modsætning til de 1-årige, så er der ingen tendens til, at antallet af 0-årige på banke-systemer, der støder op til hinanden, er bedre korreleret end banke-systemer der ligger langt fra hinanden (også selvom der er tale om forskellige forvaltningsområder). Det ses også at når antallet af 0-årige på Dogger banke er under gennemsnittet, så er det (næsten altid)

også under gennemsnittet på alle andre banke-systemer, mens det omvendte ikke gøre sig gældende (dette resultat modsiges delvist af Appendiks-10, hvor man har benyttet kommercielle fangst-rater som et mål for populationstætheden). En anden observation der er værd at hæfte sig ved, er at fiskeri-indsatsen lokalt (antal fiske-dage på en lokal samling af fiskepladser) ikke bidrager til at forklare overlevelsen fra alder-0 til alder-1.

Appendiks-4: Strømningsmønstre på Dogger Banke kan forklare de meget høje rekrutteringer og muligvis et skift i produktiviteten efter 2002

I dette studie fandt vi at strømningsmønstret henover Doggerbanke i februar sandsynligvis kan bruges til at forudsige ekstremt gode rekrutteringer, såsom dem vi så i 1994, 1996, 2001 og 2009. Desuden viste studiet et oceanografisk regime-skift fra et relativt dynamisk strømningsmønster før 2002 til et mere stillestående system efter 2002. Studiet er offentliggjort i Marine Ecology Progress Series som open Access (<https://www.int-res.com/abstracts/meps/v607/p187-205/>) og blev præsenteret på ASC ICES-konferencen 2019: <https://www.ices.dk/news-and-events/asc/asc2019/Pages/ThemeSessionDetail.aspx?ThemeSession=R&ThemeStartTime=13:00&ThemeEndTime=16:30&ThemeDate=2019-09-09&Programme-Url=https://www.ices.dk/news-and-events/asc/asc2019/Pages/ASC%20Programme%202019.aspx>)

Appendiks-5: Fangstprognose, følsomhed over for input

Selektions-mønstret, vægt ved given alder, alder ved kønsmodning og naturlig dødelighed varierer mellem forvaltningsområderne, hvilket er en af grundene til, at man med fordel kan lave adskilte bestandsvurderinger. Hvis man ønsker at lave en MSE, hvor man undersøger muligheden for flex mellem forvaltningsområder vil det være nødvendigt at tage højde for disse forskelle. I dette appendiks beskriver vi en lille øvelse, hvor vi undersøgte hvad det ville betyde for fangst-prognosen hvis man f.eks. udførte fangstprognosen for område SA1r med selektionsmønstret for SA2r. Det viste sig at have ganske stor betydning hvilket selektions-mønster man benyttede; hvilket afspejler hvad der ville ske hvis man valgte at flytte fangstmuligheder fra SA1r (beregnet med SA1r-prognosen) til SA2r. Til formålet blev der lavet en excel-version af fangstprognosen, som man kan erhverve sig, hvis man skriver til mvd@aqua.dtu.dk. Med denne excel-version kan man selv undersøge hvor følsomt prognosen er overfor forskellige input. Desuden giver det mulighed for at regne ICES' prognose efter og måske få en bedre forståelse for de beregninger der fører til fangst-rådgivningen.

Appendiks-6: Findes der forvaltningsmodeller ude i verden hvor i vi kan finde inspiration?

Vi gennemgår forvaltnings-modeller som benyttes for tobis i Norge og Japan og for et Australsk rejefiskeri. Efter at have lavet en grundig litteratursøgning blev det vurderet, at netop disse tre modeller kunne være kilder til inspiration i forhold til udviklingen af en alternativ forvaltningsmodel for tobis i Nordsøen. De to modeller fra Norge og Japan benytter sig af en form for real-tids monitoring kombineret med områder som åbnes og lukkes. Den Australske model benytter sig af en mere klassisk effort-regulering kombineret med betragtninger omkring økonomisk optimering af fiskeriet. Vi har af flere omgange besøgt Espen Johnsen i Norge for at lære om den norske model. Vi fik endda lov til analysere deres data (i samarbejde med Espen Johnsen fra IMR) og se på mulighederne for at teste om deres forvaltningsmodel har den ønskede effekt. Disse analyser er desværre ikke færdige (af årsager der er ude af vores hænder) og indgår derfor ikke

i afrapporteringen. Vi overvejede også at besøge forskere i Australien for at lære mere om den australske model, men af flere årsager blev det besluttet at aflyse dette besøg.

Appendiks-7: Analyse af makrel-maver med fokus på tobis og brisling som byttefisk

Makrellen antages at spise betydelige mængder tobis i Nordsøen og i takt med at vi har set en stigning af makrel i Nord-Atlanten antager man at der spises tilsvarende flere tobis (de seneste år er der dog igen blevet færre makrel). Da denne antagelse har betydning for bestandsmodellen blev det besluttet at lave nye maveundersøgelser af makrel samtidig med at man undersøgte i hvilket omfang makrellen overlapper med udbredelsen af tobis. Selve spørgsmålet om makrellens udbredelse undersøges i et andet projekt (NordMak), hvor der også lige nu følges op med flere maveundersøgelser. Maveundersøgelserne i nærværende projekt viste at forekomsten af tobis i makrel-maver er betydelig når makrellen fanges i nærheden af kendte tobis-banker. Til gengæld blev de fleste makrel fanget i dybere vand i den nordlige del af Nordsøen hvor de næsten udelukkende spiste vandlopper. De tobiser som blev fundet i makrel-maverne var mellem 4 og 7 cm (dvs. udelukkende juvenile fisk). Efter oparbejdningen af de nyligt indsamlede maver, under NordMak-projektet, vil der blive lavet en mere fyldestgørende og grundig analyse sammenholdt med en detaljeret analyse af hvordan makrellen er udbredt i Nordsøen (om sommeren).

Også rødspætte og knurhane kunne være potentielt vigtige i forhold til tobisens dødelighed, dersom biomassen af begge disse arter er gået betydeligt frem de seneste årtier; og de har et stort overlap med tobis-habitaterne. Sild har også været nævnt. Specielt i forhold til tobis i den sydøstlige del af Nordsøen. Vi forsøgte at skaffe maver fra disse tre arter fra foråret hvor tobisen er mest aktiv, men det lykkedes desværre ikke.

Appendiks-8: Anvendelse af GEOPOP-modellen på tobis

Med GEOPOP-modellen kan man estimere den relative udbredelse af tobis ud fra survey-data. Det specielle ved netop denne model er at den tager højde for, at der bør være en korrelation mellem 0-årige fisk det ene år og 1-årige det næste år. I appendiks-8 er der en kort beskrivelse af modellen og man kan se den estimerede relative fordeling af tobis. Bl.a. ser man at 0-årige tobis på de mest centrale banker (bl.a. Tail-end) ikke genfindes som 1-årige, hvilket bekræfter hvad vi ser i appendiks-3.

Appendiks-9: Tobisens aktivitets periode og betydning for fiskeriet

I dette lille studie demonstrerer vi hvordan bund-temperaturen i den sene vinter (eller tidlige forår) kan benyttes til at forudsige hvor stor en andel af bestanden der vil være aktive (og dermed tilgængelige for fiskeriet) ved starten af fiskeri-sæsonen. Når gennemsnits-temperaturen i marts er lav så skal man forvente relativt lave fangstrater i starten af sæsonen og det "gode" fiskeri kan forventes at falde senere end i de år hvor gennemsnits-temperaturen er høj. Dette arbejde er ved at blive skrevet sammen som en videnskabelig artikel og forventes indsendt inden marts 2020.

Appendiks-10: Analyse af de tæthedsafhængige effekter på bestandsdynamikken

I dette tiende del-studie under arbejdsplanen 1 kiggede vi på hvordan populationstætheder påvirker overlevelse, rekruttering og udbredelse af tobis i Nordsøen. Studiet blev lavet med kommercielle fangstrater (som indikator for populations-tæthed) og analyserne benyttede banke-system specifikke fangstrater. Hovedkonklusionerne blev, at ved høje tætheder af tobis falder

overlevelsen fra alder-1 til alder-2. Tæthederne af 1-årige tobis i et givent år var ikke korreleret med tætheder af 1-årige året før (inden for banke-systemerne), hvilket står i kontrast til det billede man ser når man kigger på bestands-estimer indenfor f.eks. forvaltningsområde SA1r. Studiet er offentliggjort i Marine Ecology Progress Series (<https://www.int-res.com/abstracts/meps/v619/p97-110/>).

2. Arbejdspakke 2: Management strategy evaluati- ons

2.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt

Formålet med denne arbejdspakke var at understøtte udviklingen og udførelsen af "management strategy evaluations" (MSE) med henblik på at danne grundlaget for udviklingen af langsigtede "management plans" for diverse bestande/fiskerier. I ansøgningen blev især brisling og torsk nævnt. Torsk i den vestlige Østersø er imidlertid ikke længere en "choke species" for torsk i den østlige Østersø, som nu har det så dårligt at EU har lukket for fiskeriet. Så nu er problemet ikke længere hvordan man bedst udnytter begge bestande, men hvordan man kan undgå at fange Østersø-torsk, hvilket er en helt anden problemstilling, som i første omgang ikke kræver MSE-bistand. I stedet opstod der kort efter projektets start en efterspørgsel på MSE'er for sperling og tobis i Nordsøen. Arbejdet i AP-2 kom derfor til at fokusere på tobis, brisling og sperling.

2.2 Sammenfatning af resultater

I Appendiks-12 præsenteres resultatet af en række MSE'er lavet for tobis med fokus på minimum og maksimum TAC (total allowable catch). Første del af Appendiks-12 blev indsendt som et notat til ministeriet og samtlige af MSE-kørslerne har været præsenteret og diskuteret med erhvervet.

Appendiks-13 er en præsentation som blev givet på ICES WKMSYREF5 på Sicilien i 2017. Studiet sammenligner det deterministiske Bescapement forecast (med Fcap) med det stokastiske Bescapement forecast, en problematik der udspringer af en diskussion om Fcap og dermed en interesse for muligheden for at skifte over til den stokastiske version (relevant for både brisling og tobis). Resultaterne indgår desuden også i ICES-rapporten fra mødet som er en offentligt tilgængelig rapport:

www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2017/WKM-SYREF5/01%20WKMSYREF5%20Report.pdf

Appendiks-14 er en præsentation som blev givet ved ICES WKLIFE mødet i 2017. Studiet er et forsøg på at evaluere den metode (samt alternativer), som blev benyttet til bl.a. at beregne fangstmulighederne for brisling i IIIA, som var en såkaldt data-svag bestand. Efter WKSPRAT benchmark i 2018 blev brisling i IIIA imidlertid fusioneret med brisling i Nordsøen i en og samme kategori-1 bestandsmodel, så problematikken er ikke længere aktuell for brisling, men kunne blive det for andre data-svage bestande.

I 2018 blev der, som en del af AP-2 lavet en grundig MSE for sperling i Nordsøen. Arbejdet blev motiveret af et EU/NO request til ICES og som vi valgte at tage ind under dette projekt (i stedet for Østersø-torsk) grundet artens vigtighed for det danske industrifiskeri. Den rådgivning der kom ud af arbejdet er offentliggjort på:

http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/Special_requests/eu-no.2018.07.pdf

Den fulde rapport kan findes på:

<http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2018/WKNPOUT/WKNPOUT%20Report%202018.pdf>

På det førnævnte ICES WKMSYREF5 i 2017 blev vigtigheden af at validere de "lette" versioner af MSE-modellerne (som er mere operationelle) med en default kørsel med en "komplet" MSE-model (som kører selve bestands-modellen inde i MSE-modellen; meget tidskrævende og ikke særligt operationelt). Da en sådan komplet model ikke eksisterede for brisling da bestanden skulle benchmarkes af ICES i 2018, blev arbejdet med at udvikle denne påbegyndt i projektet her. Da EMFF-projektet BEBRIS (med et rent fokus på brisling) blev bevilget i december 2018, overgik den sidste del af model-udviklingen til BEBRIS. Men det indledende arbejde, som blev præsenteret ved ICES WKSPRAT i november 2018 er lavet som en del af denne arbejdsplan. Vi har ikke vedhæftet præsentationen eller givet et link til rapporten, da arbejdet var præliminært og den endelige version som blev implementeret i marts 2019 (inkl. model-dokumentation) blev lavet i forbindelse med BEBRIS (som først afrapporteres i starten af 2021). Den endelige rapport blev offentliggjort af ICES i 2019:

<https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2018/WKspratMSE/WKspratMSE%20Report%202018.pdf>

3. Arbejdspakke 3: Key-runs for naturlig dødelighed

3.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt

AP-3 havde til formål at understøtte opdateringen af key-runs for naturlig dødelighed til brug i bestandsvurderinger og forvaltningsplans-evalueringer.

3.2 Sammenfatning af resultater

I forbindelse med ICES Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM), oktober 2017, blev input data opdateret med tre års (2014-2017) yderlige data, og med nye reviderede konsumptionsrater af mavedata for fisk og marsvin. Desuden blev der lavet nogle strukturelle ændringer, for eksempel blev makrel inkluderet som en "assessed" bestand. Maveindhold hos marsvin som observeret og efter korrektion for forskelle i opholdstid for de enkelte byttedyr kan ses i Appendiks-15. Det opdaterede SMS key-run for Nordsøen blev accepteret af WGSAM. Der er dermed bestemt nye estimater af den naturlige dødelighed, der senere er blevet benyttet i ICES bestandsvurderinger.

Det nye key-run er beskrevet i rapporten fra WGSAM (ICES, 2018a), fuldt dokumenteret i et "Stock-Annex" for key-runnet (ICES, 2018b):

- ICES, 2018a. Report of the Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM), 15–19 October 2018, Paris, France. ICES CM 2018/HAPISG:20. 89 pp.
- ICES, 2018b. Stock Annex for the ICES North Sea SMS Configuration, 2017, 221 pp-
http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Stock%20Annexes/2017/StockAnnex_ICES_NS_SMS_Configuration.pdf
- Er desuden gjort fuldt tilgængeligt på GitHub (<https://github.com/MortenVinther>)

4. Arbejdspakke 4: Choke-species og mixed fisheries

4.1 Arbejdspakkens overordnede formål og indhold kort fortalt

At sikre DTU Aquas rolle i den løbende proces omkring med choke-species og mixed fisheries på EU-niveau.

4.2 Sammenfatning af resultater

Mod forventning blev der ikke indkaldt til mange internationale møder vedr. forvaltningsplaner for demersale bestande i Nordsøen og i Østersøen. Planerne er blevet implementeret og har dannet grundlag for ICES rådgivningen. Østersø-planen skulle evalueres i 2019, men indtil videre har ICES kun foretaget en kvalitativ evaluering, ikke en kvantitativ. Der er mange faktorer der påvirker Østersøen og dens fiskeri-ressourcer, men det er svært at kvantificere den relative effekt af hver faktor i forhold til de andre.

I denne sammenhæng blev AP4 primært brugt til deltagelsen i og bidrag til ICES WGMIXFISH arbejdsgruppe, der mødes to gange om året til at videreudvikle rådgivningen for blandede fiskerier. Rådgivningen udgives nu også for det Keltiske Hav, Biscayen Bugten og de Iberiske farvande; alt sammen baseret på modellen og tilgangen oprindeligt udviklet af DTU Aqua til Nordsøens fiskerier.

Helt konkret bidrog DTU Aqua med følgende aktiviteter:

- Analyser af blandingsniveau mellem rundfisk og fladfisk i Nordsøen, og overvejelser om relevansen af at adskille blandede fiskerier i modellen i to dele (Request 3 i ICES 2018 og Term of Reference C i ICES WGMIXFISH-METH 2018 rapporten: http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/Special_Requests/eu.2018.34.pdf). Analyserne konkluderede at selv om der er en vis adskillelse mellem rund- og fladfisks udbredelse og et vist overlap med især torsk og rødspætte der fanges i mange type fiskerier. Bl.a. er Danmark det land i Nordøen der har det største blandingsniveau i fangstene (Figurer 4.2 og 4.3 i ICES WGMIXFISH-METH 2018 rapporten, kopieret herefter i Appendiks-16).
- Inklusion af kvote-begrænsning effekt i modellen for blandede fiskerier vil kunne tage bedre højde for mulig "Choke species" effekt (Term of Reference D i ICES WGMIXFISH-METH 2018 rapporten). Modellen skal kunne adskille bedre mellem fiskerier der har lav fangst af en art pga. kvote-begrænsning og fiskerier der har lav fangst pga. arten ikke betragtes som målart, men landet har rigeligt med tilgængelige kvote (for eks. Kuller fangster i Frankrig). I disse tilfælde skal arten ikke indgå i beregninger i "Min" scenariet. Modellen blev hermed testet med beregninger fra "Choke Mitigation Tool" (CMT) udviklet af NorthWestern Advisory Council (NWWAC) og North Sea AC (NSAC). Dette arbejde blev præsenteret til NWWAC i marts 2018.
- Videreudvikling af modeller for blandede fiskerier. Efter et årti hvor modellen som DTU Aqua-udviklede (FCube modellen, Ulrich et al., 2011) til ICES rådgivningen er der sat

en proces i gang med henblik på at skifte til den spansk-udviklede model FLBEIA, der er bedre egnet til stokastiske og langtids-simuleringer (MSE, forvaltning strategier evalueringværktøj), og vil også kunne inkludere økonomiske data og indikatorer. I denne proces engagerer DTU Aqua sig ved at overføre data og model-dele.

Tilsammen er der sket en del videreudvikling af modeller for blandende fiskerier i Nordsøen, med aktiv deltagelse og ideføring fra DTU Aqua. Dette blev samlet ind i en præsentation givet til IIFET konferencen i 2018 (International Institute of Fisheries Economists and Trade). Præsentationen vedhæftes som Appendiks-17.

Tak til

Mollie E. Brooks, forsker, DTU Aqua
Morten Vinther, seniorrådgiver, DTU Aqua
Niels Gerner, seniorforsker, DTU Aqua
Ole Henriksen, Ph.d.-studerende, DTU Aqua
Casper Berg, seniorforsker, DTU Aqua
Kasper Kristensen, seniorforsker, DTU Aqua
Heidi Andreasen, akademisk medarbejder, DTU Aqua
Josefine Egekvist, specialkonsulent, DTU Aqua
Clara Ulrich, professor, DTU Aqua
Anna Rindorf, sektionsleder, DTU Aqua
Morten Vinther, seniorrådgiver, DTU Aqua
Asbjørn Christensen, seniorforsker, DTU Aqua
Claus Sparrevohn, DPPO
Henrik Lund, DFPO
Søren Ancher, MID
Jesper Juul, DFPO

Appendiks 1:

Nyt tobis bankekort og retrospektiv analyse af fiskeriet udbredelse

Josefine Egekvist

Tobisbanke-kort fra 2006 (publiceret i 2011)

Metode beskrevet i nedenstående artikel under "Deriving the map of sandeel habitats (S1).

Jensen, H., Rindorf, A., Wright, P. J. & Mosegaard, H. (2011). Inferring the location and scale of mixing between habitat areas of lesser sandeel through information from the fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 68(1), 43-51. DOI: 10.1093/icesjms/fsq154.

Fil fra M:\HJ\HJ sandeel\Satellitdata\ASCII: dfu_01_10_04_sat_dat_from_FD2.txt.

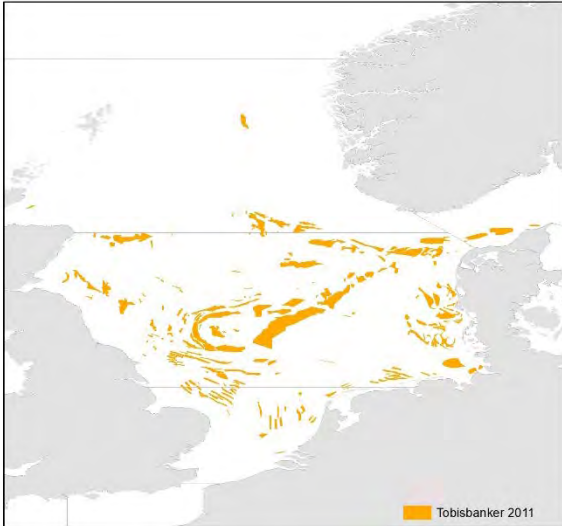
I Jensen et al (2011) er metoden der blev anvendt til at danne tobisbanke-kortet tilbage i 2006 beskrevet således:

1. Punkt-shapefil med VMS positioner
2. En kernel density analyse med en kvadratisk kernel funktion med søge radius på 0.015 decimalgrader og en output celle størrelse på 0.006 decimalgrader vha. ArcGIS Spatial Analyst.
3. Dette grid blev filtreret til kun at inkludere celler med en density på mere end 50000.
4. Dette blev konverteret til en shape-fil hvor hver tobisbanke er defineret som en polygon
5. Disse blev justeret manuelt ud fra rådata, ekspertviden og topografi.
6. Fiskere fra forskellige havne evaluerede kortet, og det blev derefter modificeret. Nogle tobisbanke blev tilføjet, andre fjernet.

Fra "note om satellitdata – 27 jan 2006 – hj" (M:\HJ\HJ sandeel\Satellitdata):

"Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU) indgik i 2004 en aftale med Danmarks Fiskeriforening og godt 30 ejere af industrifartøjer, der har muliggjort at DFU siden 2005 har kunnet anvende satellitdata fra perioden 1999 til 2004 fra respektive fartøjer, i forskningsarbejdet (ref aftale **). Lovgivningen, der relaterer sig til satellitdata, er udformet på en måde, så at hver enkelt fartøjsejer skal give tilsagn til at DFU kan få udleveret satellitdata for fartøjet fra Fiskeridirektoratet, hvor data findes, og arbejde med disse data i Afdeling for Havfiskeri i Charlottenlund."

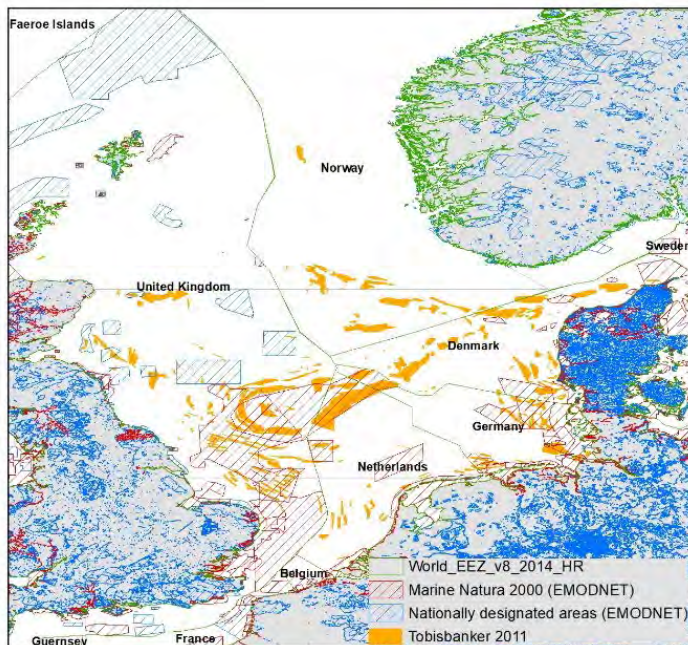
Nedenfor ses det gamle tobisbanke-kort (2011).



Det gamle tobisbanke-kort sammen med Natura 2000 områder

Natura 2000 områder, samlet for EU er fundet her: <http://www.emodnet-humanactivities.eu/search-results.php?dataname=Natura+2000>

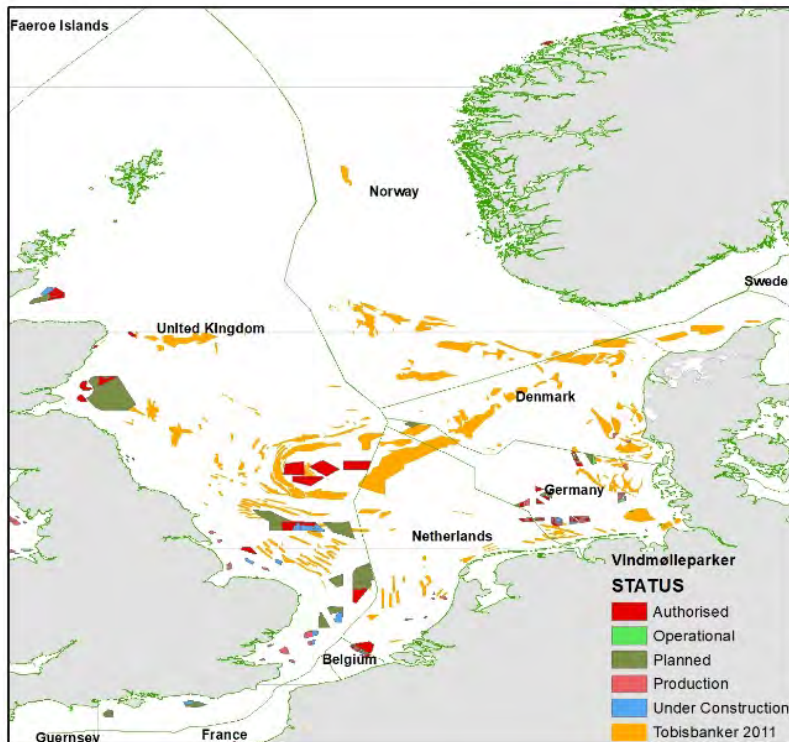
Områder udpeget nationalt til beskyttelse er fundet her: <http://www.emodnet-humanactivities.eu/search-results.php?dataname=Nationally+Designated+Areas>



Det gamle tobisbanke-kort sammen med vindmølleparker

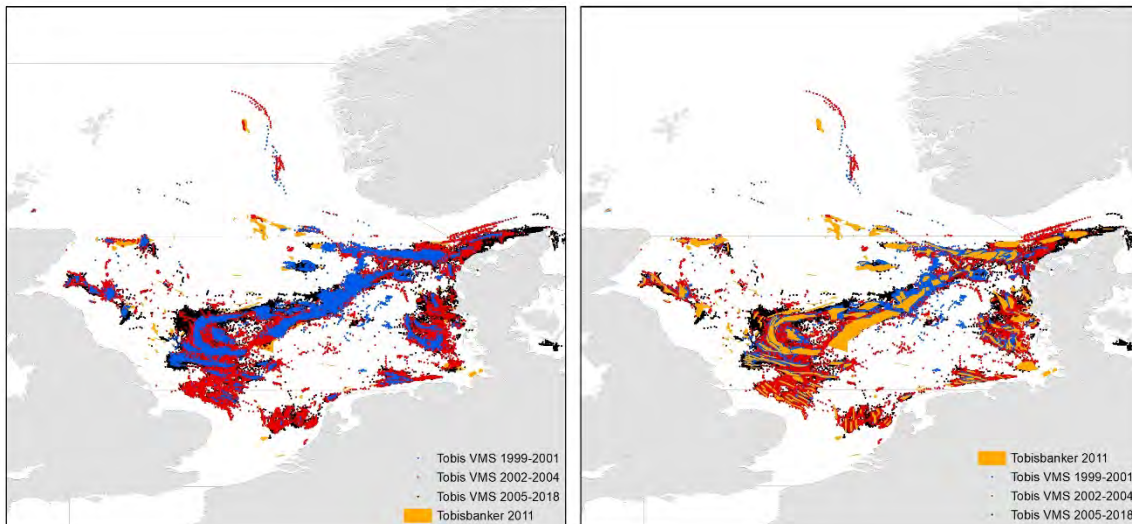
Version samlet for Europa hentet på EMODNET <http://www.emodnet-humanactivities.eu/search-results.php?dataname=Wind+Farms+%28Polygons%29>

Der er både eksisterende vindmølleparker, under opbygning og planlagte.

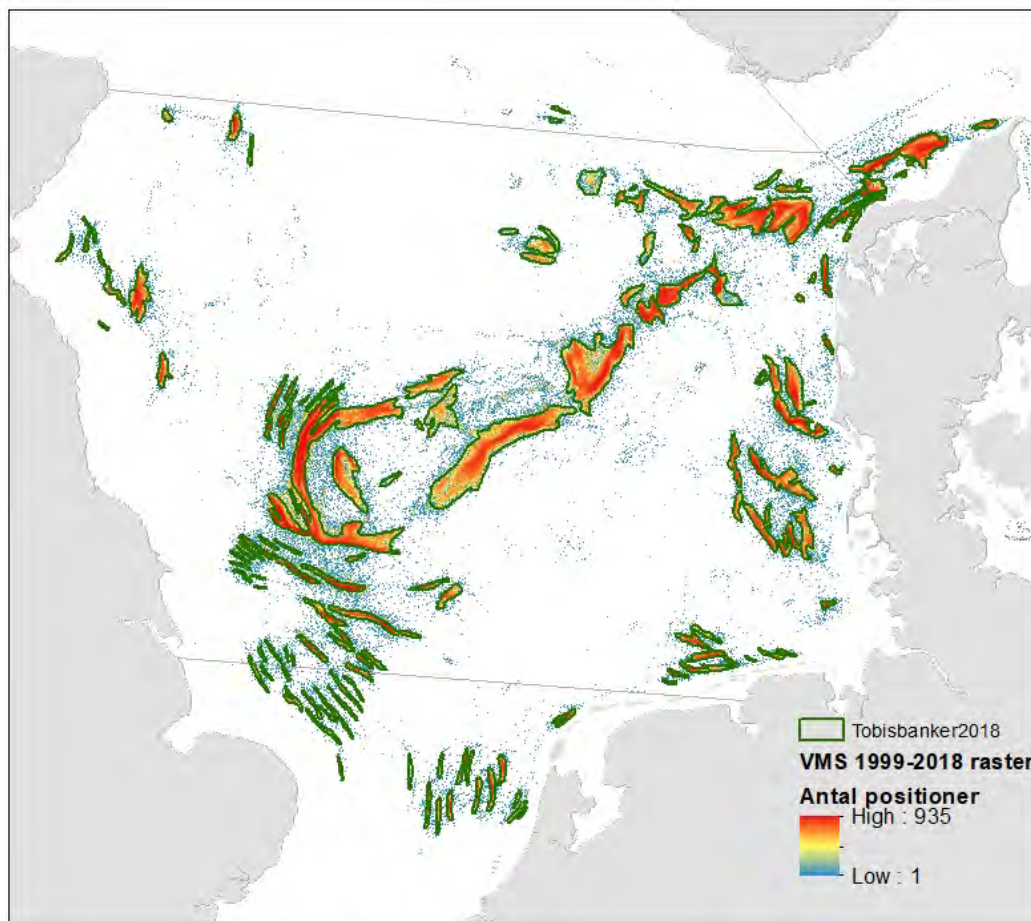


Opdatering af tobisbanke-kortet (det nye bankekort)

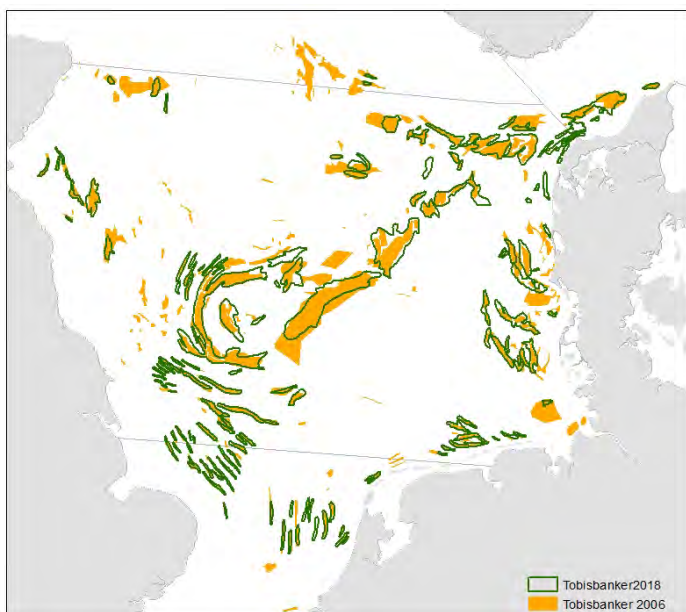
VMS data fra tobisfiskeriet for perioden 1999-2018 blev anvendt som udgangspunkt for at definere tobisbankerne. VMS data blev sammenkoblet med logbøger fra ture hvor der er landet tobis, og filtreret så kun positioner med hastigheder mellem 2 og 4 knob anvendes, da der antages fiskeriaktivitet. Herunder ses rå-data overlagt det gamle tobisbanke-kort. Når data er vist for tre forskellige perioder, skyldes det at disse perioder repræsenterer forskellige VMS-data programmer. Data for perioden 2005-2018 var ikke tilgængeligt da det gamle tobisbanke-kort blev lavet.



Punkter der er inden for ½ time efter solnedgang og ½ time før solopgang blev fjernet, da der ikke fiskes tobyshanker i dette tidsrum. Ved hjælp af funktionen PointToRaster i ArcGIS blev VMS punkterne opsummeret i 1*1 km gridceller, og det samlede grid ses i figur 1 nedenfor. Der blev derefter manuelt digitaliseret polygoner rundt om bankerne (grønne afgrænsninger i figur 1). I figur 2 sammenlignes det nye tobyshankerkort med det gamle.



Figur 1: VMS positioner fra tobyshankeri for perioden 1999-2018 opsummeret i et 1*1 km grid, og digitaliserede tobyshanker.



Figur 2: Tobisbanker digitaliseret i 2018 ud fra VMS data (grønne streger) sammenlignet med tobisbankerne defineret i et tidligere projekt i 2006 (gule).

Tobislandinger er koblet til VMS positioner hvor der antages fiskeri og fordelt ligeligt ud pr. fartøj og dag. I tabellen nedenfor er landingerne med VMS opgjort totalt pr. år indenfor og udenfor bankerne, og procentdelen af landingerne indenfor bankerne er beregnet. Samlet set hen over perioden 1999-2018 ligger 95.4% af tobislandingerne inden for de definerede tobisbanker.

År	Landing indenfor banker	Landing udenfor banker	Total landinger	Procent indenfor banker
1999	68,816	11,960	80,776	85.2
2000	106,245	8,492	114,736	92.6
2001	147,025	7,209	154,234	95.3
2002	501,280	12,877	514,157	97.5
2003	222,934	11,105	234,039	95.3
2004	225,098	13,174	238,272	94.5
2005	139,662	11,249	150,910	92.5
2006	239,012	9,569	248,581	96.2
2007	159,008	5,256	164,264	96.8
2008	236,596	12,665	249,260	94.9
2009	291,111	7,339	298,450	97.5
2010	274,361	6,679	281,039	97.6
2011	266,713	6,700	273,413	97.5
2012	48,543	3,257	51,800	93.7
2013	200,194	9,347	209,542	95.5
2014	117,108	33,265	150,372	77.9
2015	161,123	6,687	167,809	96.0
2016	28,042	1,683	29,725	94.3
2017	341,186	8,929	350,116	97.4
2018	173,334	5,041	178,375	97.2
Hovedtotal	3,947,389	192,482	4,139,871	95.4

Befisket areal relativt (%) til det total tobisbanke-areal

Det totale tobisbanke-areal opgjort til 25021 km². I analysen opgøres fiskeri i timer og indenfor 1 km² grid-celler. En grid-celle antages at være befisket når der har været fisket i mindst 3 timer i løbet af sæsonen. I tabellen nedenfor angives befisket areal (hele sæsonen) relativt til det totale banke areal i % (både for hele Nordsøen og per forvaltningsområde).

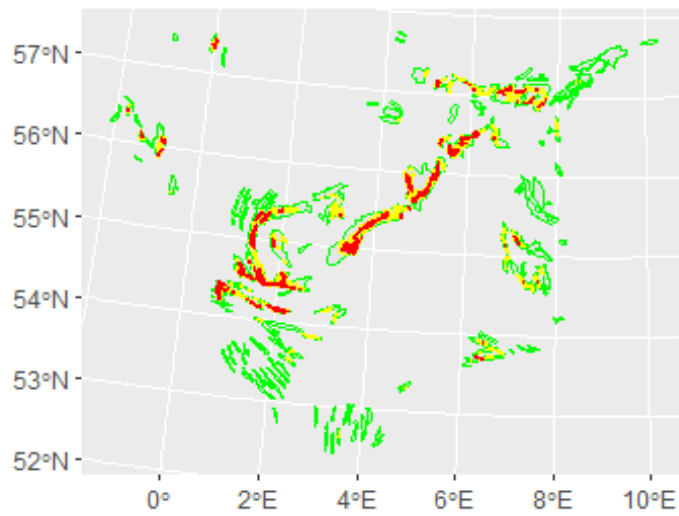
År	Hele Nordsøen	SA 1r	SA 2r	SA 3r	SA 4
1999	1.2	1.3	1.3	0.3	1.4
2000	3.2	3.5	1.6	8.2	1.3
2001	8.9	11.4	4.4	7.2	6.4
2002	15.5	20	9	8	7.7
2003	23.5	26.6	16.7	13	38.6
2004	26.5	24.2	38.9	9.5	9.5
2005	16.3	19.2	15	4.8	5
2006	17.4	20.9	17.8	NA	0.1
2007	8.8	6.7	13.1	14.7	NA
2008	10.2	10.3	12.9	5.8	NA
2009	12.7	14.7	13.4	2.2	NA
2010	9.3	8.6	14.3	1.6	NA
2011	7.9	9.9	7	0.2	0.4
2012	3.5	2.4	6.6	NA	5.6
2013	14.5	12.5	24	1.9	3
2014	9.3	7.6	16.1	1.9	3.3
2015	8.3	7.2	13.9	1.2	3
2017	10.6	6.1	24.1	0.1	5.5
2018	12.1	12.7	12.3	5.7	13.9

Retrospektive scenarier 1999-2018

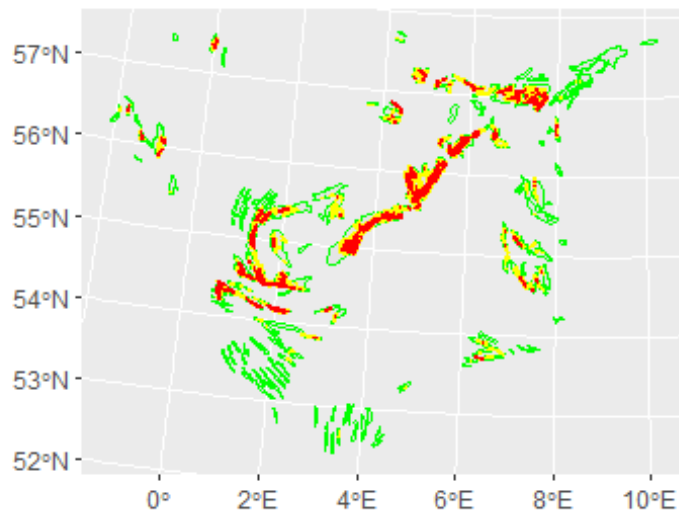
For at undersøge hvordan et fiskeriet ville have været udbredt, hvis det havde været reguleret med en regel om at nye fiskepladser (1 km² grid-celler) ikke må tages i brug når fiskeriet har berørt X% af det totale banke areal. Herunder ses et eksempel hvor X% = 5%, men der er lavet et program, som kan foretage analyse med en hvilken som helst tærskelværdi, hvis det skulle blive aktuelt. Tabellen nedenfor viser hvornår tærskelværdien på 5% blev nået og figurerne viser det samlede befiskede område for perioden frem til det tidspunkt hvor tærskelværdien blev nået. De grønne områder på kortene er fiskepladser som ikke er berørt af fiskeriet, gule områder er fiskepladser hvor mindre end 3 timers fiskeri har fundet sted, røde områder er de områder hvor mere end 3 timers fiskeri har fundet sted.

År	Antal dage med fiskeri inden tærskelværdien nås	Datoen hvorpå tærskelværdien nås
2001	94	010510
2002	27	020511
2003	30	030508
2004	14	040515
2005	34	050519
2006	15	060612
2007	29	070425
2008	38	080531
2009	35	090529
2010	39	100512
2011	47	110421
2013	25	130516
2014	32	140530
2015	32	150427
2017	38	170614
2018	19	180520

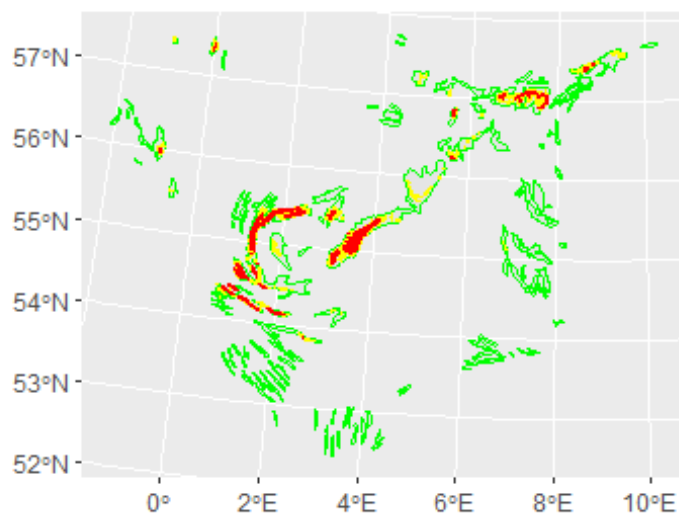
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2001



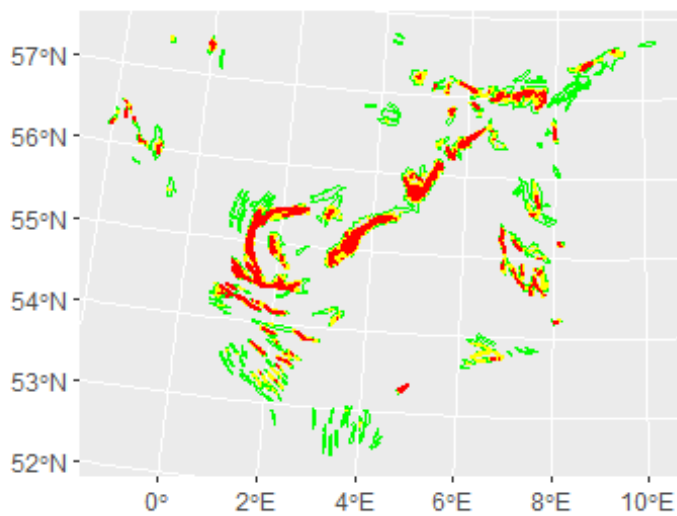
Tobisfiskeri total 2001



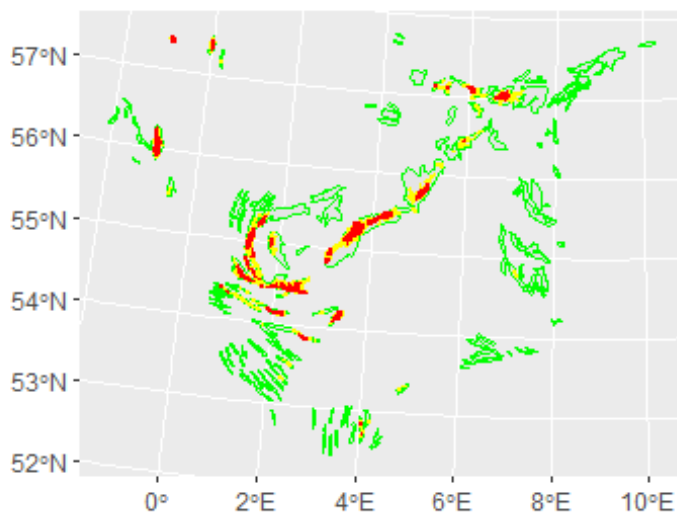
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2002



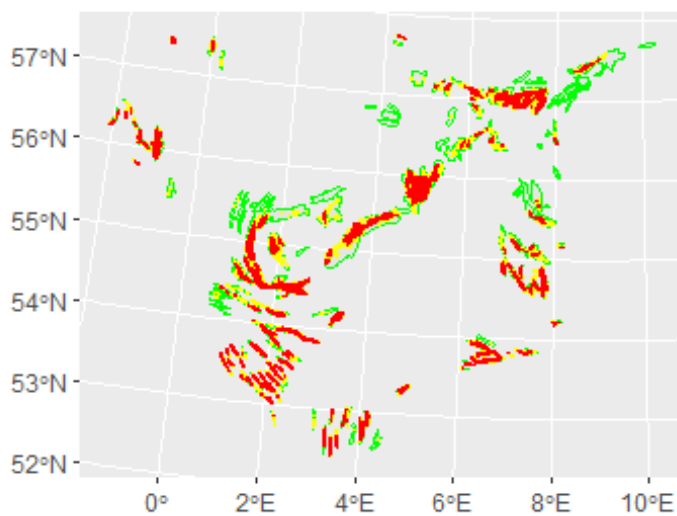
Tobisfiskeri total 2002



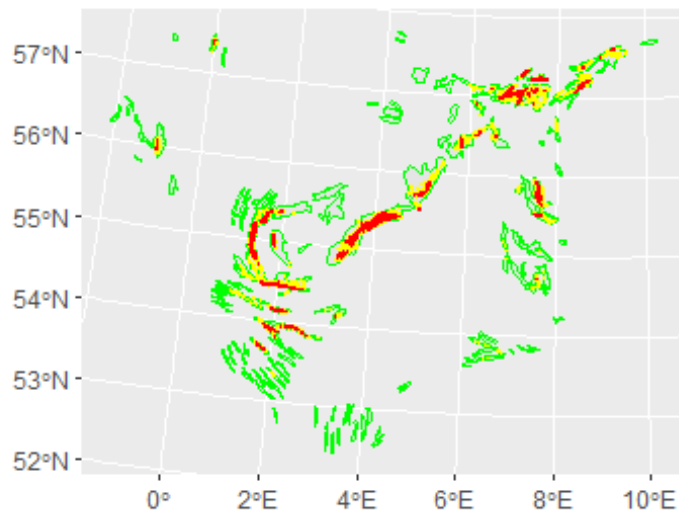
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2003



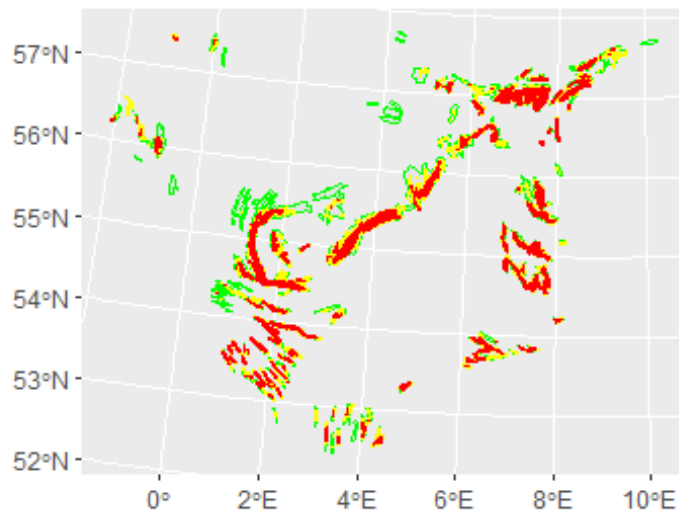
Tobisfiskeri total 2003



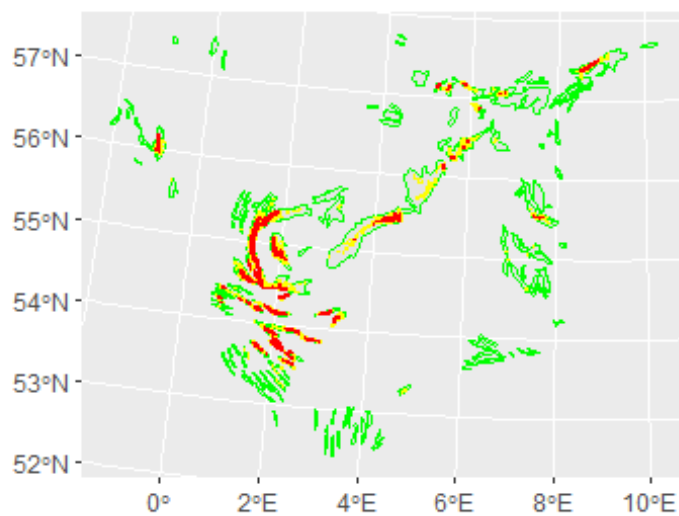
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2004



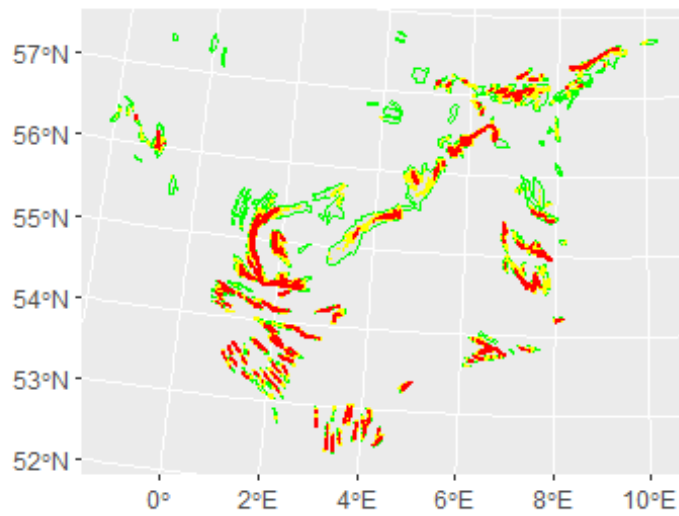
Tobisfiskeri total 2004



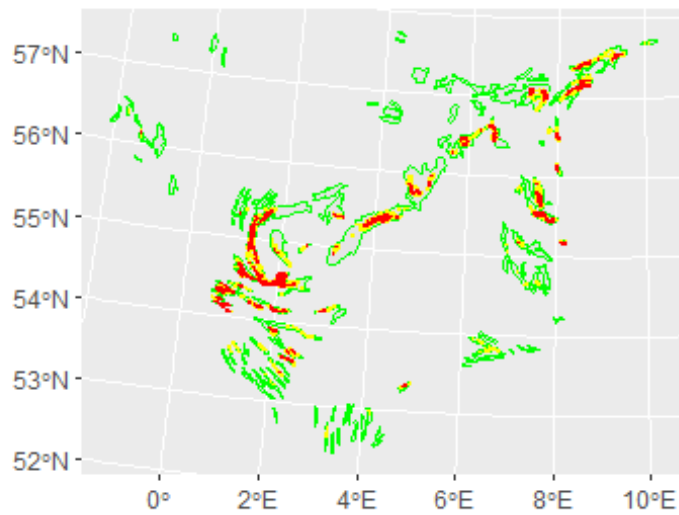
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2005



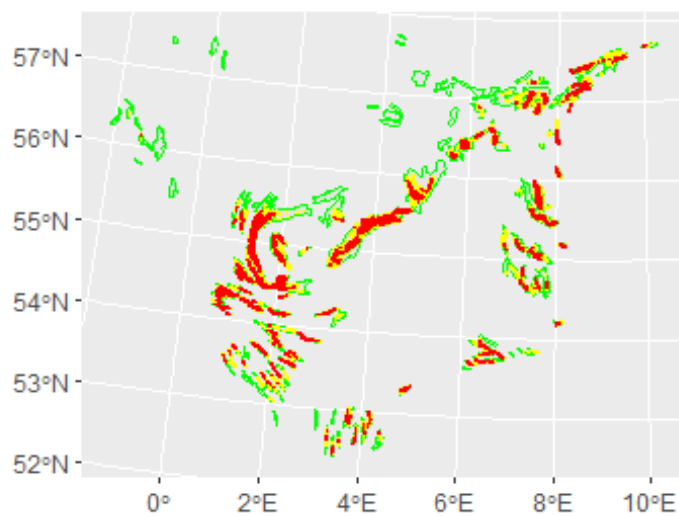
Tobisfiskeri total 2005



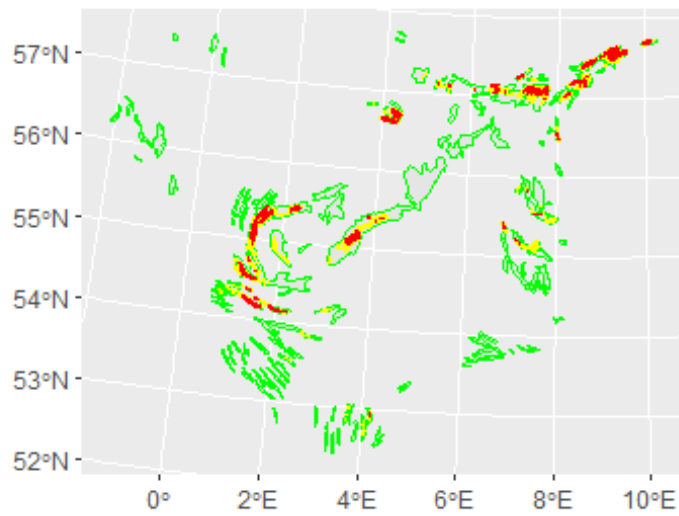
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2006



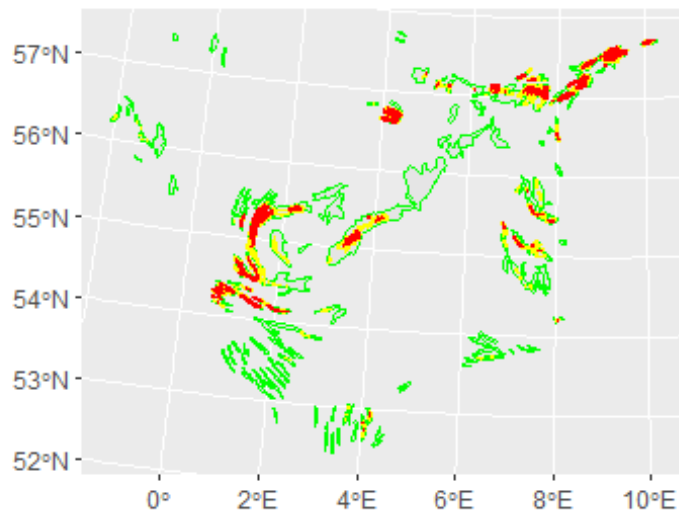
Tobisfiskeri total 2006



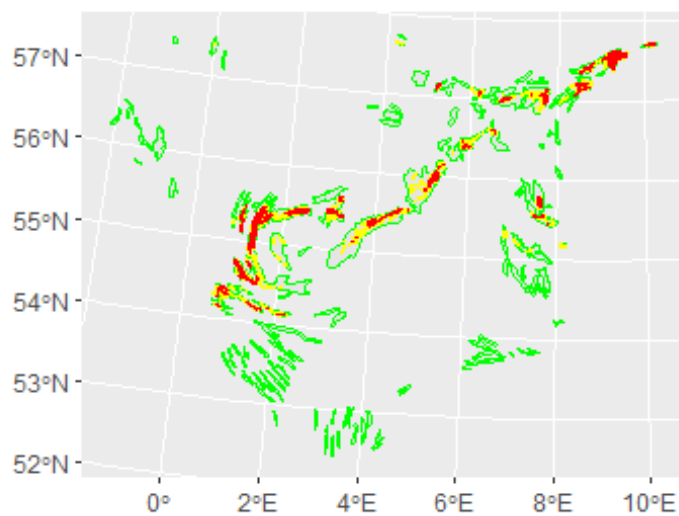
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2007



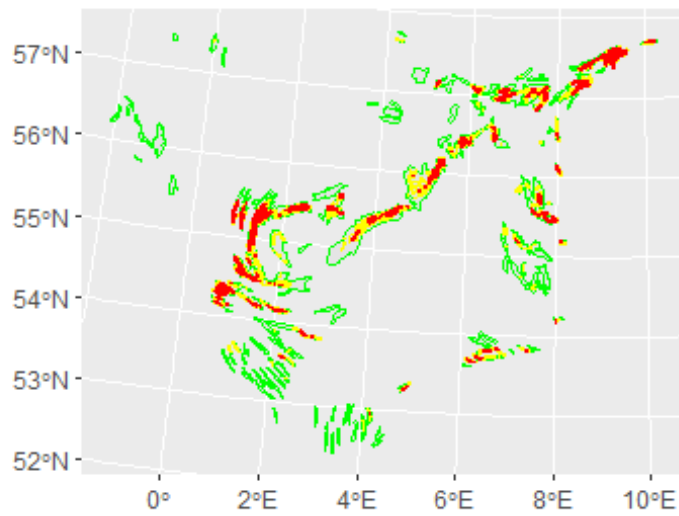
Tobisfiskeri total 2007



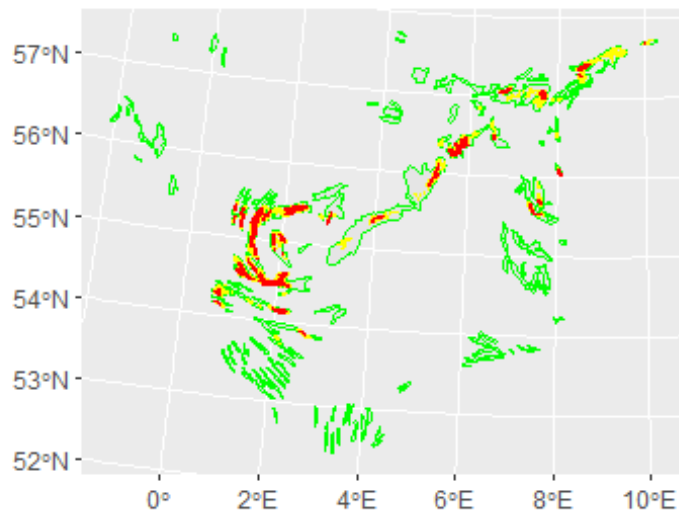
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2008



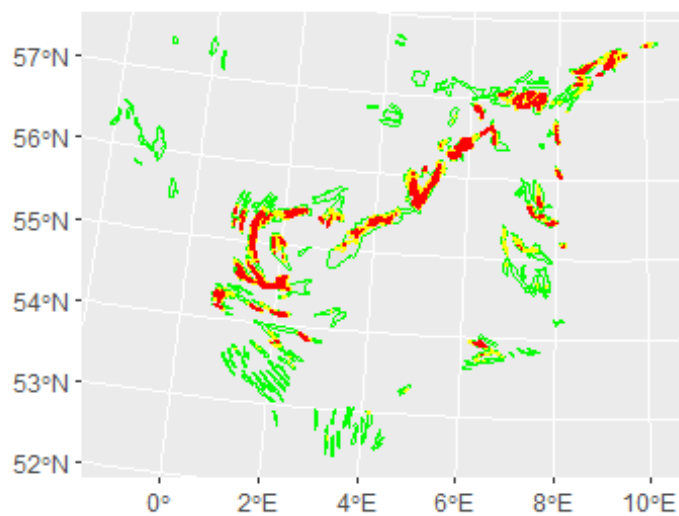
Tobisfiskeri total 2008



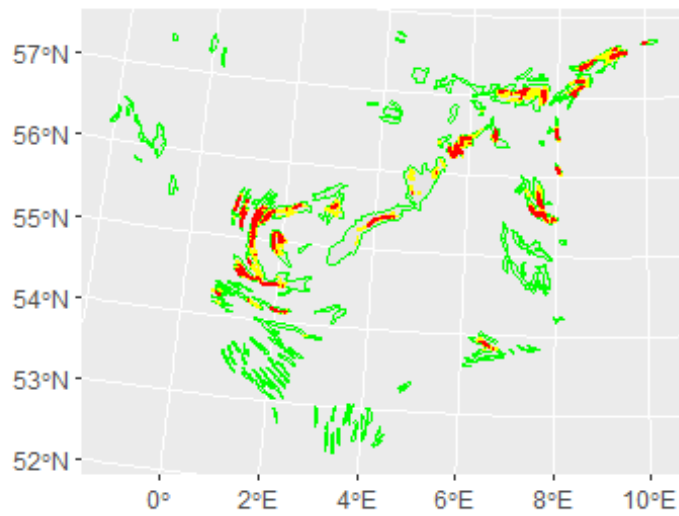
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2009



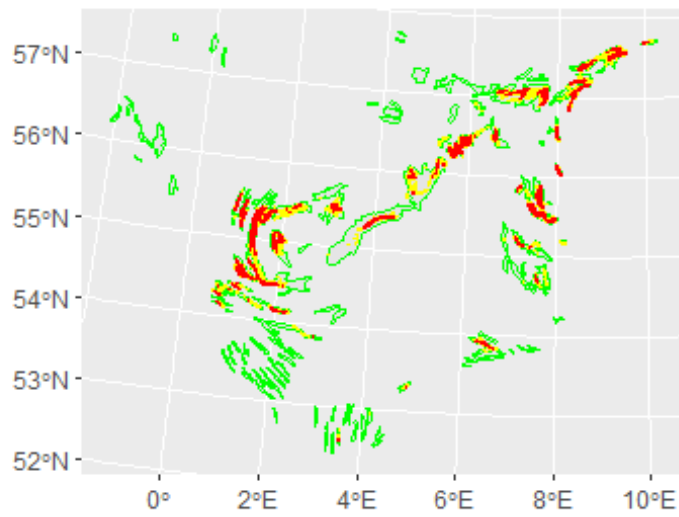
Tobisfiskeri total 2009



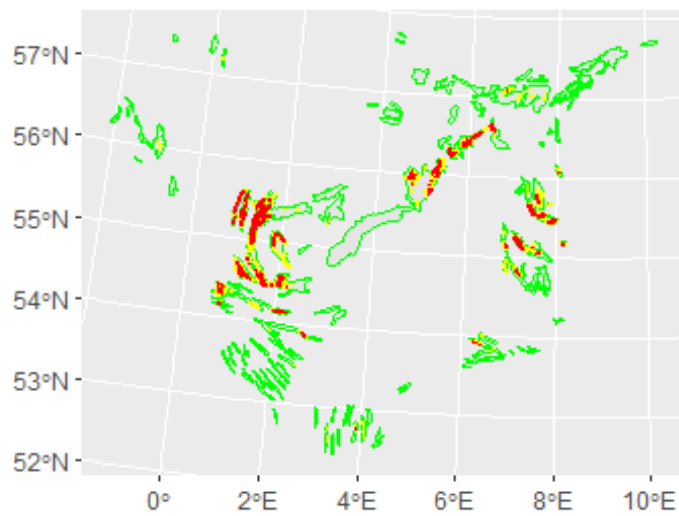
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2010



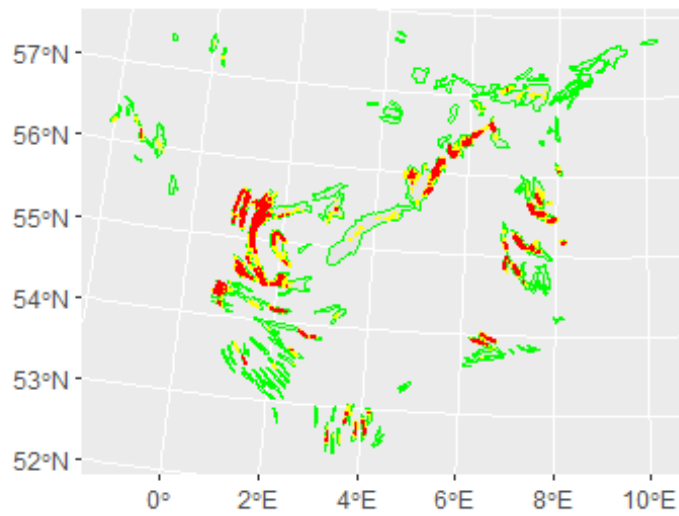
Tobisfiskeri total 2010



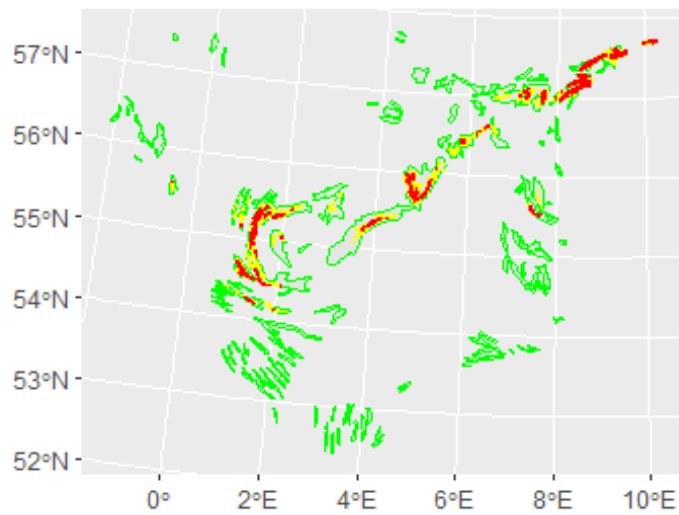
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2011



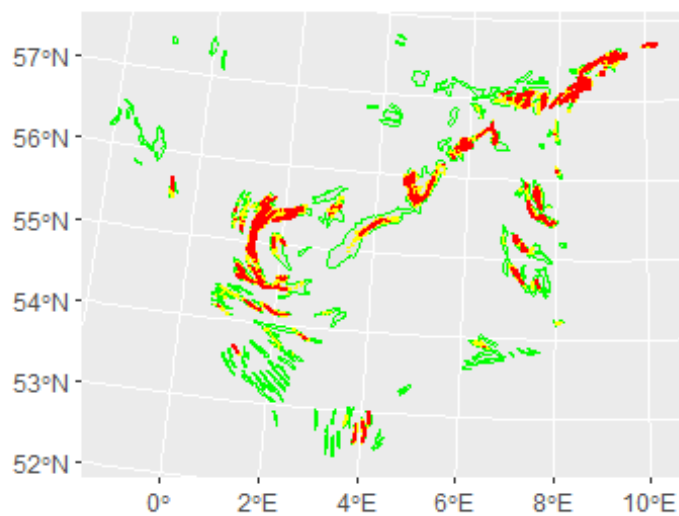
Tobisfiskeri total 2011



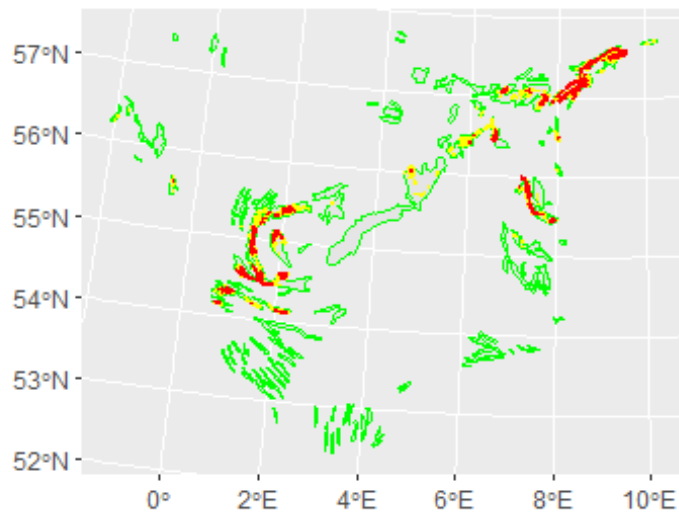
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2013



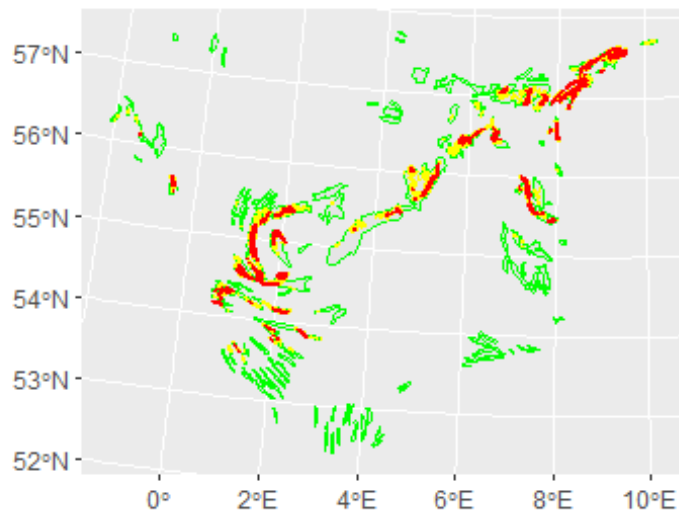
Tobisfiskeri total 2013



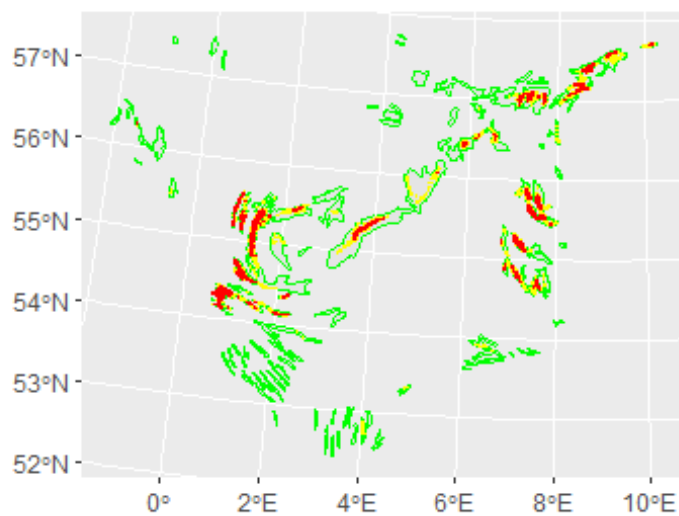
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2014



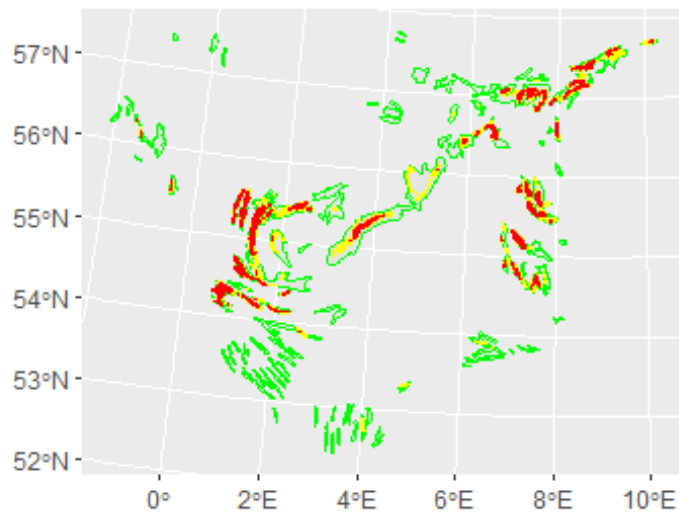
Tobisfiskeri total 2014



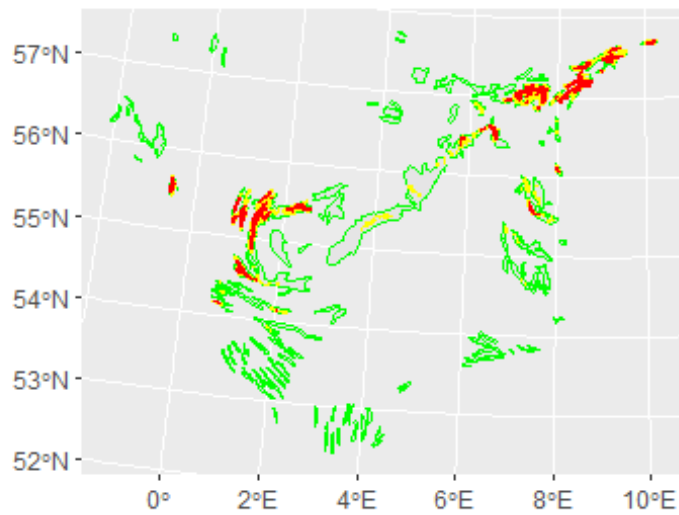
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2015



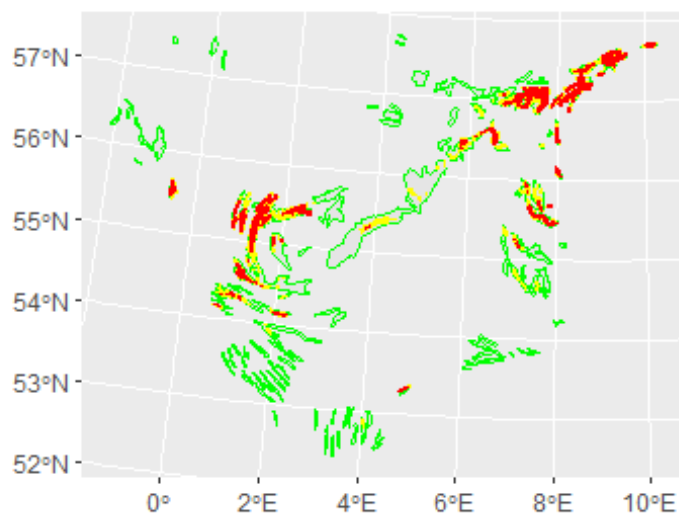
Tobisfiskeri total 2015



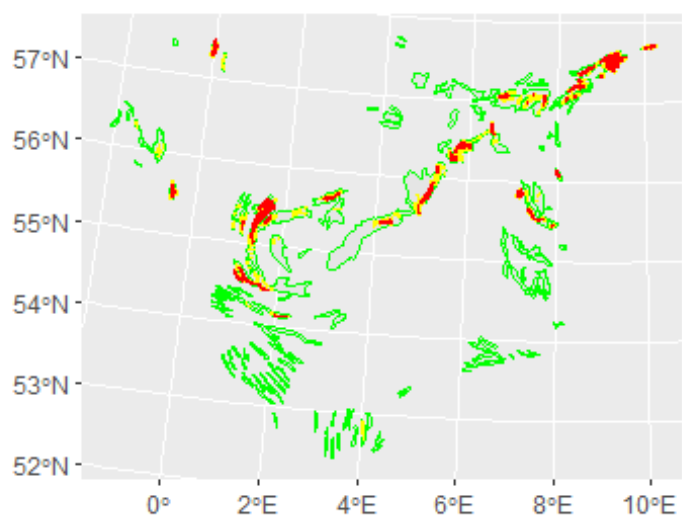
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2017



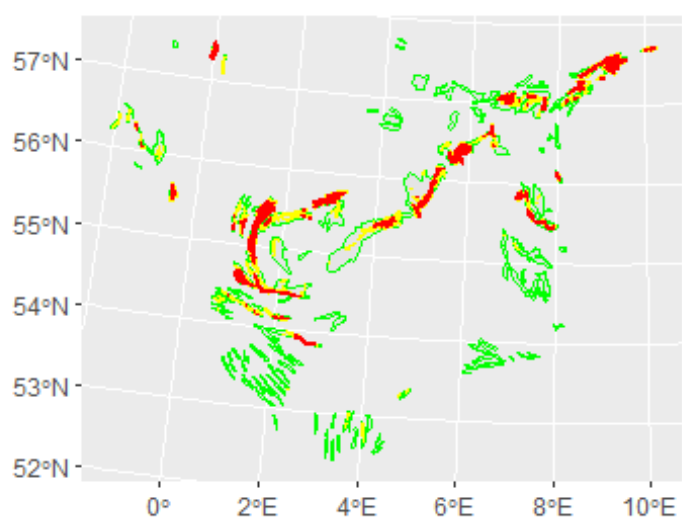
Tobisfiskeri total 2017



Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2018



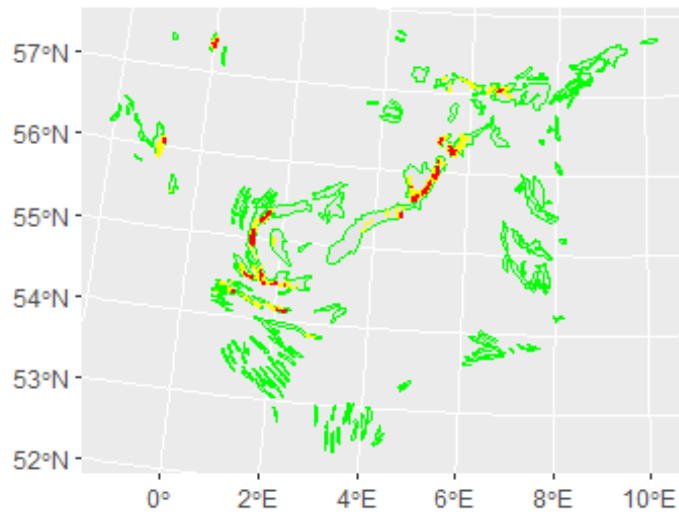
Tobisfiskeri total 2018



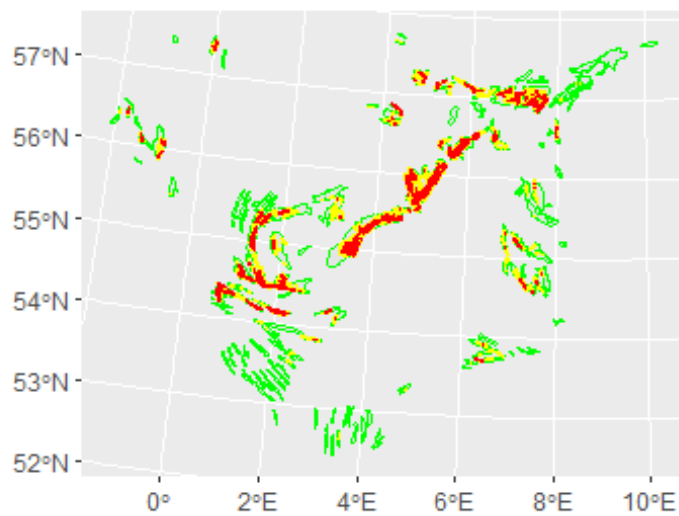
Appendiks 1.2(S1)

Tærskelværdi 1%

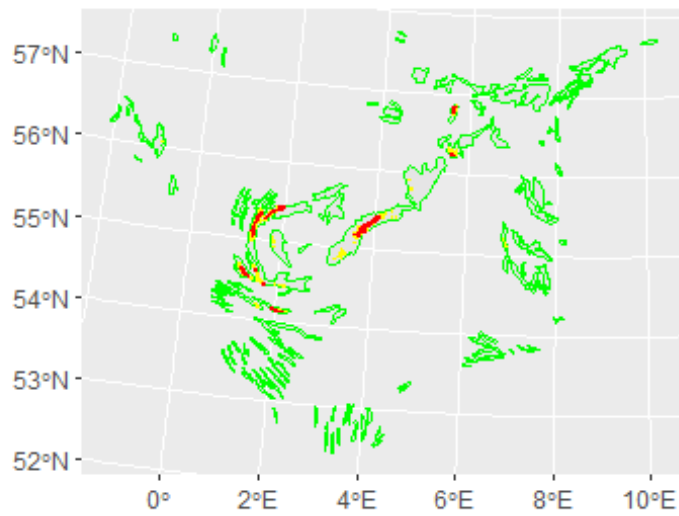
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2001



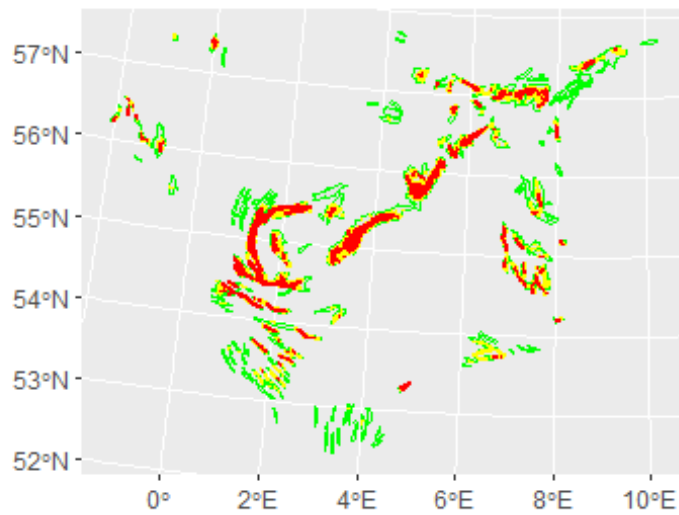
Tobisfiskeri total 2001



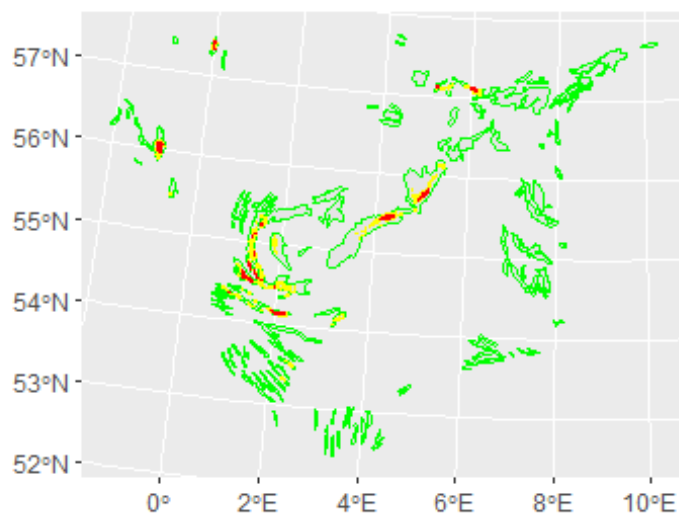
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2002



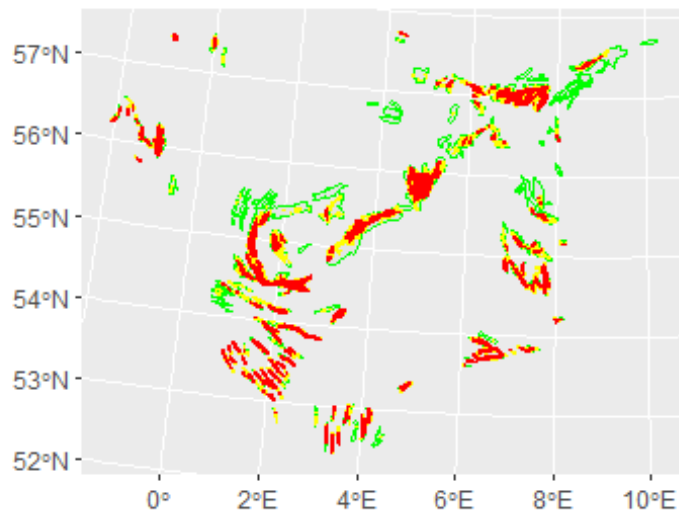
Tobisfiskeri total 2002



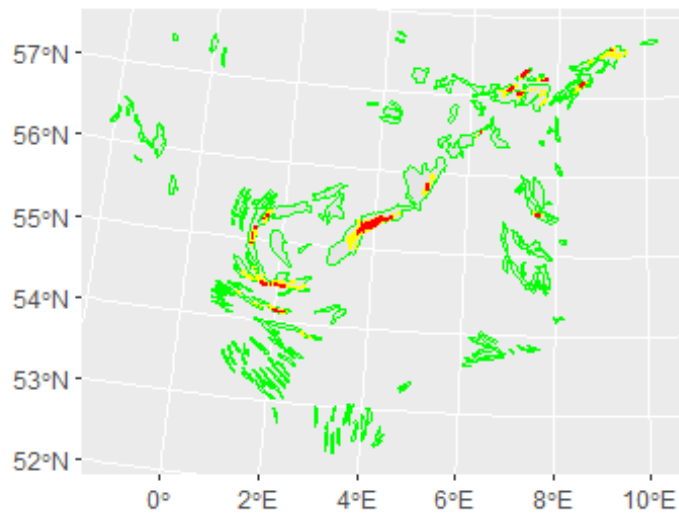
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2003



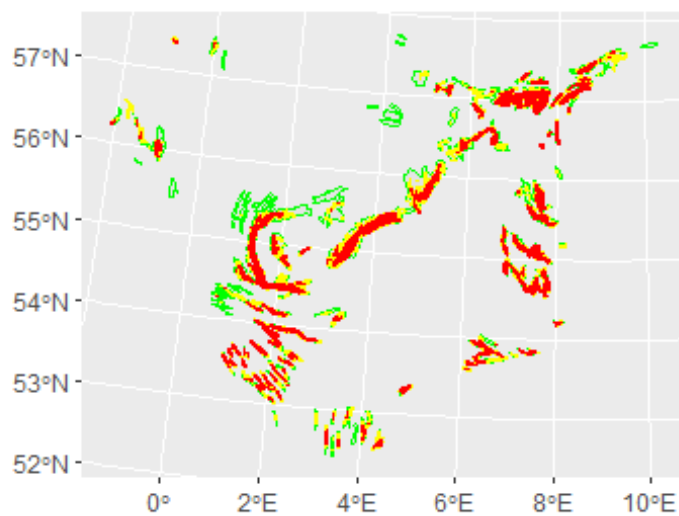
Tobisfiskeri total 2003



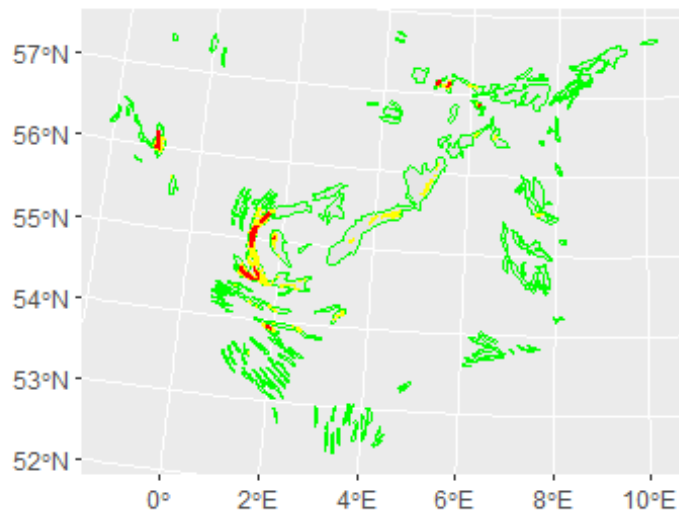
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2004



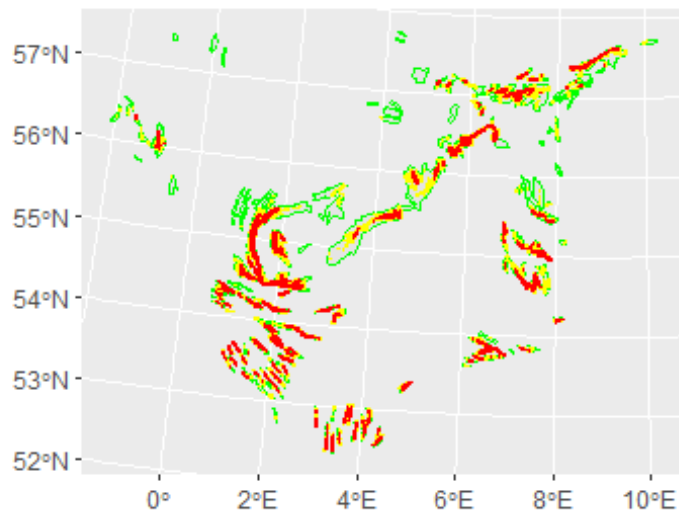
Tobisfiskeri total 2004



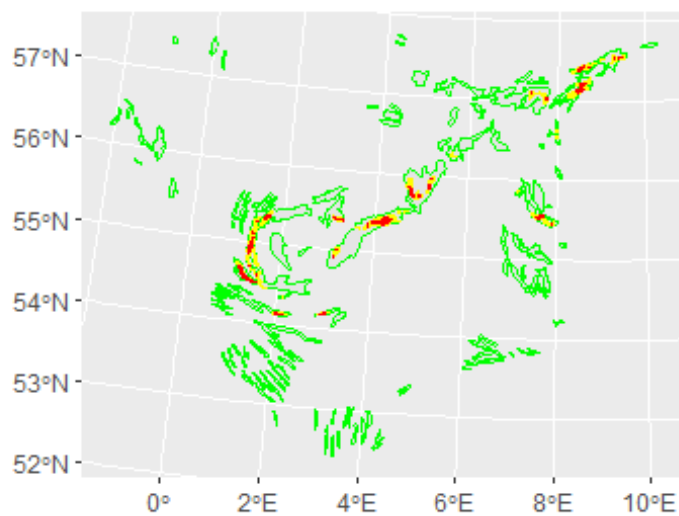
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2005



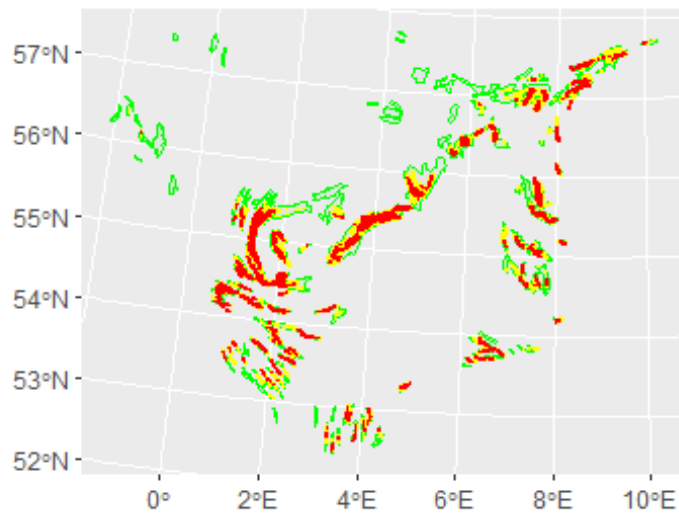
Tobisfiskeri total 2005



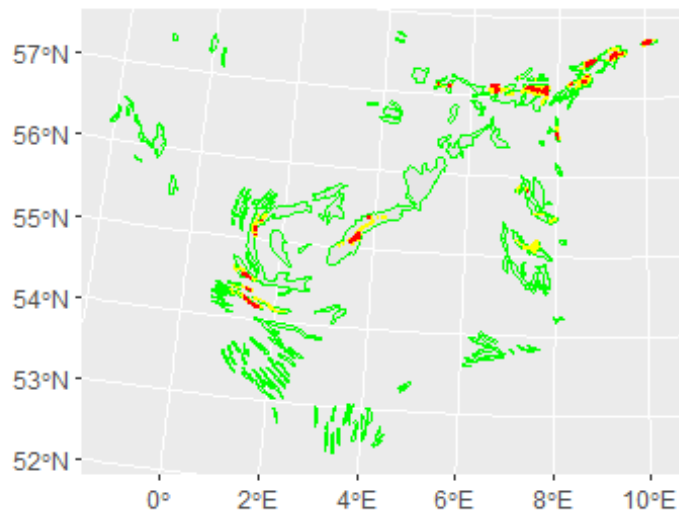
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2006



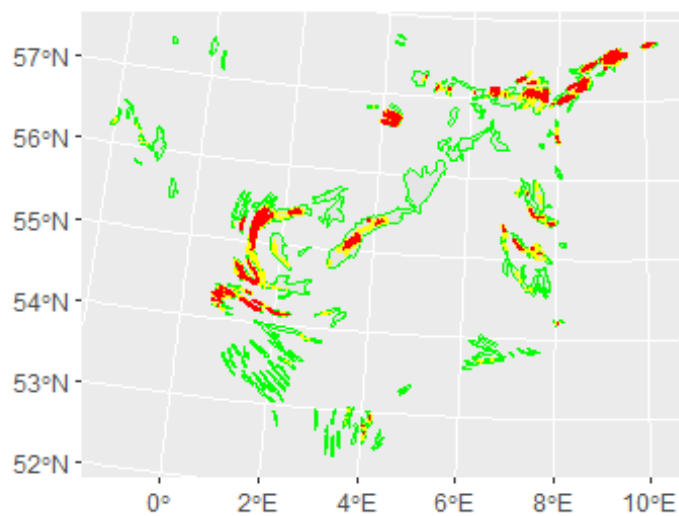
Tobisfiskeri total 2006



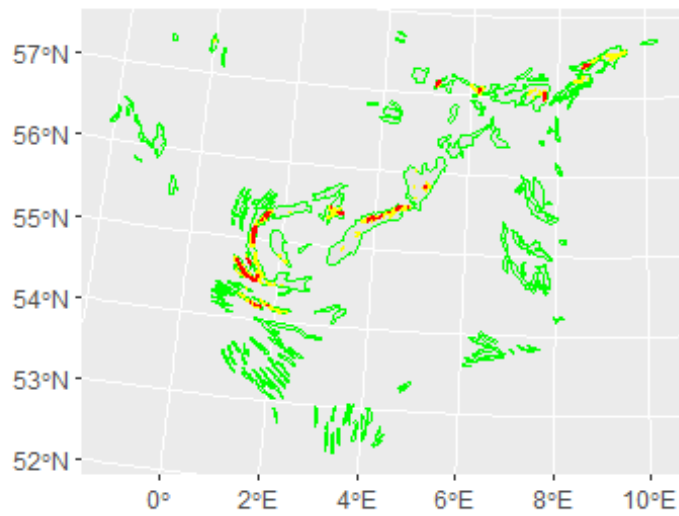
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2007



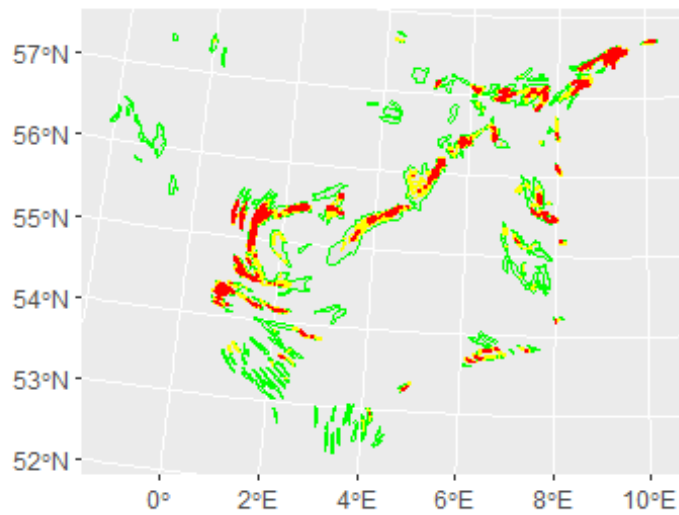
Tobisfiskeri total 2007



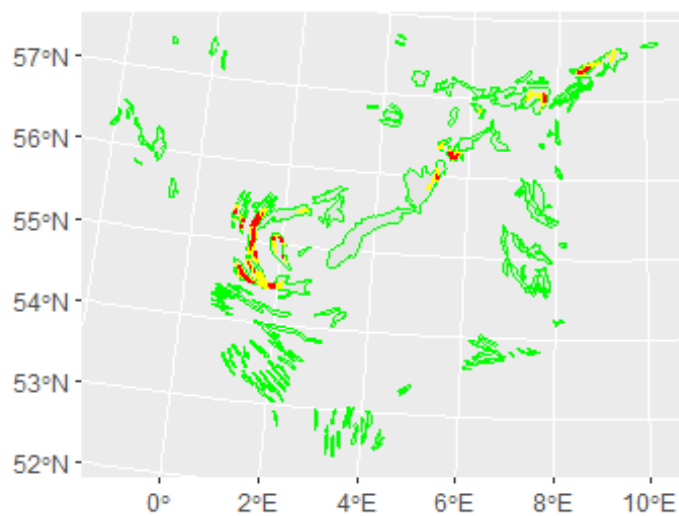
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2008



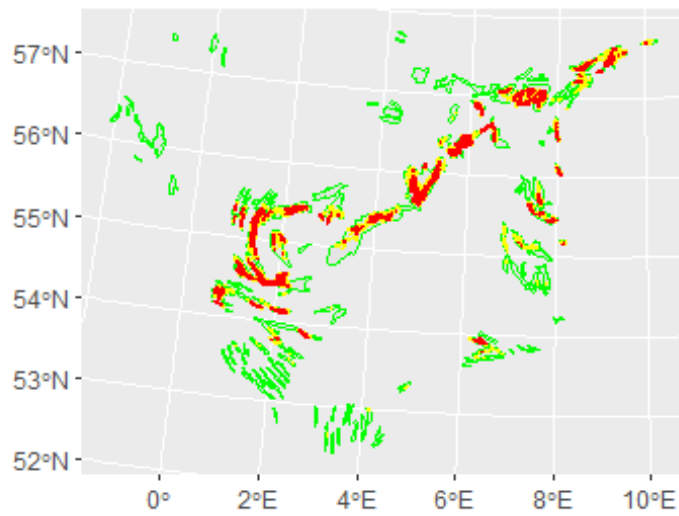
Tobisfiskeri total 2008



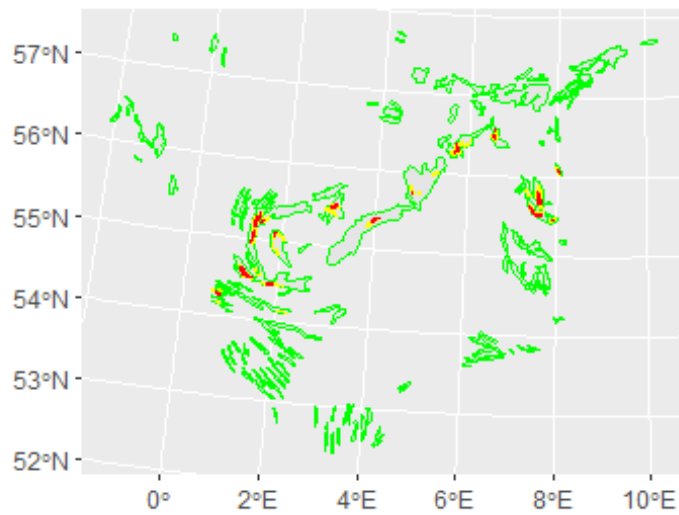
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2009



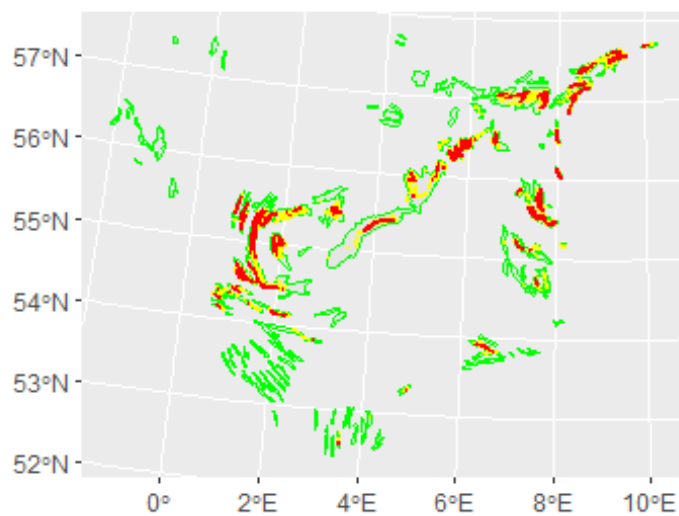
Tobisfiskeri total 2009



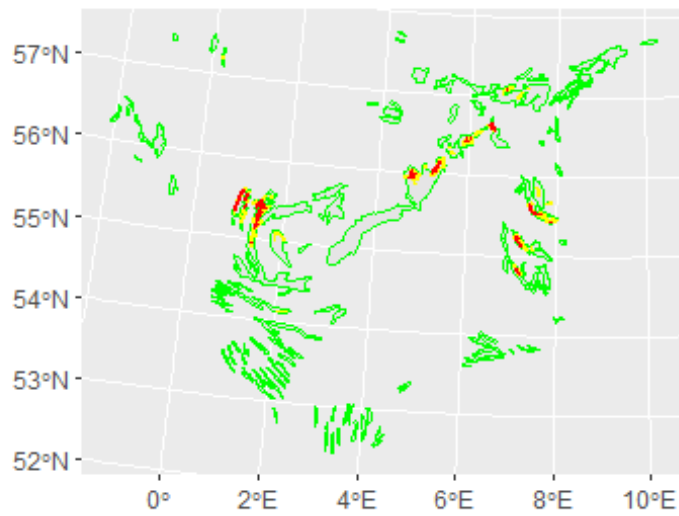
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2010



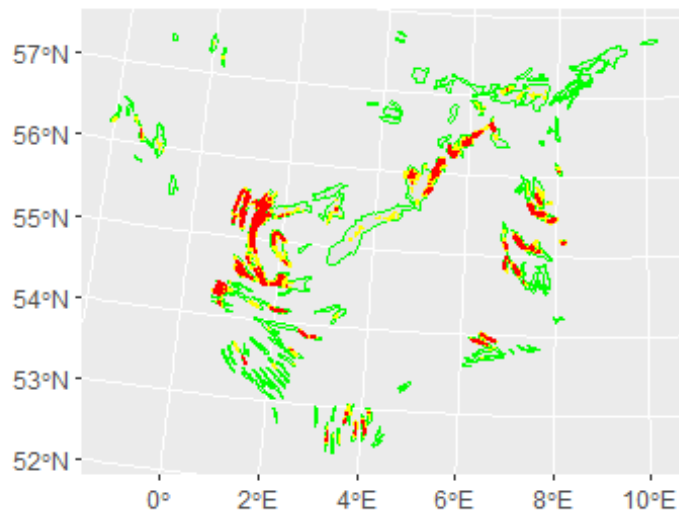
Tobisfiskeri total 2010



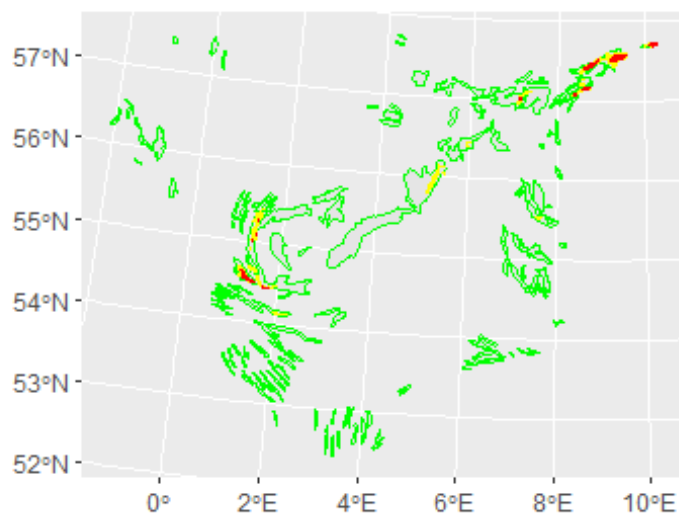
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2011



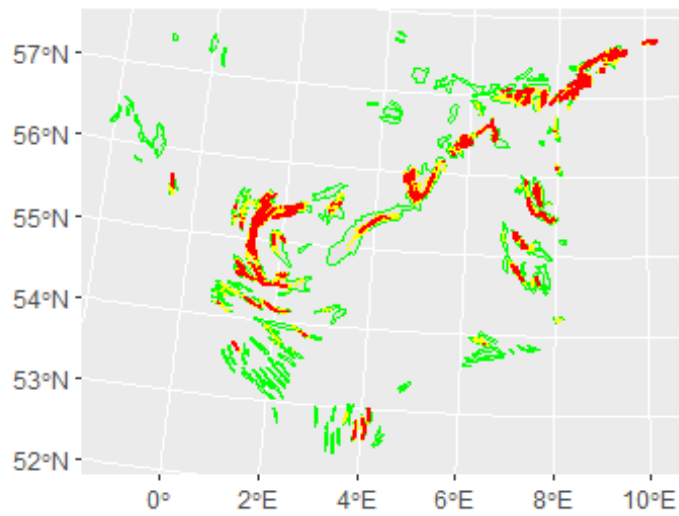
Tobisfiskeri total 2011



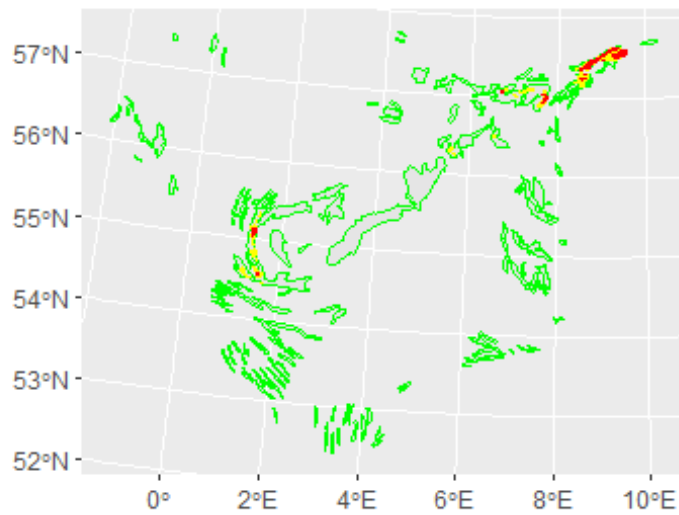
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2013



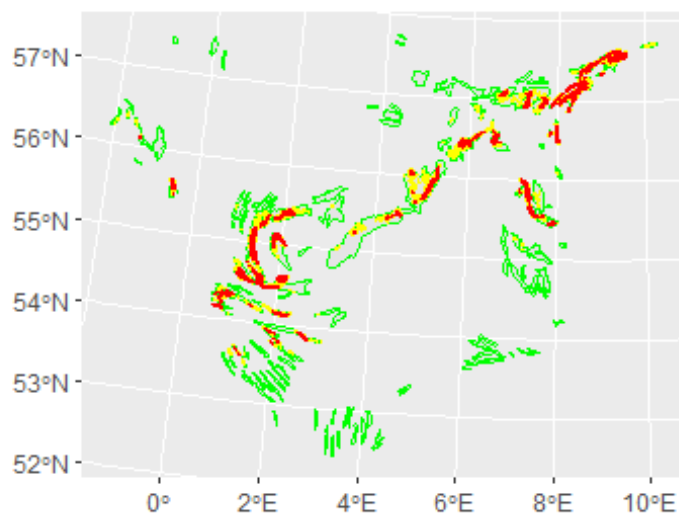
Tobisfiskeri total 2013



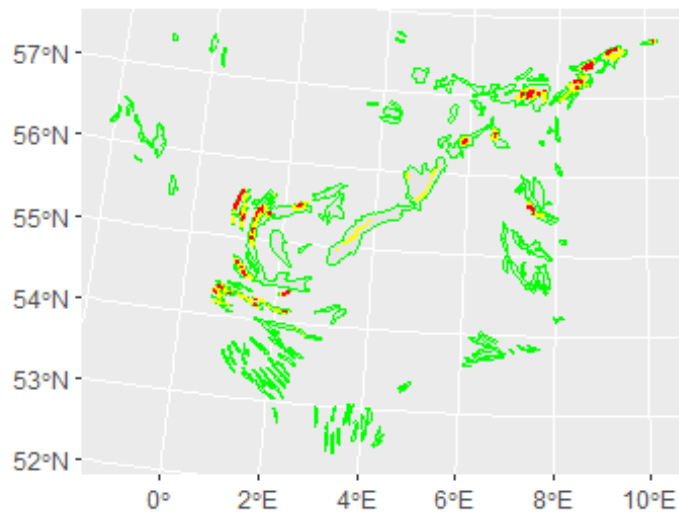
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2014



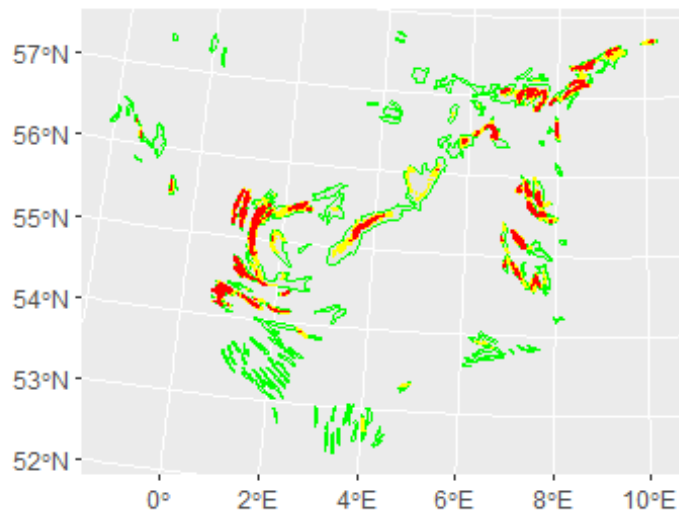
Tobisfiskeri total 2014



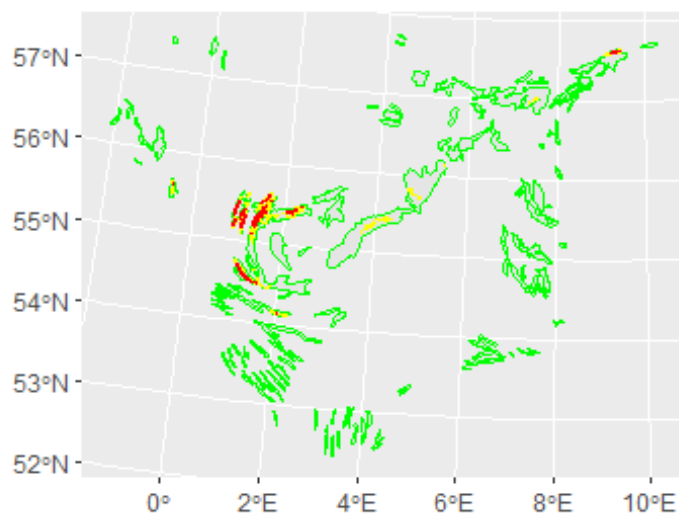
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2015



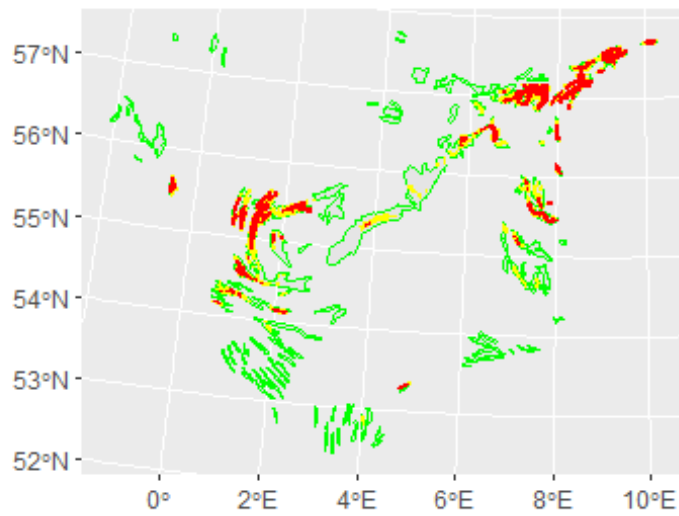
Tobisfiskeri total 2015



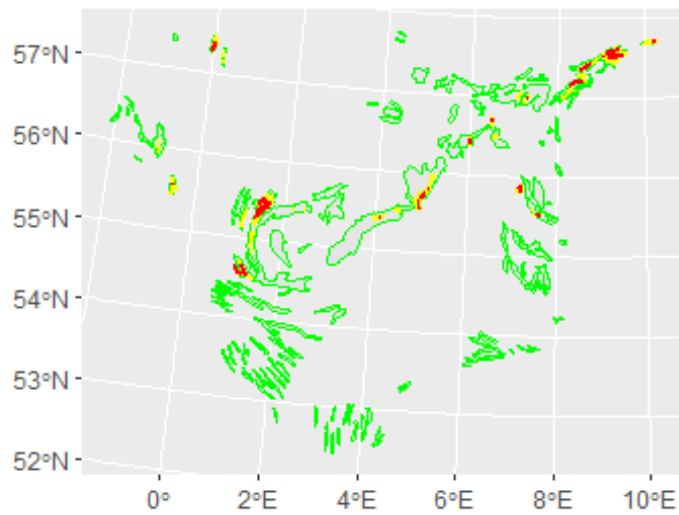
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2017



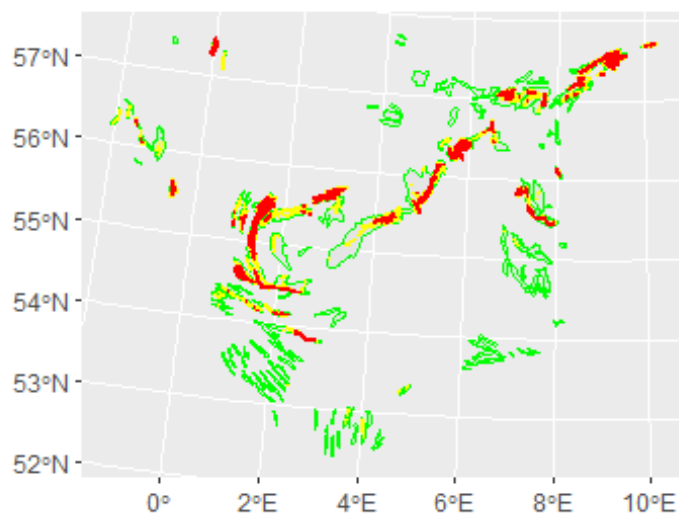
Tobisfiskeri total 2017



Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2018

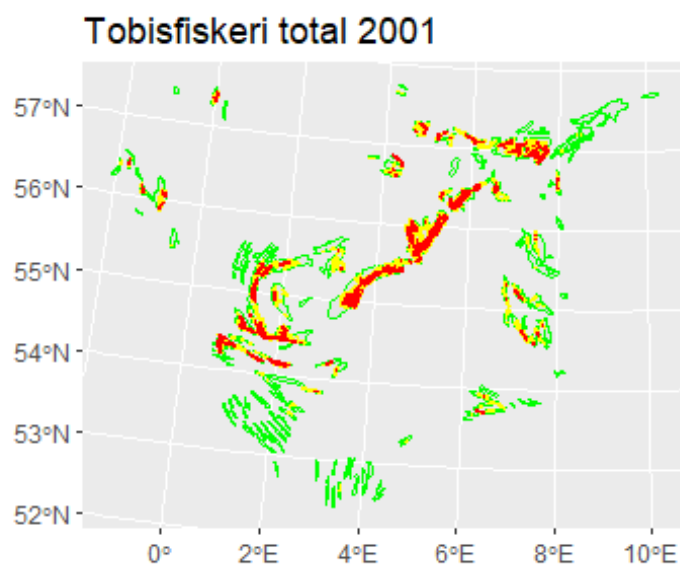
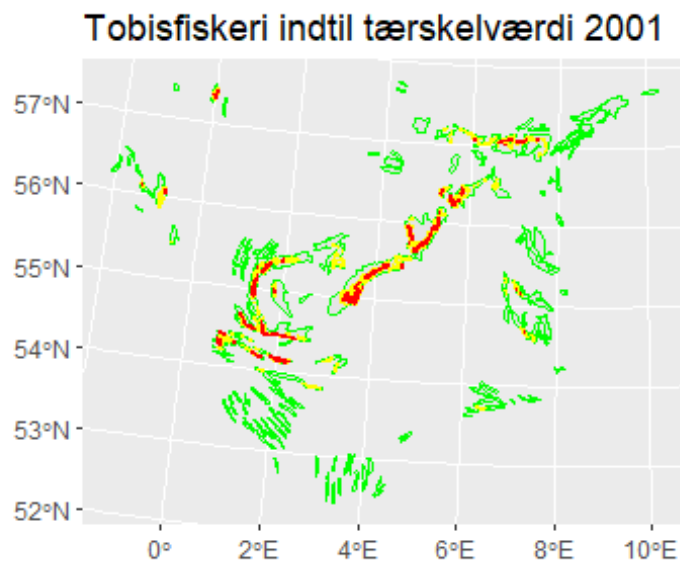


Tobisfiskeri total 2018

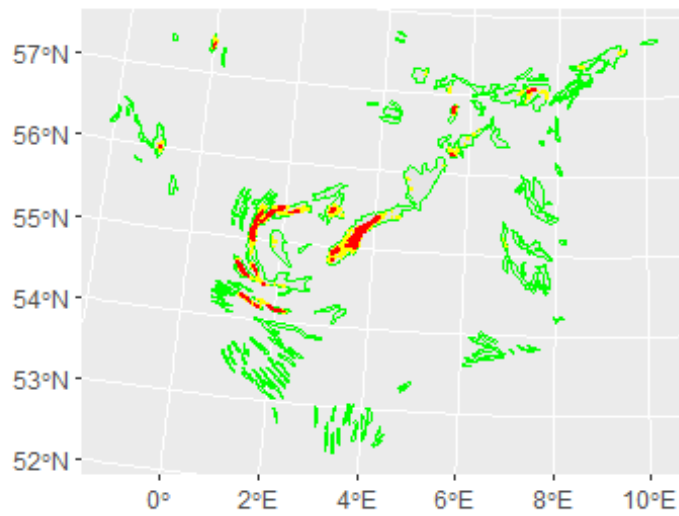


Appendiks 1.3(S2)

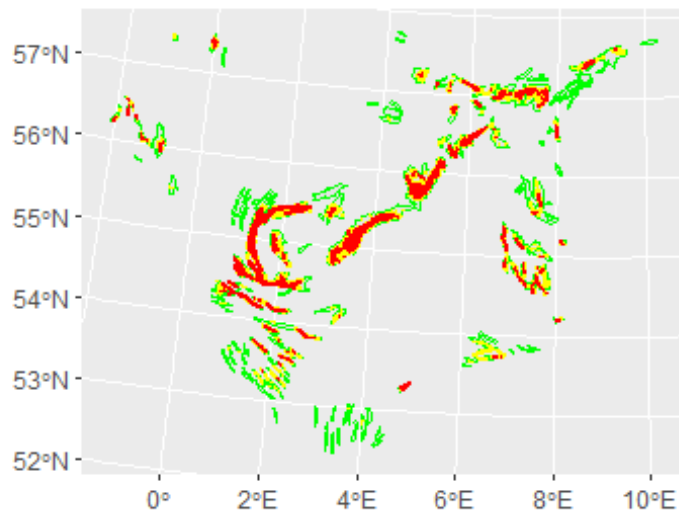
Tærskelværdi 3%



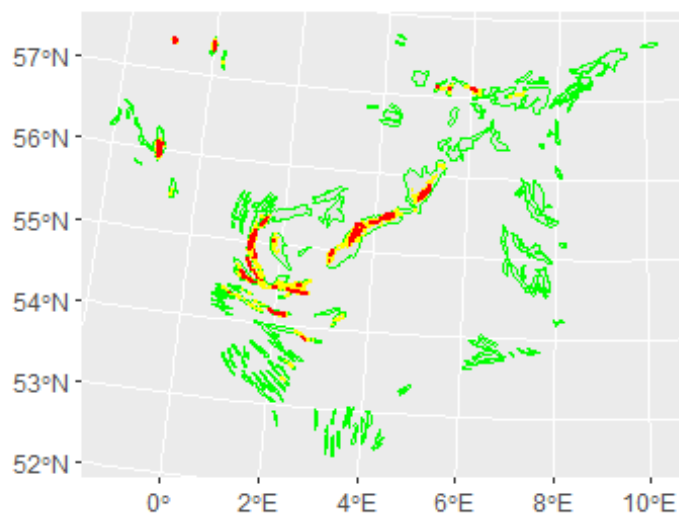
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2002



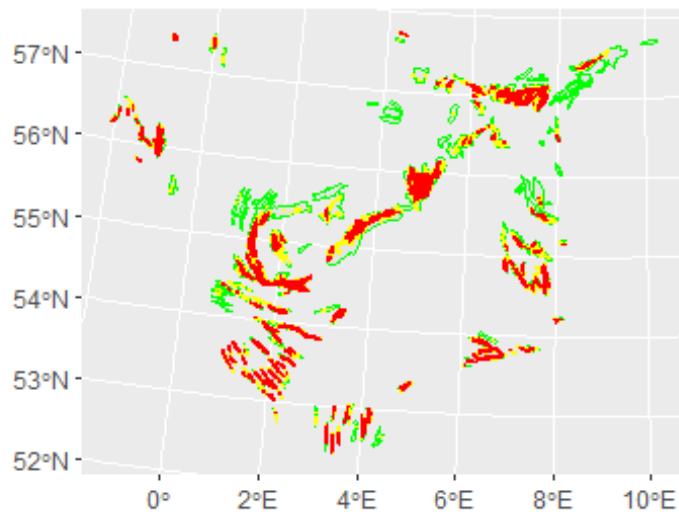
Tobisfiskeri total 2002



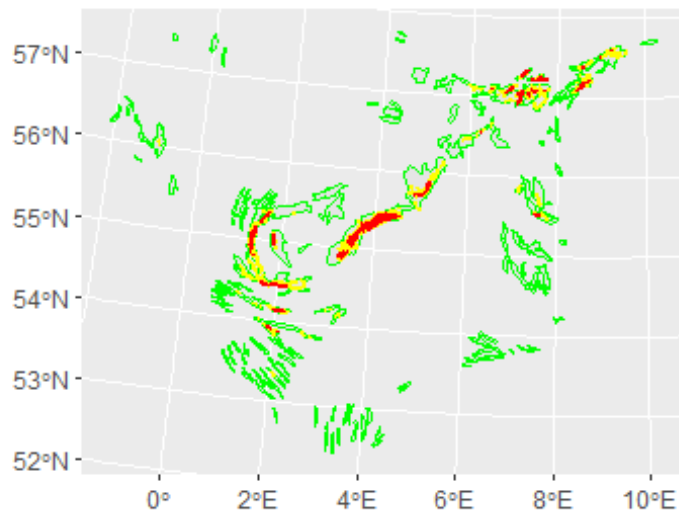
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2003



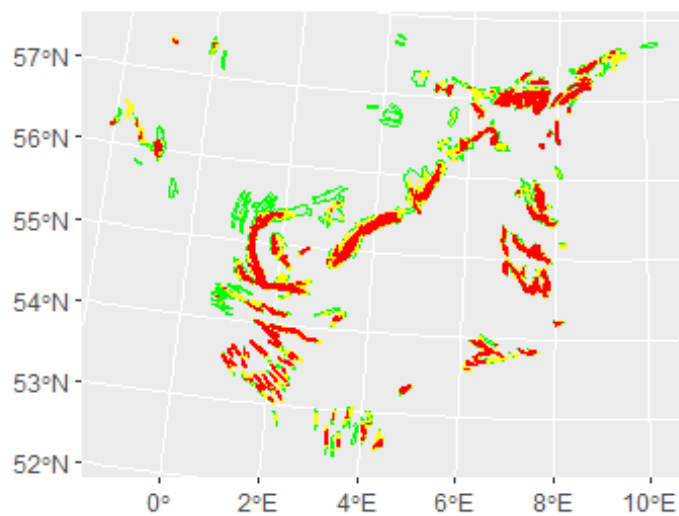
Tobisfiskeri total 2003



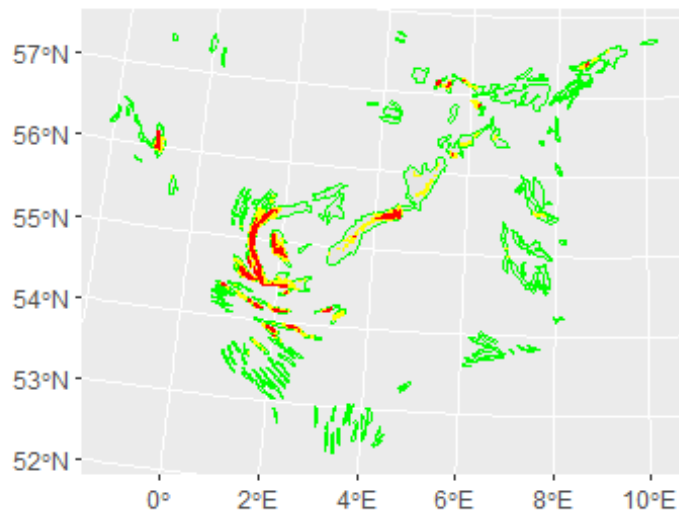
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2004



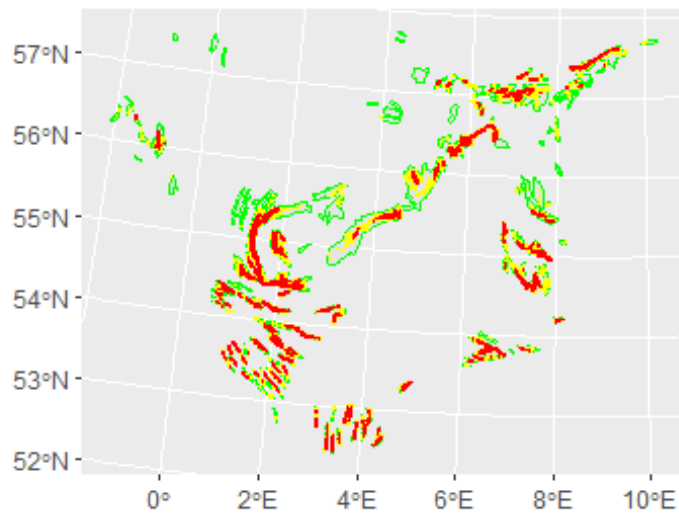
Tobisfiskeri total 2004



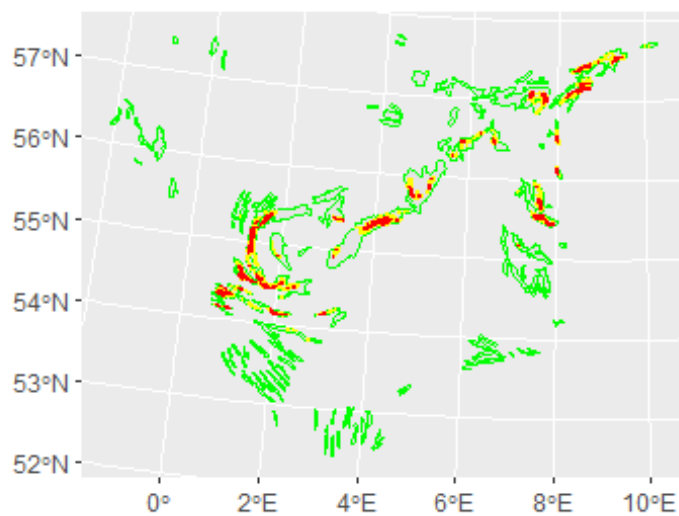
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2005



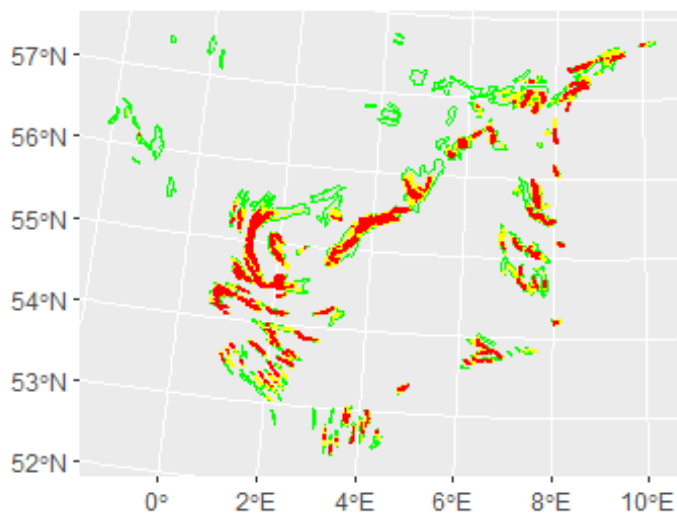
Tobisfiskeri total 2005



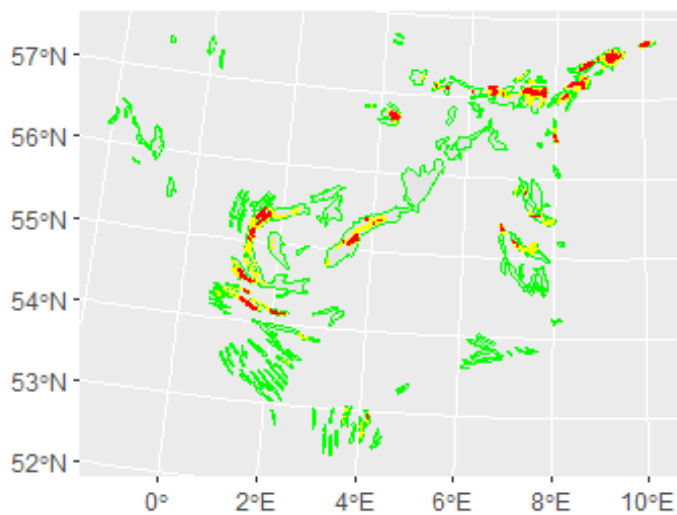
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2006



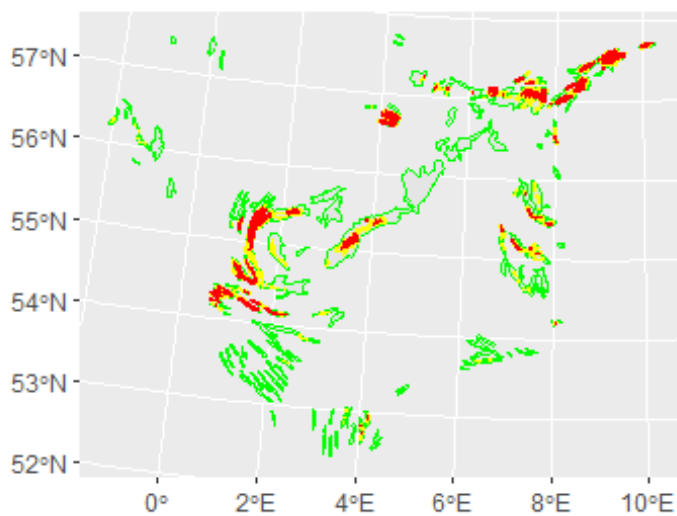
Tobisfiskeri total 2006



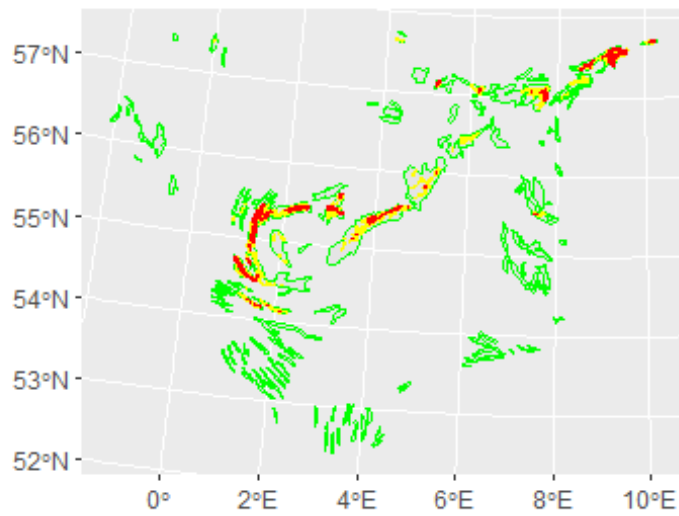
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2007



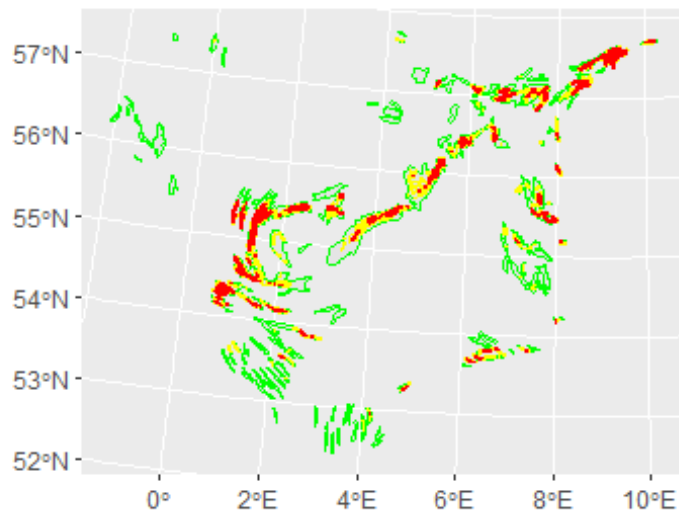
Tobisfiskeri total 2007



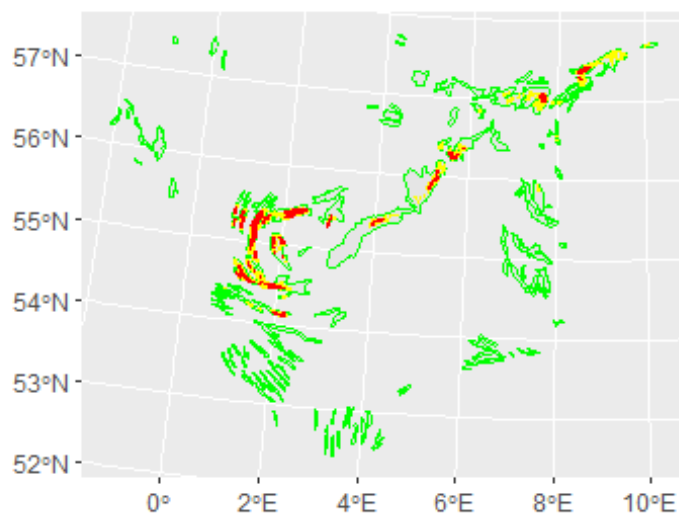
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2008



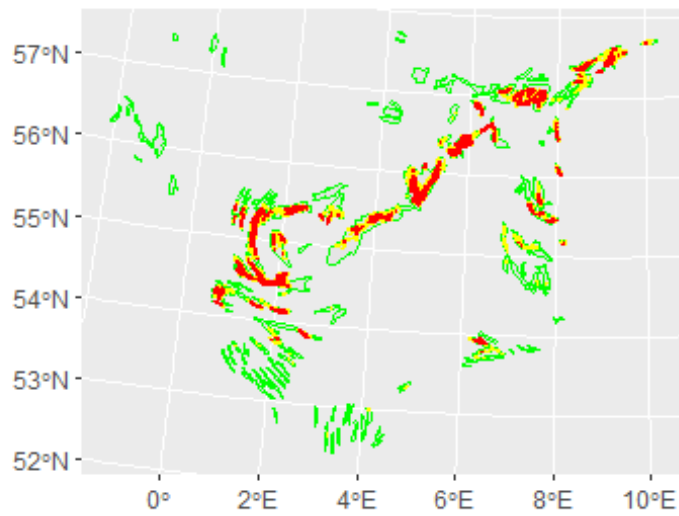
Tobisfiskeri total 2008



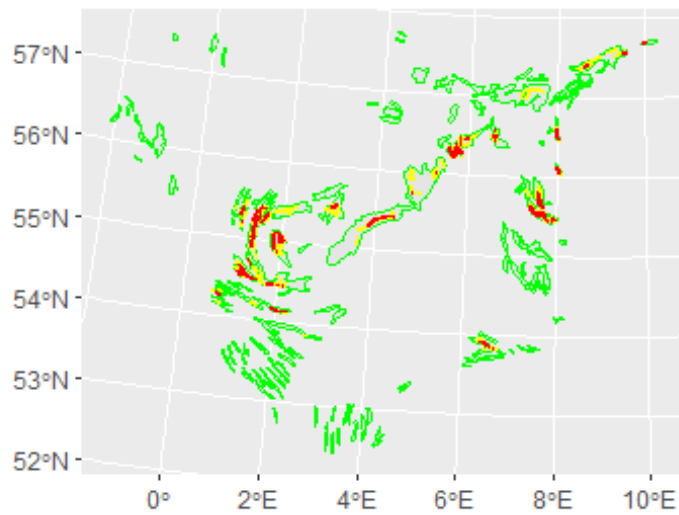
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2009



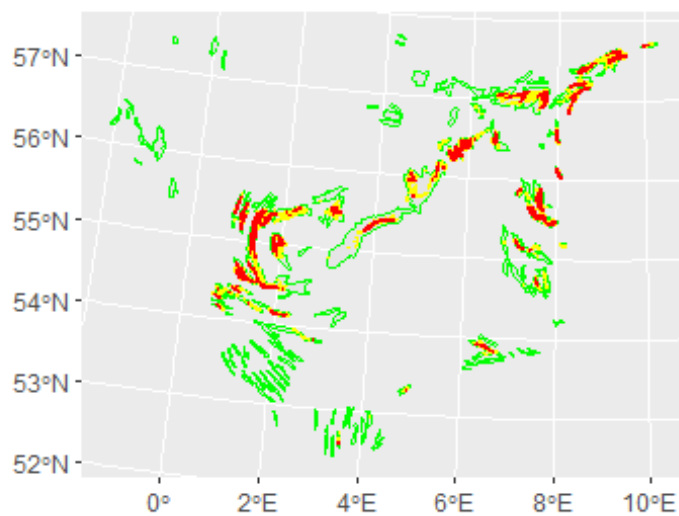
Tobisfiskeri total 2009



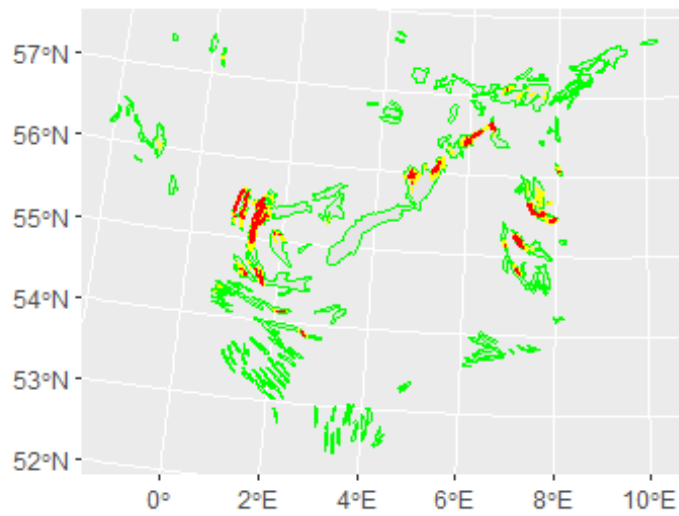
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2010



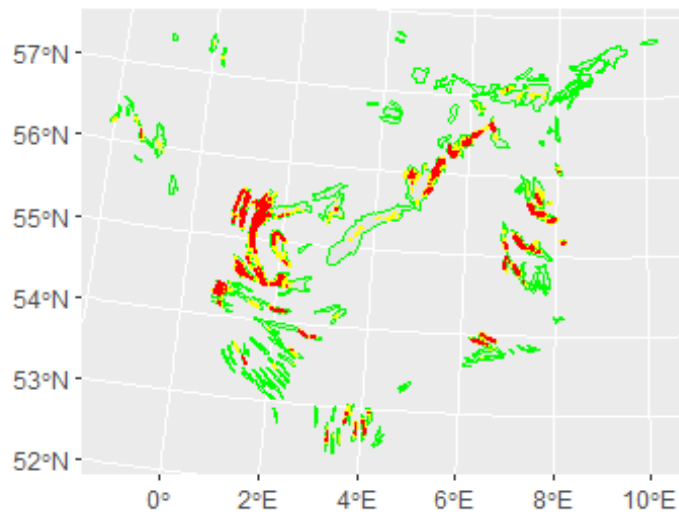
Tobisfiskeri total 2010



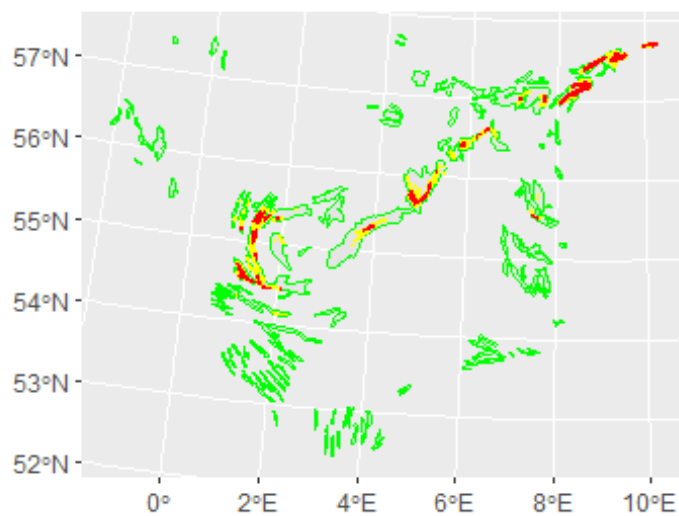
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2011



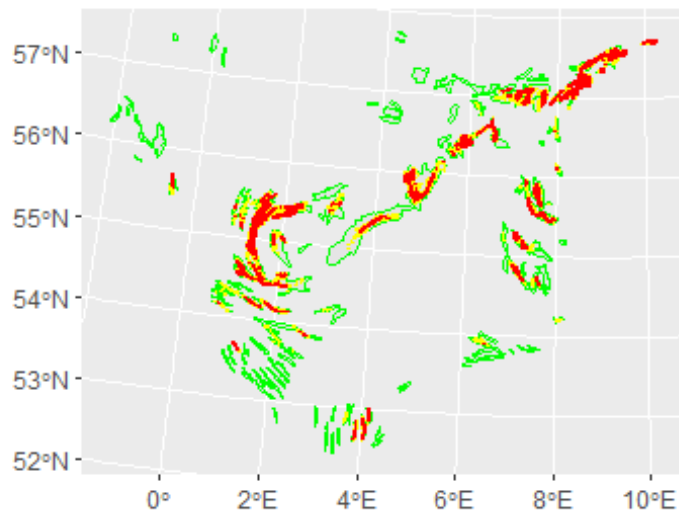
Tobisfiskeri total 2011



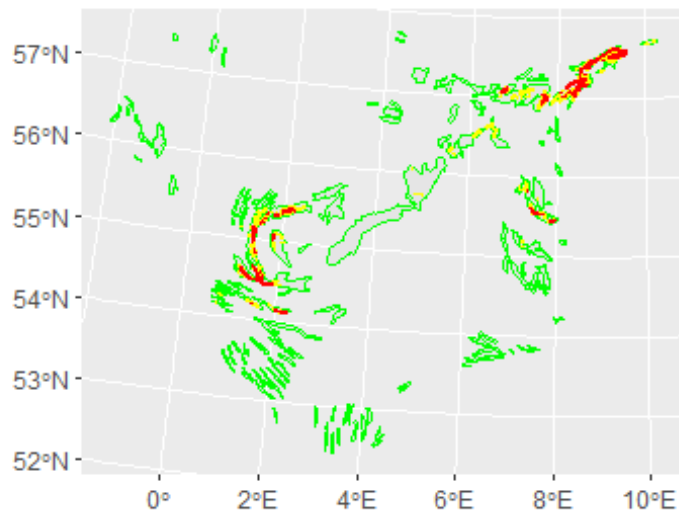
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2013



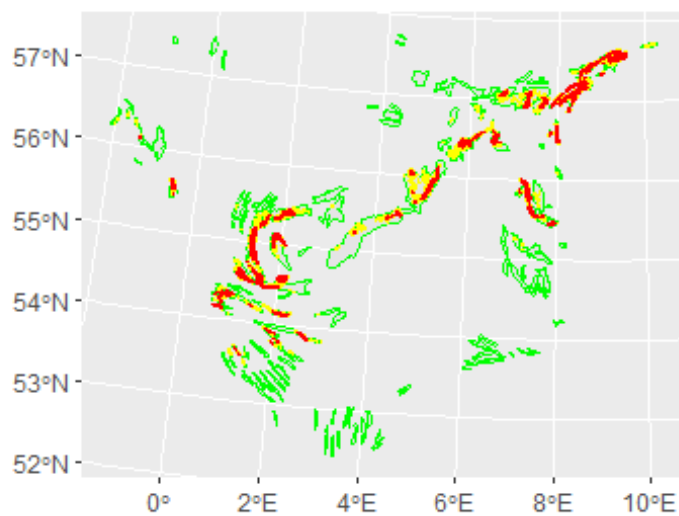
Tobisfiskeri total 2013



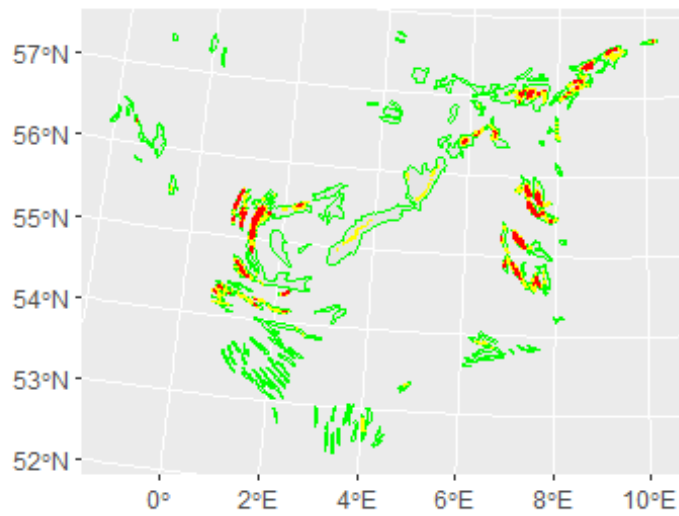
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2014



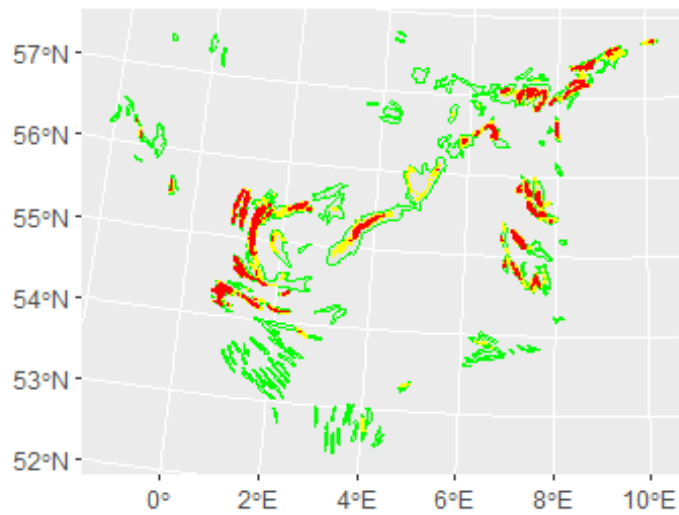
Tobisfiskeri total 2014



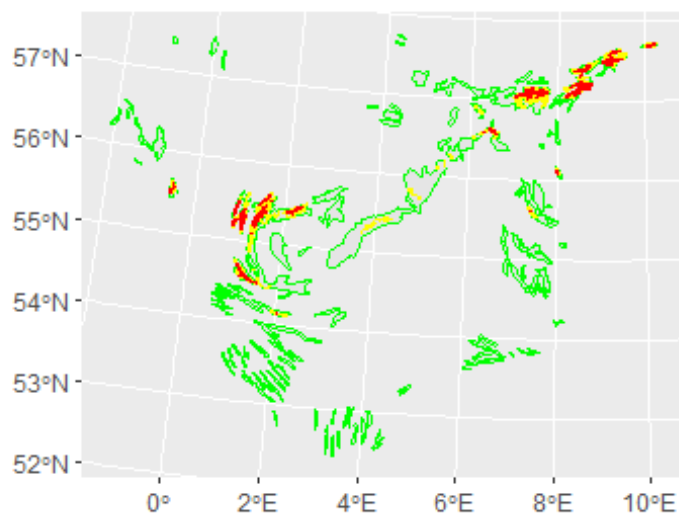
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2015



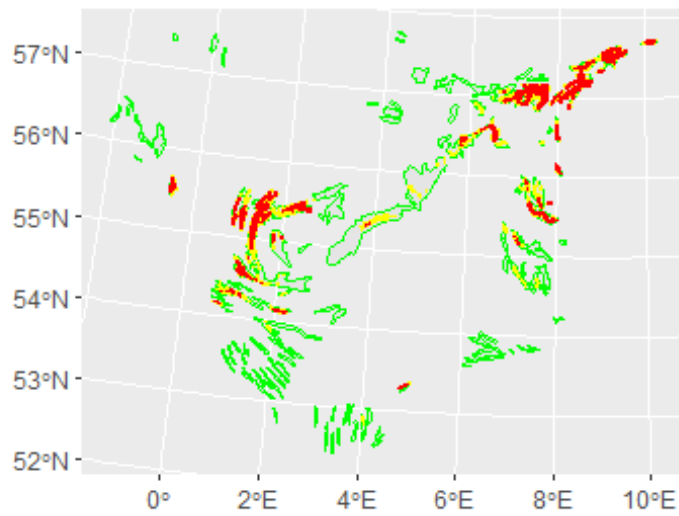
Tobisfiskeri total 2015



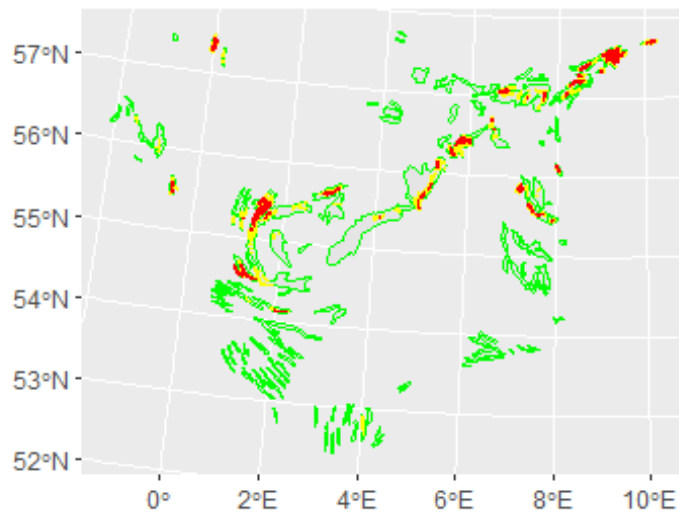
Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2017



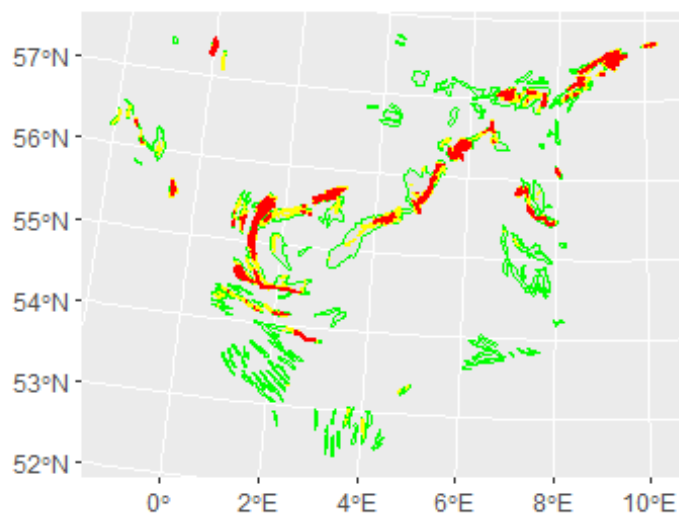
Tobisfiskeri total 2017



Tobisfiskeri indtil tærskelværdi 2018



Tobisfiskeri total 2018



Appendiks 2:

Kan man bruge befisket areal til at tune fiskeridødeligheden for tobis?

Mikael van Deurs

I de nuværende bestandsmodeller for tobis i Nordsøen benytter man sig af "effort" (som er et udtryk for fiskedage) til at tune fiskeridødeligheden. Her undersøger vi om man kunne benytte det befiskede areal i stedet for effort. Vi sammenlignede derfor % befisket areal beregnet i Appendiks-1 for årene 1999-2018 med de effort-tal, som benyttes i bestandsmodellerne. % befisket areal angiver den procent del af det totale fiskeplads-areal, som er befisket i et givent år; beregnet separat for forvaltningsområde 1r og 2r. I forbindelse med beregningen af det befiskede areal inddeles fiskepladserne i grid-celler på 1 km² og en grid-celle vurderes som værende befisket hvis der har været fiskeri i grid-cellen i mindst 3 timer i løbet af året (for yderligere detaljer se Appendiks-1). Bestandsmodellerne kører med 2 tidskridt per år; januar-juni og juli-december. For nemheds skyld har vi lagt effort-tallet for første halvår sammen med effort-tallet for andet halvår. Antallet af fartøjer har ændret sig betydeligt over tid. For eksempel lå antallet af fartøjer i perioden fra 1999-2004 rimeligt stabilt på c. 165 (fra 153 til 180), mens det i perioden fra 2005 til 2015 lå på c. 90 (fra 74 til 119) (Figur 1). Sammenligningerne mellem effort og det befiskede areal blev derfor lavet for de to perioder hver for sig. Vi fandt at der var en god (og statistisk signifikant) sammenhæng mellem effort og det befiskede areal i omr 1r 2005-2018, omr 2r 1999-2004, omr 2r 2005-2018, mens der ikke var nogen sammenhæng at finde i omr 1r 1999-2004. Som forventet havde antallet af fartøjer betydning for sammenhængen mellem effort og det befiskede areal (Figur 2). Disse resultater indikerede at det potentielt er muligt at benytte befisket areal i stedet for effort til at tune fiskeridødeligheden, men det vil være nødvendigt at tage højde for antallet af fartøjer, hvilket er muligt i de eksisterende bestandsmodeller. Faktisk gør man allerede noget lignende med effort.

For at undersøge hvordan bestandsmodellen præsterer når den bruger det befiskede areal i stedet for effort modificerede vi den eksisterende bestandsmodel for omr 1r. Vi sammenlignede to model kørsler. En med effort og en med det befiskede areal. Begge modeller brugte input data fra 2005 og frem. I forhold til den model med befisket areal benyttede vi det totale befiskede areal som input til første halvår, mens effort blev brugt for andet halvår. Man kunne overveje at opdele befisket areal i første og andet halvår ligesom med effort, men det kan diskuteres om det giver mening at gøre dette. Det meste af fiskeriet i omr 1r finder imidlertid sted i første halvår (i gennemsnit ligger 97% (for perioden 2005-2018) af det samlede antal fiskedage i første halvår), så det vil sandsynligvis ikke ændre meget ved resultatet. Situationen er en lidt anden i omr 2r hvor en større andel af fiskeriet ligger i andet halvår (men her fremvises kun undersøgende model-kørsler for omr 1r). Begge modeller konvergerede og producerede acceptable resultater. En samlet vurdering af en række model diagnostics indikerer dog at modellen med effort præsterer en smule bedre en den med befisket areal (Tabel 1). Model-estimerne for gydebiomasse og rekruttering var meget ens i de to modeller, hvilket betyder at modellerne giver samme indtryk af bestandens størrelse og udvikling over tid (Figur 3).

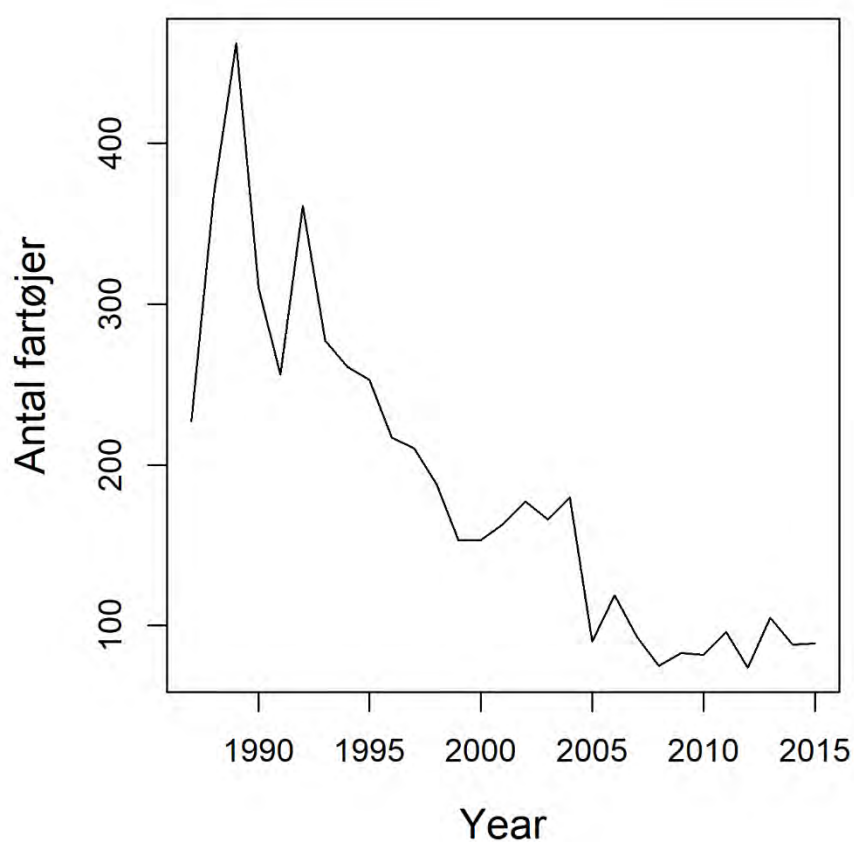
Fordelen ved at benytte befisket areal i bestandsmodellerne er, at det potentielt kunne blive muligt at medtage det befiskede areal i en Management Strategy Evaluation uden at skulle afvige fra standard-metoderne (dvs. evaluere "den dynamiske banke-model"). Man vil således kunne undersøge muligheden for område-flex, minimums-TAC og højere eller ingen Fcap, mod at fiskeriet underligger sig en effort-begrænsning (fiskedage eller befisket areal). Dog kunne et potentielt kritikpunkt være, at vi ikke ved om sammenhængen mellem effort og befisket areal (eller befisket areal og fiskeridødeligheden) vil bryde sammen hvis man benytter grænseværdier for hvor stort en procentdel af det totale fiskepladsareal der må befiskes til at regulere fiskeriet. Med andre ord: Vil de gode sammenhænge som vi kan fremvise her forsvinde hvis fiskeriet ikke frit kan flytte rundt mellem fiskepladser, men bliver "tvunget" til at blive på de samme fiskepladser og dermed udøve et højere fiskeritryk på disse fiskepladser, mens fiskeritrykket på andre pladser er lig nul. Desuden vil man få en situation hvor man som regel fisker samme steder hvert år. F.eks. vil 39F1 sandsynligvis bliver ekstra

belastet under et sådan scenario (se Figur 4). Om det er et problem eller en fordel er fortsat uklart. Hvis det bliver relevant at gå videre med dette vil det også være påkrævet at der laves en nærmere analyse af hvad med gør med et befisket areal består af en mosaik af befiskede grid-celler med ikke-befiskede grid-celler indimellem. En måde at løse problemet på kunne være at arbejde med en anden grid-celle størrelse end i den nuværende analyse. En sådan analyse vil dog relativt nemt kunne udføres med de programmer som er udviklet her i projektet. Det bør også nævnes at det i sidste ende er ICES (eller et udvalg nedsat af ICES), som vurderer om en metode er kompatibel med de eksisterende Fmsy-principper for kortlivede arter.

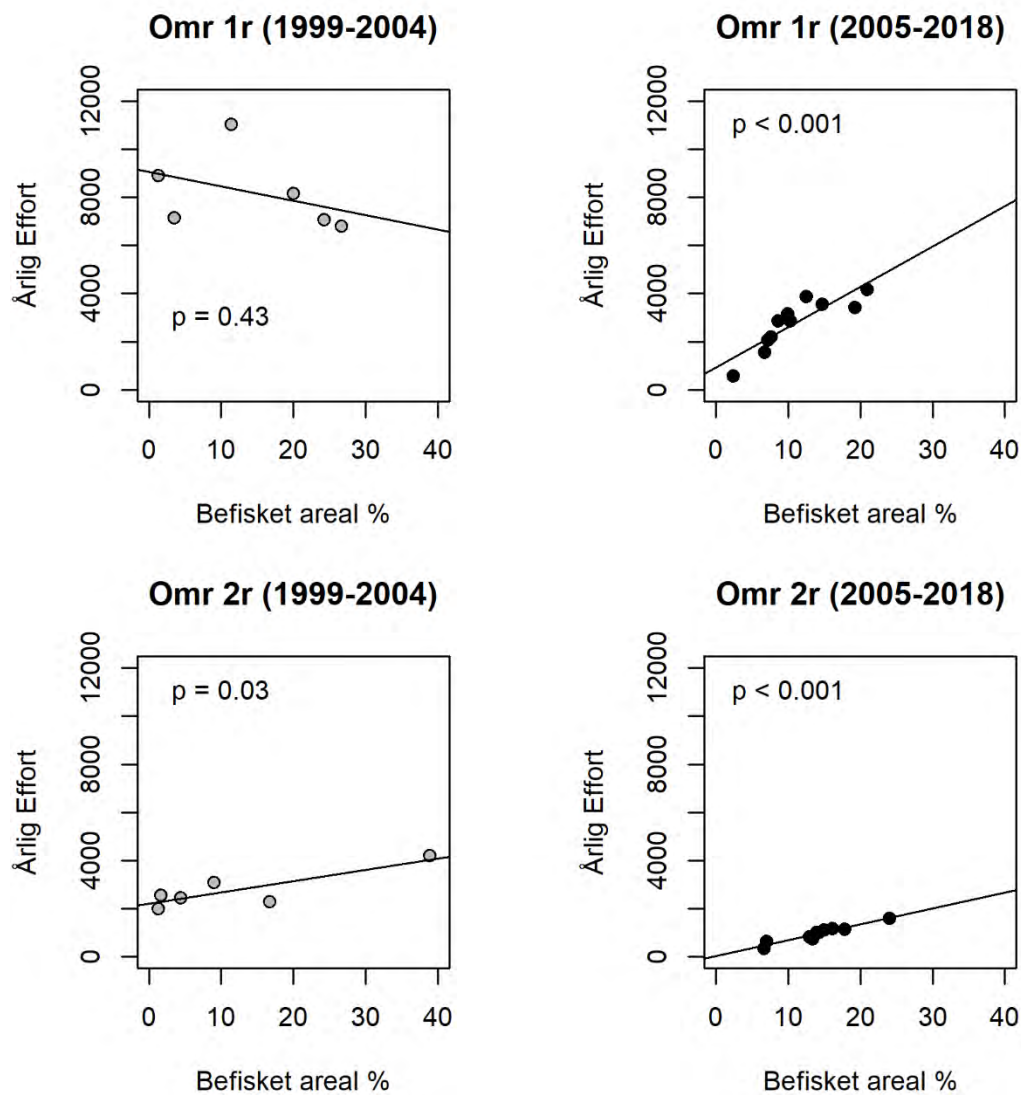
Vi har også været i dialog med VIND-projektet for at undersøge muligheden for at bruge en videreudvikling af VIND-software til at monitorer fiskeriets udbredelse henover sæsonen. På nuværende tidspunkt er der en forsinkelse på omkring en uge i opdateringen af VIND-softwaret, men det er ikke usandsynligt at man kan komme længere ned. Men derudover virker det som en nærliggende mulighed at bygge videre på det eksisterende VIND-software, hvis det skulle blive relevant.

Tabel 1. Typiske model diagnostics præsenteret for to versioner af en bestandsmodel for område 1r (SMS-modellen). I den ene model benyttes effort og i den anden benyttes befisket areal til at tune fiskeridødeligheden. Begge modeller bruger input data fra 2005 til 2018 ellers er de sat op med samme indstillinger som den model der anvendes af ICES for tobis i område 1r. For alle diagnostics gælder det at jo tættere en værdi er på nul jo bedre.

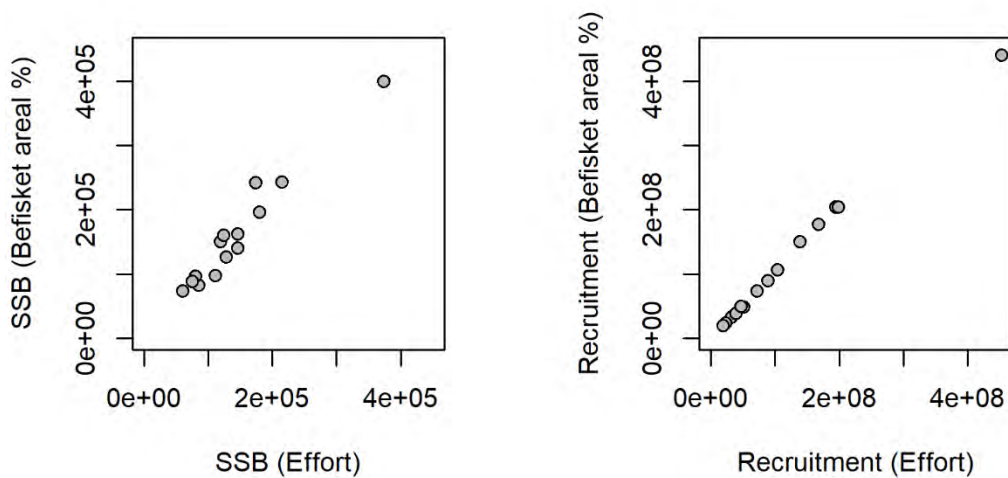
Model-diagnostics	F ~ Effort	F ~ Befisket areal
AIC	78.55	93.77
Neg Log Likl.	4.27	11.88
CV Dredge (age0, age1)	0.3, 0.84	0.3, 0.83
CV Catch (age0, age1)	0.47, 0.65	0.53, 0.72
Mohn's Rho (SSB, F, REC)	0.27, -0.07, 0.13	0.28, -0.11, 0.06



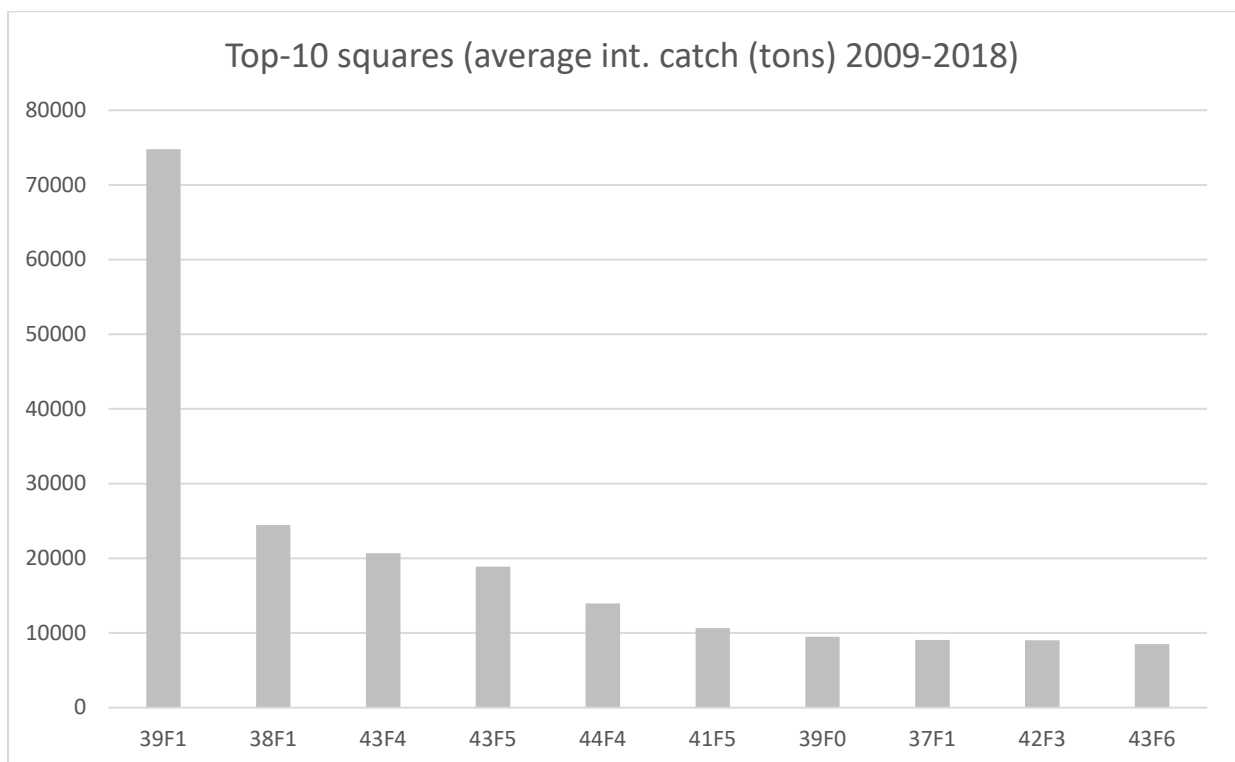
Figur 1. Udviklingen af antallet af fiskefartøjer i tobisfiskeriet (hele Nordsøen) over tid.



Figur 2. Sammenligning mellem det totale årlige befiskede areal og de effort-tal (fiskedage) som benyttes i bestandsmodellerne for tobis. P-værdier er beregnet med linear regression. Sammenligningerne er lavet for både område 1r og 2r og for to forskellige perioder.



Figur 3. Sammenligning mellem to versioner af en bestandsmodel sat op for område 1r. Den ene model benytter effort (fiskedage) og den anden model benytter befisket areal til at tune fiskeridødeligheden (se også tabel 1). Figureerne viser sammenhængen mellem de to modellens opfattelse af hhv. gydebiomasse og rekruttering.



Figur 4. Størstedelen af fangsterne tages i de samme ICES-rektangler. Her vises de 10 rektangler, som har givet det største gennemsnitlige udbytte i den forgangne 10-årige periode (2009.2018).

Appendiks 3:

Local population dynamics

Ole Henriksen and Mikael van Deurs

Introduction and data

Any management strategy evaluation require information about recruitment, mortality, growth etc. This information is under normal circumstances derived from the input or output from the stock assessment model. However, in order to enable simulations of sandeel management scenarios that explicitly accounts for the spatial distribution of the sandeel fishery, we need information about local population dynamics. Here we attempted to derive information about local scale population dynamics, using the sandeel dredge survey (Nov/Dec) and Danish effort and catch data (derived from VMS and log-books). We calculated age-specific abundance indices for nine sub-areas using the same model used to calculate the survey indices applied in the ICES stock assessments, except we skipped the last step where sub-area indices are combined into assessment area indices. The nine sub-areas are shown in Figure 1. And the internal consistency plots (i.e. how well can we predict the abundance of age-1 sandeel based on the abundance of age-0 sandeel in the previous year) (Fig. 2). Overall, the internal consistency was high.

Variation in apparent mortality

We calculated the “apparent” survivorship (S) for each sub-area. As can be seen in Figure 3 and 4, considerable variation in S existed. For example, S from age 0 to age 1 (abundance of age-1 in year y divided by the abundance of age-0 in the previous year) was very low in sub-area 2 and 8 (circa a factor of 10 lower than the overall average). Although, the contrast was less, the same pattern was observed for S from age 1 to age 2. This can be interpreted in multiple ways. One explanation could be that natural mortality or the fishing mortality is higher in these sub-areas. Alternatively, there is migration out of these sub-areas and into other sub-areas.

Candidate drivers of population dynamics

One of the strongest patterns found was a positive relationship between the age-0 index (i.e. recruitment) and the mean length of the age-0 fish (Table 1, from Henriksen et al., in prep.). This can be interpreted in multiple ways. One explanation could be that survival is low when the recruits are small (i.e. they suffer from higher predation mortality). Alternatively, the dredge survey under-select very small sandeel. We argue that the first explanation is more likely to be the right one, as the stock assessment model in general agrees retrospectively (although with some bias) with the recruitment level predicted by the dredge survey.

What determines the length, we don't know. It could be related to temperature or food-abundance, both of which is known to correlate with recruitment-estimates from the area 1 stock assessment model (see for example Lindegren et al. 2018*). We therefore formulated a statistical mixed-effect model including all nine sub-areas and the full time-series (i.e. including extrapolated values). Surprisingly, we could not establish the temperature-effect for age-0. However, this could be due to the differences in data (survey vs. assessment output) or the fact that in Lindegren et al. (2018) a much longer time-series is used (i.e. include years where the water was in general colder). In relation to the abundance of age-1, temperature was a good predictor, after having accounted for the abundance of age-0 in the previous year; e.g. there was a negative relationship between bottom-temperature during the beginning of the overwintering period and the survival from age-0 to age-1 (Table 1 and Fig. 5, from Henriksen et al., in prep.). However, sea bottom-temperature was not an equally good predictor of age-1 abundance in all sub-areas. Mainly areas with relatively high winter

temperatures in the bottom-water were in particularly influenced by inter-annual variation in temperature (Fig. 5).

Besides temperature and length, we also included fishing effort in the model (as a proxy for fishing mortality). Effort was not contributing significantly to the prediction of age-1 fish in any of the sub-areas. Note that this should not be seen as evidence that the fishery is not impacting the population dynamics.

We also made a sub-area by sub-area analysis of the effect of length on age-0 abundance (Fig. 6) and the effect of effort (Table 2). For length, we found that the relationship was significant in two out of five sub-areas where sufficient data was available to do a sub-area by sub-area analysis (Fig. 6, from Henriksen et al., in prep.) and the trend was the same in four out of five sub-areas. In relation to effort, we tested if effort could explain any of the un-explained variation in age-1 abundance that remained after accounting for age-0 abundance the year before. However, the effect of effort was insignificant in all sub-areas where enough effort data was available to carry out the analysis. "In all the sub-area by sub-area analyses we included only years with survey data (i.e. we excluded extrapolated data-values) and only subareas with >5 years of survey data were kept. Also years with very few observations (<10) to base the age-length key on was removed. Lastly, sub-areas with too little effort-data was also not included

The most extreme recruitment events on the Dogger Bank are possibly linked to oceanographic features driving larval retention rates or upwelling, but that is another study (see Appendix-4 for more details).

Among sub-area correlations in recruitment dynamics

In the external consistency analyses (correlation among sub-areas) we also only included data from combinations of years and sub-area, where survey-data was available (i.e. all extrapolated values were removed and only areas that included effort data were kept) (Fig. 7 shows the six sub-areas that was kept). We also provided a data-table (Table 3) that also includes effort and body length.

To better understand recruitment dynamics on a local scale, we looked at whether the age-0 index was correlated between sub-areas (i.e. showing the same recruitment dynamics). Age-0 in sub-area 1 (Dogger Bank) showed high correlation with sub-area 2, 3, and 4, but not sub-area 5 and 6 (Figure 8). Surprisingly, highly correlated sub-areas were not necessary neighboring to each other. Overall, these results indicate that a good recruitment rarely takes place just in one sub-area, but in a range of different sub-areas (i.e. supporting the idea that good recruitment is determined by the environment, but with something other than temperature being the primary driver; see discussion above). If we use the data in Table 3, we can see that if we have below average recruitment on Dogger Bank, we also have below average recruitment in all other sub-areas, with only 2006 presenting an exception to the rule (here sub-area 4 and 5 showed above average recruitment, while Dogger Bank showed below average recruitment).

To better understand the population dynamics of adult sandeel we looked at the correlation among sub-areas of age-1 abundance. In general much less correlation between sub-areas were found, compared to age-0. However, high correlation was always found among neighboring sub-areas and sub-area 1, 5, 6, and 2 (i.e. management area 1) were more related to each other than to sub-areas in management area 2. Likewise, sub-area 3 and 4 were better correlated to each other than to any of the sub-areas in management-area 1 (Figure 9).

*Lindegren, M., Van Deurs, M., MacKenzie, B. R., Worsoe Clausen, L., Christensen, A., & Rindorf, A. (2018). Productivity and recovery of forage fish under climate change and fishing: North Sea sandeel as a case study. *Fisheries oceanography*, 27(3), 212-221.

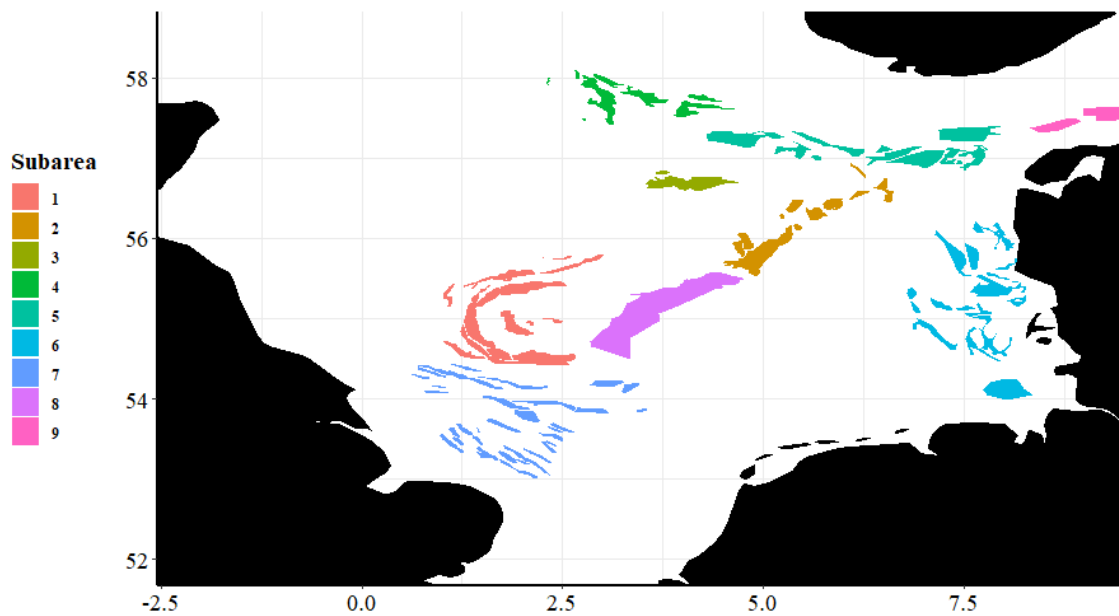


Figure 1. Map of subareas. Limited data was available for area 3 and 4. Hence, index values calculated for those areas should be treated with caution.

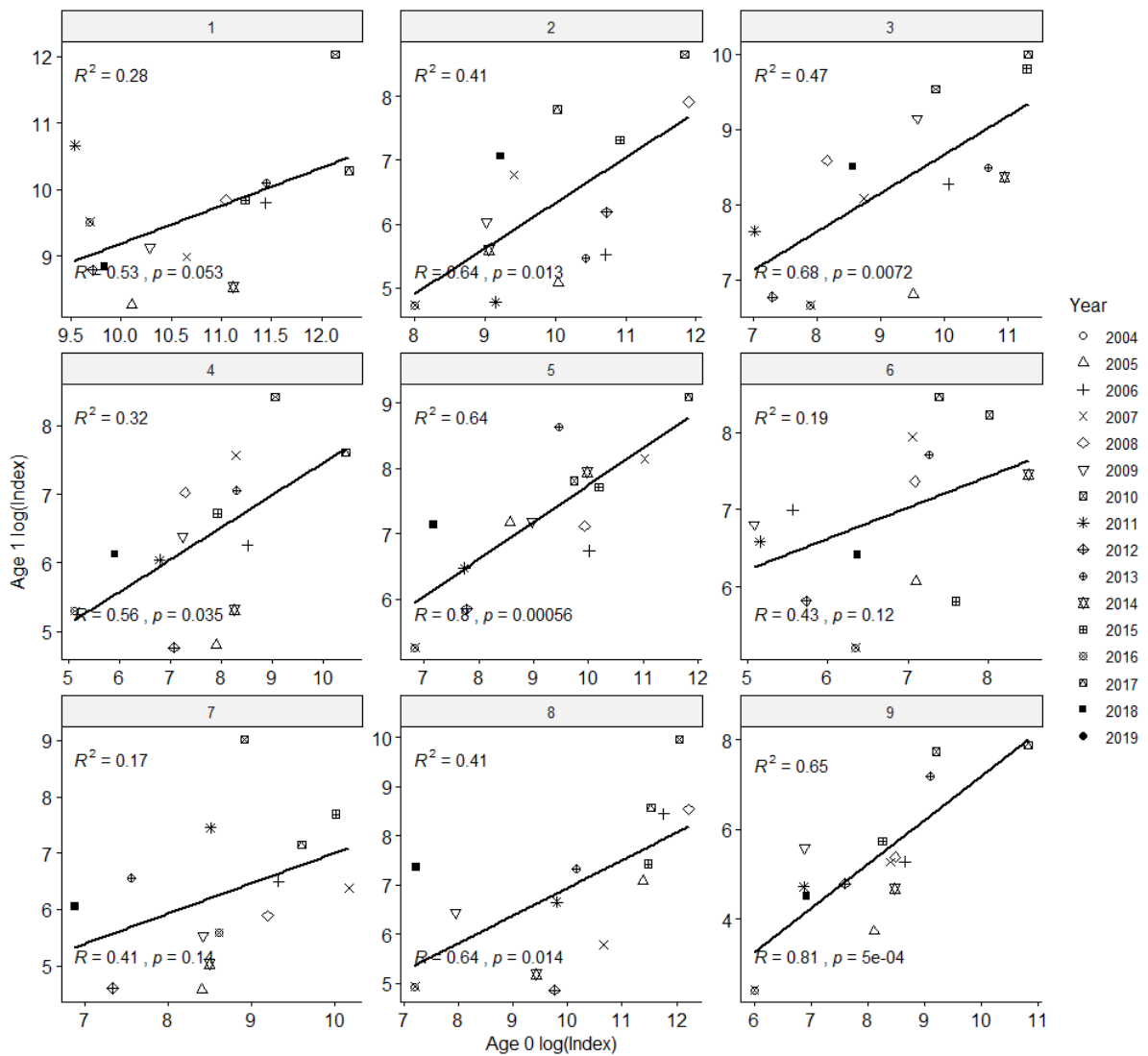


Figure 2. Internal consistency i.e. (age-0 in year i vs. age-1 in year $i+1$) of the survey indices for all subareas (1 to 9). Coefficient of determination (R^2) and the Pearson correlation coefficients (R) and the associated significance level are shown. Note the years correspond to the Age-1 index.

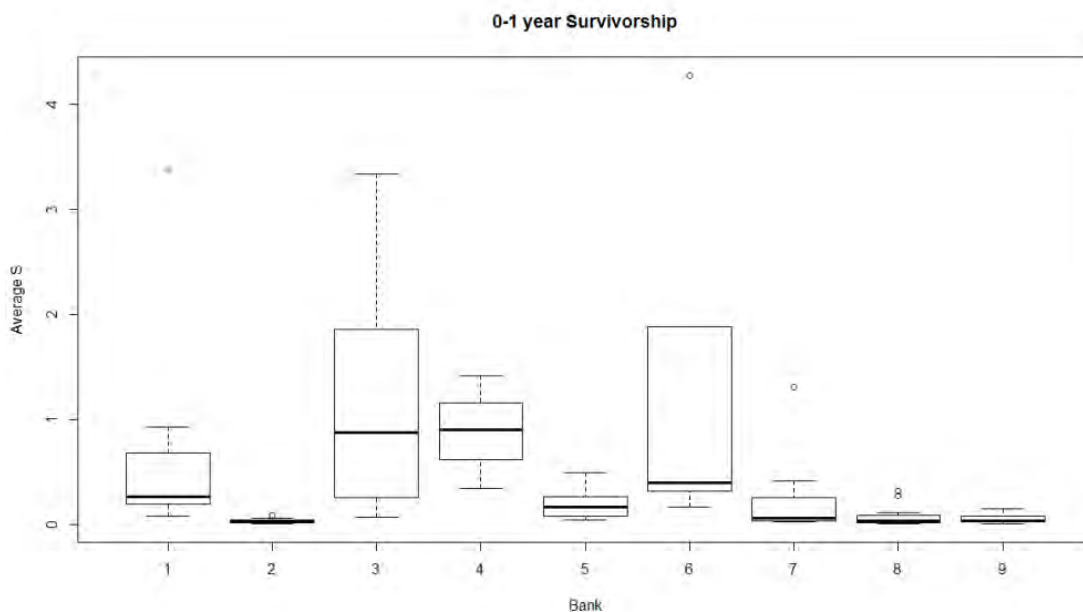


Figure 3. Boxplot of the survivorships from age 0 to age 1 calculated for each sub area. Survivorship S was calculated for each year as index-age1 divided by index-age0 in the previous year. The variation determining the individual boxes stems from the inter-annual variation.

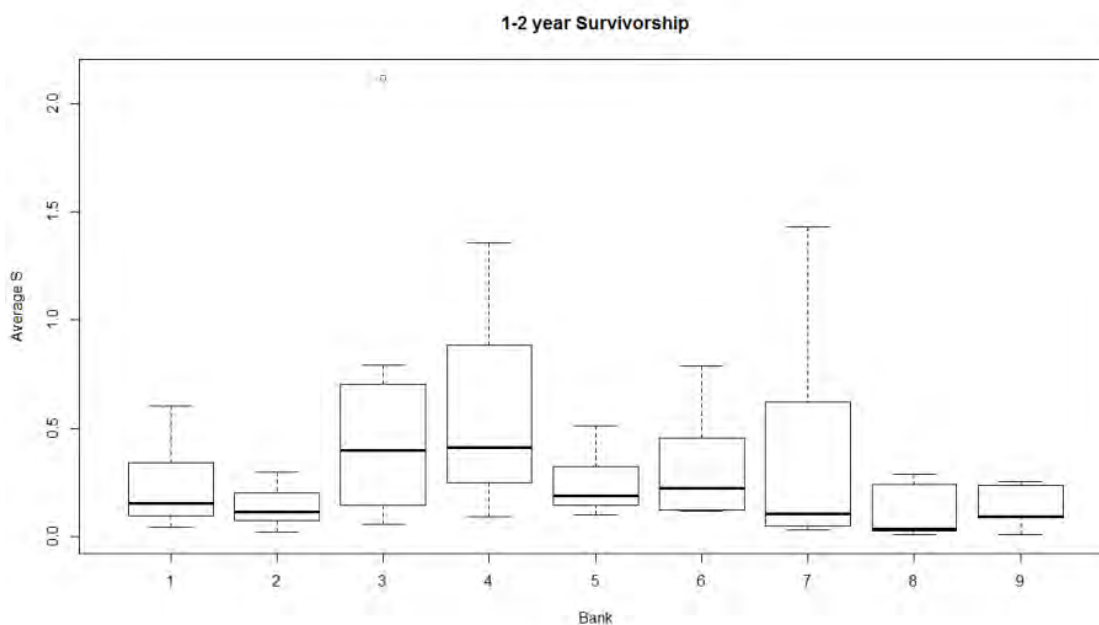


Figure 4. Boxplot of the survivorships from age 1 to age 2 calculated for each sub area. Survivorship S was calculated for each year as index-age1 divided by index-age0 in the previous year. The variation determining the individual boxes stems from the inter-annual variation.

Table 1. Summary statistics from the two best models for age-0 and age-1 after model selection for years 2004-2018 based on a recent study (from Henriksen et al., in prep.). The dependent variables were logarithm-transformed (ln) abundance indices for age-0 (I_0) and age-1 (I_1). The best age-0 model included only fish length (L). The best age-1 model included temperature during the early overwintering period (T) and recruitment in the preceding year ($I_{0,y-1}$). Numbers in parentheses are SE for estimates of fixed effect coefficients and SD for random effects. Also, the variance explained for fixed effects (R^2_m), combined fixed and random effects (R^2_c), and the p-values (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, Wald Z-statistics) are presented.

Model	Final model	R^2_m / R^2_c	n		
Age-0	$I_{0,i,y} \sim L_{0,i,y}$	0.08/0.72	101		
Age-1	$I_{1,i,y} \sim T_{1,i,y} + I_{0,i,y-1}$	0.44/0.84	81		
	Parameter	Estimate	p-value	StdDev	Group s
Age-0		0.398			
	Length	(0.140)	0.004**		
	Random Effect of Subarea			0.988	9
	Random Effect of Year:Assessment Area			0.857	38
	Residual error			0.853	
Age-1		-0.417			
	Temperature	(0.144)	0.003**		
		0.463			
	Recruitment	(0.086)	0.000***		
	Random Effect of Subarea			0.825	9
	Random Effect of Year:Assessment Area			0.509	38
	Residual error			0.600	

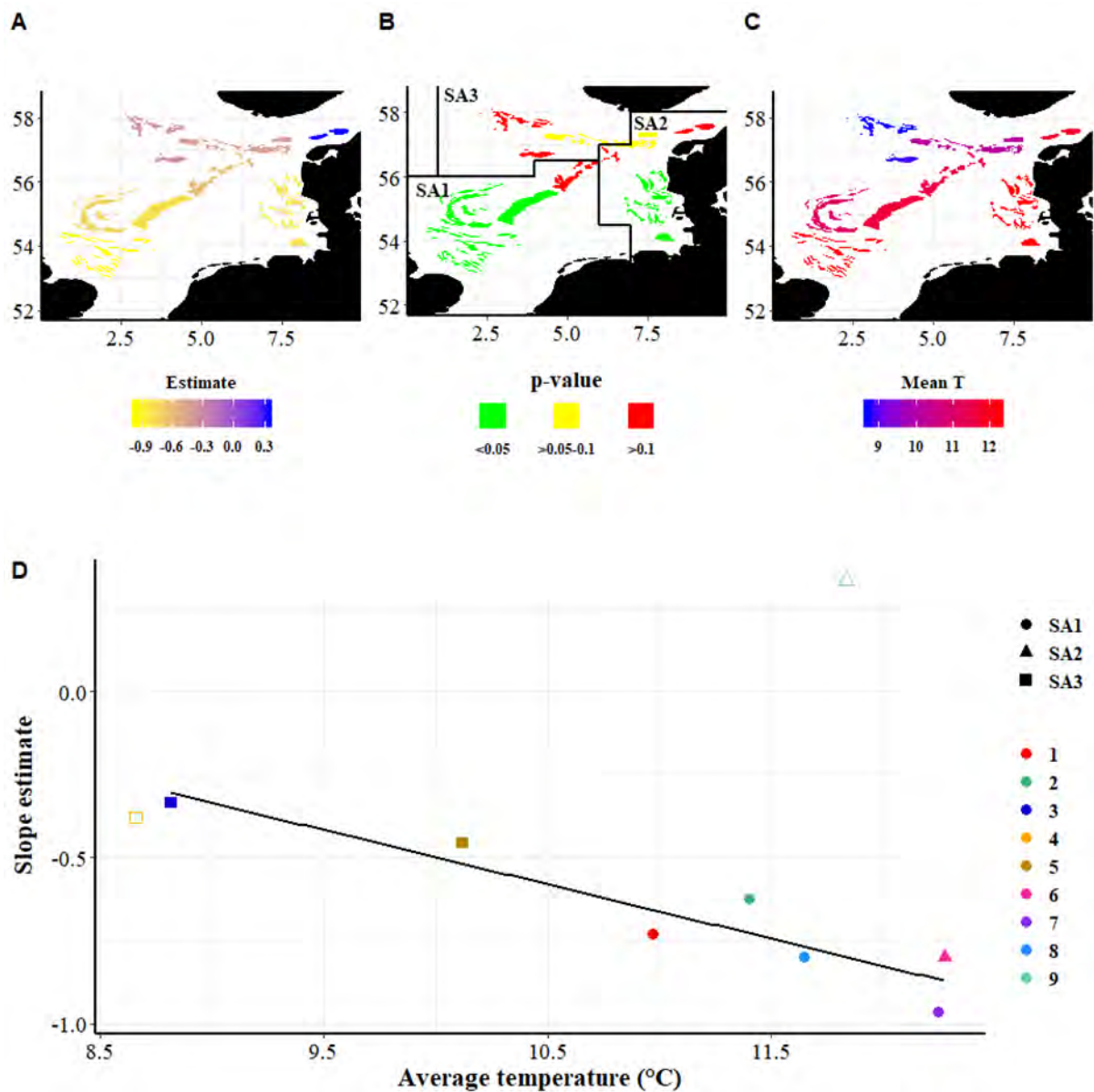


Figure 5. Maps from Henriksen et al. (in prep) showing spatial variation in average temperature, slopes, and p-values (A-C, Henriksen et al., in prep.). Relationship between slope coefficients and the average temperature (D, Henriksen et al., in prep.). Each point in the D-panel represents a subarea. Subareas with fewer than seven years (2004-2018) of data are indicated by open dots. The regression line was fitted to subareas with at least seven years of data (solid dots). The temperature used in panel-C and panel-D is T during overwintering averaged across all years. ICES management areas are indicated by the shape of the symbols in Panel-D and depicted in panel-B.

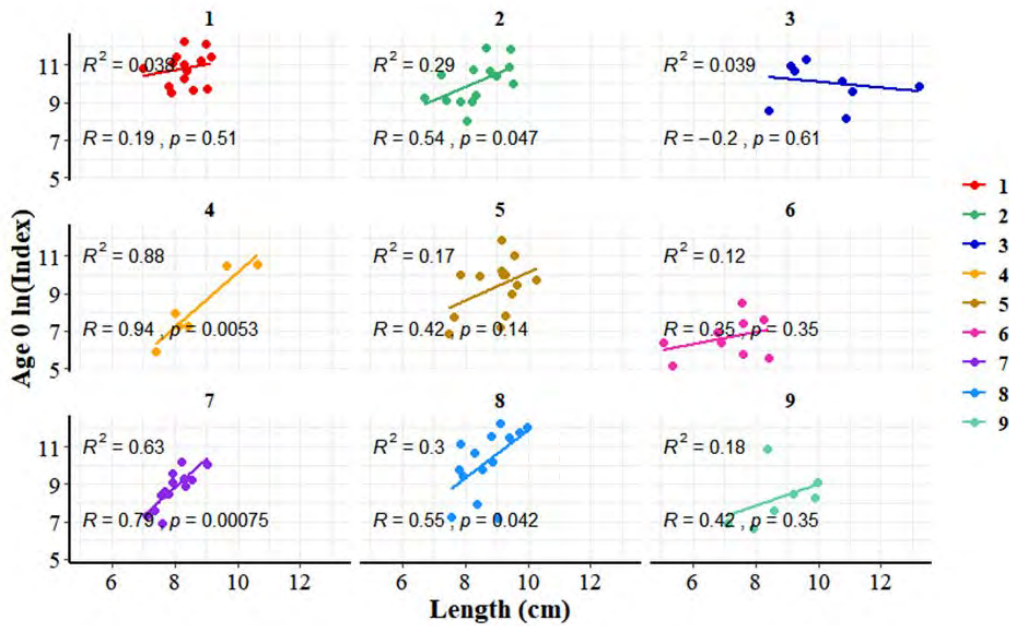


Figure 6. Plotted relationships between recruitment (age 0) and length of recruits for each subarea shown the lower panel and the correlation matrix showing Pearson correlation coefficients and the associated significance level (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$) in the upper panel (from Henriksen et al., in prep.). Note that the number of data points varies between sub-areas, which is because length-data were not available for all combinations of year and sub-area.

Table 2. Summary statistics for six LM models after model reduction (based on AIC) for each of six subareas. The age-1 index estimate (I) are log-transformed. Covariates are recruitment last year (R = Log-transformed age-0 index from the year before), length of the age-1 fish (L), and log-transformed fishery effort (E). All estimates have p-values from t-statistics * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Note that we have excluded years with extrapolated data in a time-series from 2004 to 2016, which is why N varies and only 6 areas are retained (only subareas with >5 years of survey data were kept). The Subarea numbers are comparable to the numbers on the map in figure 7.

Model: $I \sim \alpha + \beta_1 R + \beta_2 L + \beta_3 E$			Fixed effects					
Subarea	N	$R^2 / R^2_{\text{adjusted}}$	R (β_1)	p(R)	L (β_2)	p(L)	E (β_3)	p(E)
1	12	0.45/0.39	NA	NA	-1.024	0.017*	NA	NA
2	6	0.95/0.88	1.501	0.170	-0.353	0.281	-0.485	0.075
3	11	0.72/0.60	0.319	0.217	-0.154	0.151	0.259	0.136
4	8	0.28/0.16	NA	NA	0.581	0.180	NA	NA
5	10	0.00/0.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA
6	6	0.80/0.67	0.651	0.228	-1.214	0.042*	NA	NA

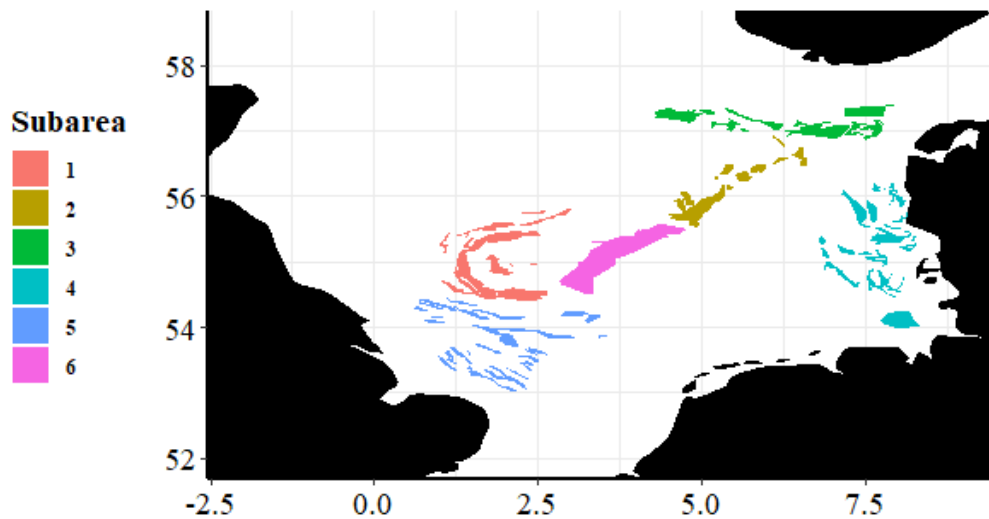


Figure 7. Map of subareas, showing the 6 subareas (colored sand banks).

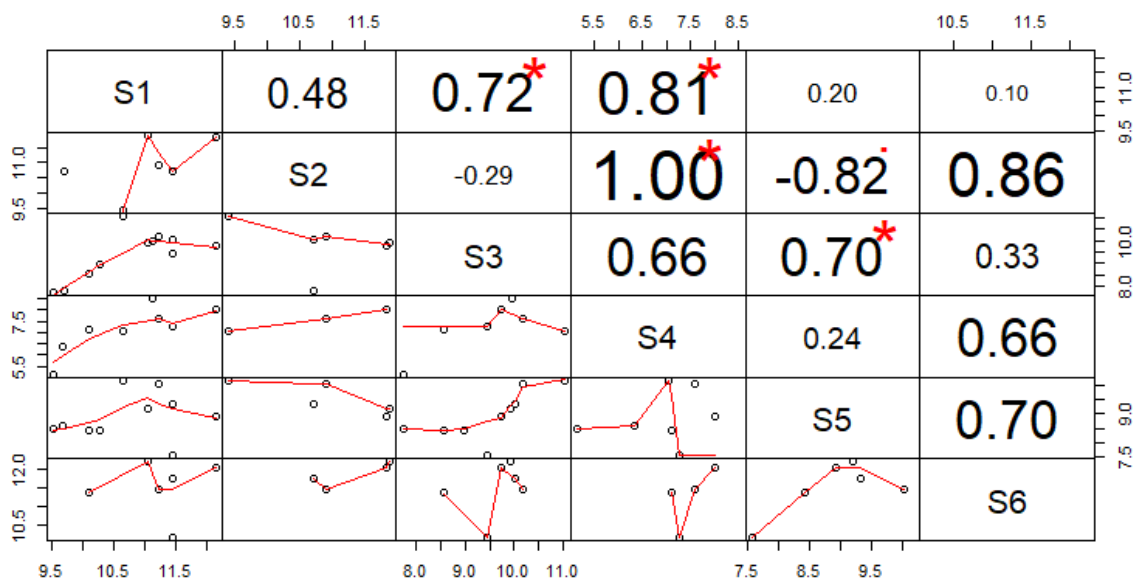


Figure 8. Plotted relationships of index estimates for age 0 between subareas are shown the lower panel and the correlation matrix showing Pearson correlation coefficients and the associated significance level (*p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001) in the upper panel.

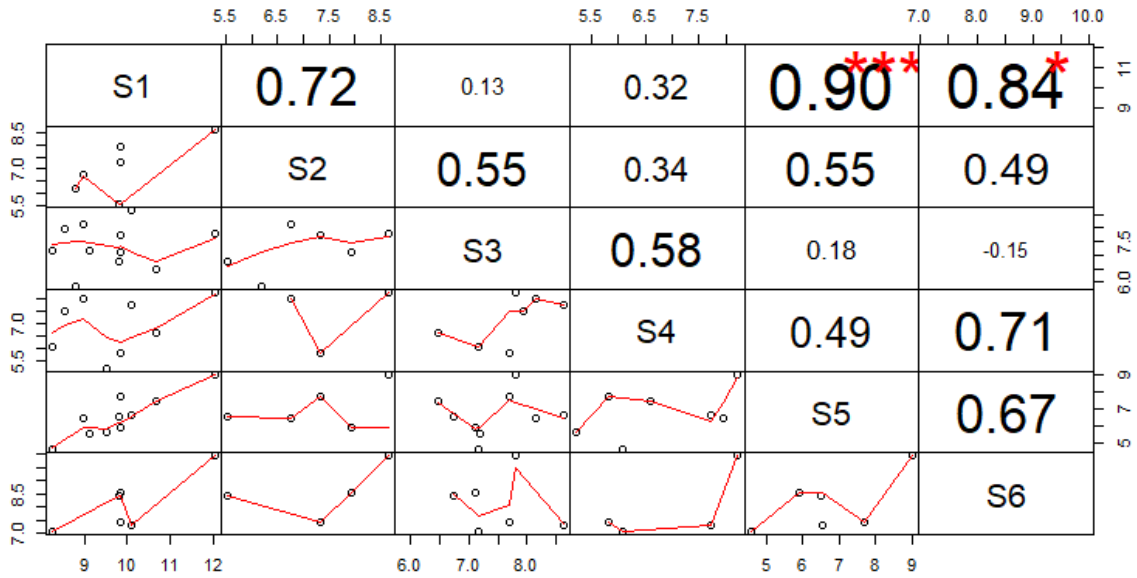


Figure 9. Plotted relationships of index estimates for age 1 between subareas are shown the lower panel and the correlation matrix showing Pearson correlation coefficients and the associated significance level (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$) in the upper panel.

Appendiks 4:

Strømningsmønstre på Dogger Banke kan forklare de meget høje rekrutteringer og muligvis et skift i produktiviteten efter 2002

Henriksen, O., Christensen, A., Jónasdóttir, S., MacKenzie, B. R., Nielsen, K. E., Mosegård, H., & van Deurs, M. (2018). Oceanographic flow regime and fish recruitment: reversed circulation in the North Sea coincides with unusually strong sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 607, 187-205.

Title: Oceanographic flow-regime and fish recruitment - reversed circulation in the North Sea coincides with unusual strong sandeel recruitment

AUTHORS: Ole Henriksen^{1*}, Sigrun Jonasdottir², Brian R. MacKenzie², Kristian Ege Nielsen¹, Henrik Mosegård¹, and Asbjørn Christensen¹, Mikael van Deurs¹

1. National Institute for Aquatic resources - Section for Marine Living Resources, Technical University of Denmark, Kemitorvet, DK-2800 Kgs Lyngby, Denmark.
2. National Institute for Aquatic resources - Section for Oceans and Arctic, Technical University of Denmark, Kemitorvet, DK-2800 Kgs Lyngby, Denmark.

* Corresponding author: Ole Henriksen ohen@aqu.dtu.dk

ABSTRACT: The chase for environmental descriptors of fish stock production is ongoing. Although, numerous correlations between environmental variables such as food abundance or sea surface temperature have been proposed in the past, few are operational in a fisheries management context today. Reasons for this may be many, but spurious correlations, the use of higher level climate-change indicators, and wrong perception of causal relationships has been pointed out. In the present study, we demonstrate how modelled oceanographic data, describing local conditions, combined with a simple probabilistic risk assessment can be used to forecast fish recruitment. We used the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) in the North Sea as an example and focused on the circulation patterns experienced by the first feeding larvae on the Dogger Bank. A strong link between the net-direction of the water transport in the surface and unusual strong year-classes of sandeel were found. For example, the most extreme recruitments only took place in years with a particular type of flow-regime in February, which may be associated with the occasional reversals of the North Sea circulation. Using risk-ratios, we put forward the potential for using flow-regime in probabilistic short-term forecasts of unusual strong year-classes. Lastly, we propose a hypothesis for recruitment in sandeel, which could be extended to other species, and thereby contribute in future pursuits for predictors in recruitment forecasting.

Appendiks 5: Exploring the sensitivity of the forecast to input values, such as exploitation pattern?

Mikael van Deurs

Parameters such as exploitation pattern, weight at age, proportion mature, and natural mortality differ among the sandeel management areas. When performing a forecast in order to calculate the advised catch, these parameters together with the stock numbers at age in the final assessment year is what determines the forecast output. This is one, among many reasons, why it is not a good idea to combine the catch advice from the different management areas into a single catch advice applied to the entire North Sea (without any kinds of control over how the fishing activity is allocated between areas).

Here we produced an excel version of the forecast method used by ICES for sandeels in the North Sea, allowing anyone to change the input to the forecast to see how this affects the result (The excel program is in Appendiks-5b). In the example below, we used the forecast for area 1r from 2018 and replaced the exploitation pattern of area 1r with that of area 2r. The exploitation pattern describes how the fishery is distributed between seasons and age groups and the stock assessment model estimates this pattern to be different between the two areas. Using the area 2r exploitation pattern resulted in an increase in the fishing mortality (from 0.395 to 0.440) associated with the advised catch (see screen shot in Figure 1).

DEFAULT FORECAST:		Forecast for 2018 for area 1r									
	fmult	0.693			Fbar	0.395		SSB	145015.3	Catch (t)	134413.4
Year i 1st halfyear	n0	n1	n2	n3	n4	n0	n1	n2	n3	n4	
	w0	w1	w2	w3	w4	w0	w1	w2	w3	w4	
	NA	5.078844	7.827082	10.38534	12.48206	3.367328	5.977514	9.388796	12.42258	14.3491	
	expl_0	expl_1	expl_2	expl_3	expl_4	expl_0	expl_1	expl_2	expl_3	expl_4	
	NA	0.311925	0.80938	0.925537	0.925537	0.000282	0.00334	0.01384	0.015826	0.015826	
	mat_0	mat_1	mat_2	mat_3	mat_4	mat_0	mat_1	mat_2	mat_3	mat_4	
	0	0.021	0.801	0.988	1	0	0.021	0.801	0.988	1	
	M0	M1	M2	M3	M4	M0	M1	M2	M3	M4	
	NA	0.514166	0.390459	0.27124	0.250925	0.605735	0.515667	0.330908	0.322548	0.304218	
Year i 2nd halfyear	n1	n2	n3	n4		n1	n2	n3	n4	n5	
	6036.7608	13310.61	484.6956	1571.54		62726.89	359.264	9469.374	347.2364	1146.68	
	c1	c2	c3	c4		6690.182	225.541	97162.54	4334.226	14312.92	
	1922.1437	12471.68	507.857	1627.54		16.8664	17.0415	108.1971	4.520222	14.78365	
	9762.2682	9761.69	5274.267	20315.05		56.79468	104.0335	1015.884	56.15282	212.132	
EXPLORATIVE FORECAST:		Same as above, but using exploitation pattern from area 2r									
	fmult	0.49473			Fbar	0.440		SSB	144584.4	Catch (t)	134413.3
Year i 1st halfyear	n0	n1	n2	n3	n4	n0	n1	n2	n3	n4	
	w0	w1	w2	w3	w4	w0	w1	w2	w3	w4	
	NA	5.078844	7.827082	10.38534	12.48206	3.367328	5.977514	9.388796	12.42258	14.3491	
	expl_0	expl_1	expl_2	expl_3	expl_4	expl_0	expl_1	expl_2	expl_3	expl_4	
	NA	0.604473	1.01877	1.20137	1.20137	2.42E-03	0.070894	0.119484	0.1409	0.1409	
	mat_0	mat_1	mat_2	mat_3	mat_4	mat_0	mat_1	mat_2	mat_3	mat_4	
	0	0.021	0.801	0.988	1	0	0.021	0.801	0.988	1	
	M0	M1	M2	M3	M4	M0	M1	M2	M3	M4	
	NA	0.514166	0.390459	0.27124	0.250925	0.605735	0.515667	0.330908	0.322548	0.304218	
Year i 2nd halfyear	n1	n2	n3	n4		n1	n2	n3	n4	n5	
	5590.2578	14234	514.1825	1667.146		62665.55	3225.196	9648.556	347.8362	1148.661	
	c1	c2	c3	c4		6683.639	20220.34	99001.07	4341.713	14337.65	
	2519.4763	11297.51	472.8809	1515.997		101.1914	147.7633	683.0251	29.06817	95.06085	
	12796.027	88426.53	4911.028	18917.78		340.7447	883.2573	6412.784	361.1017	1364.038	

Figure 1. Screen shot from an Excel program that mimics the forecast program used by ICES. The upper red boxes frames the F associated with the advised catch for the default forecast for area 1r (2018) and the lower red box frames the F associated with the advised catch in a scenario where the exploitation pattern for area 2r is used (all else being the same).

Appendiks 6:

Findes der forvaltningsmodeller ude i verden hvor i vi kan finde inspiration?

Ole Henriksen

Der kan være andre forvaltningsmodeller som har delelementer der kan bruges i en alternativ forvaltning af havtobis i Nordsøen. I denne sammenhæng ser vi på forvaltningsmodeller som ikke umiddelbart udspringer udefra samme retningslinjer og principper om maximal bæredygtigt udbytte (Maximum Sustainable Yield, MSY) som den på tidspunkt anvendte forvaltningsmodel. Der tages udgangspunkt i forvaltningsmodeller som kan have delelementer der kan bidrage til en forvaltning som er mere kompatibel med tobisens biologi, og prøver at arbejde ud fra erhvervets ønske om at pege på værktøjer inden for fiskeriforvaltning som kan være med til at løse fremlagte problemstillinger der omhandler store udsving i TAC'en og modeller der tager udgangspunkt i mere "effort"-baseret forvaltning (inputkontrol) frem for kvotebaseret outputkontrol. Med udgangspunkt i tobisens specielle biologi, så er det nærliggende at først skele mod andre forvaltningsstrategier for tæt beslægtede arter. Nedenfor beskrives delelementer i fiskeriforvaltningen af tobisarter i henholdsvis Norge og Japan, som kan vurderes at have relevans for en eventuel alternativ forvaltning i Nordsøen. Derudover beskrives andre

I norsk zone forvaltes samme art og det er tilmed i samme overordnede område i Nordsøen som der forvaltes havtobis i EU's zone. Den årlige bestandsvurdering fra Havforskningsrådet (ICES) er for hele Nordsøen, og rådgivningen for norsk zone i forvaltningsområde SA3 medtages som en indikator for bestandstilstand i den norske forvaltning, som derfra er meget forskellig fra forvaltningen i EU. I den norske zone forvaltes 5 områder baseret ud fra viden om rekrutterings- og gydemønstret, som endvidere er inddelt i 2 til 3 underområder, der som udgangspunkt alle er lukkede, men kan åbnes for fiskeri hvis bestandsvurderingen tillader det. Bestandsberegninger fra først havforskningsrådet for hele den norske zone og dernæst fra Havforskningsinstituttet for hvert område i den norske fiskeriforvaltning bruges til at vurdere om der kan åbnes for fiskeri i et område. Fiskeriet er kvotereguleret og en foreløbig kvote som kan blive opdateret tildeles for hvert område. Tildeles der kvote i et område åbnes der 1 eller 2 underområder alt efter om et område er inddelt i henholdsvis 2 eller 3 underområder, så der altid er 1 underområde som er lukket for fiskeri. Inspirationen bag dette tiltag kommer fra beskyttede områder (såkaldte MPA's, Marine Protected Areas), som skal sikre at der er dele af bestanden ikke er påvirket af et fiskeritryk, og derved med forhøjet overlevelse kan bidrage til gydebestanden og et eventuelt fiskeri året efter. I begyndelsen af hver fiskerisæson gennemfører Havforskningsinstituttet et akustisk togt for at kortlægge mængder og udbredelse med særlig fokus på etårige fisk og derved indhentes realtidsinformation for et givent år, hvilket sker samtidig med at der aktivt fiskes på bestanden, og derved dannes det faglige grundlag for en eventuel opdateret rådgivning og kvote. Både tiltag som periodevise lukkede områder og en justerbar kvote er

interessante, og effekten af disse bør undersøges nærmere. I Japan forvaltes stillehavstobisen (*A. personatus*) ud fra et fiskeri der til dels er målrettet 0-årige fisk, men også har et segment som fisker på voksne fisk (for eksempel Tomiyama et al.). Det vurderes at relevansen af den japanske forvaltning er begrænset, men det skal dog fremhæves at der også her arbejdes med MPA, som skal tilgodese en gydebiomasse. I modsætning til den norske forvaltning kan den rummelige størrelse af MPA'er variere afhængig af rekruttering og bestandstørrelse. Alt fiskeri er forbudt i området fra de første fisk starter med at begrave sig i sandet indtil hele bestanden er gået i sommerdvale. Den rummelige udstrækning af MPA'en er dynamisk og gøres større i år hvor bestanden vurderes lille. Dette kan bidrage til måden man eventuelt kan designe fuldt eller delvist beskyttede områder som kan bidrage i forvaltningen. Ydermere har den japanske forvaltning en realtidsmonitoring som kan udløse en advarsel om lukning af fiskeriet før tid når fiskeritrykket vurderes tæt på en grænseværdi for en bæredygtig gydebiomasse. Fællesnævnerne for disse tobisfiskerier er øjensynligt brugen af forskellige former for 1) MPA'er og 2) realtidsmonitoring, der ikke indgår i samme grad i den nuværende forvaltning inden for EU-zonen.

Inklusionen af MPA'er er vidt udbredt i en fiskerikontekst især for fisk som er stærkt tilknyttet et specifikt bundhabitat. Der er blandt andet noget som tyder på at MPA'er kan have positiv effekt på fisk med de træk (eks. stationær, stimedannende, størrelse) som tobisarter typisk besidder. De bedste argumenter for at fiskeriet kan drage fordel af beskyttede områder er beskyttelse af vigtige områder for gydning og opvækst, og den såkaldte "spillover"-effekt, hvor bevægelsen af kommercielt udnyttede fisk bevæger sig fra beskyttede områder til fiskede områder. Der findes forskellige måder at implementere beskyttede områder og her kan der peges på dynamiske former for MPA'er som kan have periodevis fiskeri ligesom tilfældet i den norske og japanske forvaltning af tobisarter. I forlængelse af en forvaltning hvor realtidsmonitoring kan spille en rolle kan man fremhæve delelementer fra fiskeriet på rejer i det nordlige Australien (Northern Prawn Fishery, NFP). Den traditionelle referencer fra kvotebaseret outputkontrol med TAC er udskiftet med en "effort"-baseret inputkontrol. I NFP stoppes fiskeriet ved en grænseværdi, også kaldt en "trigger", for fiskeriindsatsen. Grænseværdien startede med at være en fangstrate per dag som skulle opretholdes, men har siden 2013 udviklet sig til en bioøkonomisk grænseværdi, der også at inkludere økonomiske kriterier som fangstpris og fiskeriomkostninger og har sit udgangspunkt i Maximum Economic Yield (MEY), der tager sit udgangspunkt i økonomiske principper for en maksimal økonomisk udbytte for fiskeriet, hvilket er anderledes end MSY-princippet, der tager udgangspunkt i biologiske principper for en maksimal bæredygtig udbytte. Tiltag så som "trigger"-baseret forvaltning er en af de få værktøjer der kan anvendes uden en TAC, og det er ikke utænkeligt at dette kunne være en effektiv måde at forvalte tobis, da det kan kobles med tobisens biologi, som skaber en naturlig restriktiv fangstperiode, der sammen med det observerede fangstmønster i fiskeriet er dikteret af hvornår tobis er oppe i vandsøjlen.

Litteraturen for ovenstående er givet nedenfor sammen med et kort referat af litteraturen.

1. Johnsen, Espen. "Råd for tobisfiskeriet i norsk sone for 2018."
2. Johnsen, Espen. "Ny tobisforvaltning: Sikrer årlig udtak og hindrer "jojo"-kvoter." In *Havforskningsrapporten 2014* (2014): 125-126

Beskrivelser af rådgivning for tobisfiskeriet i norsk zone. Baggrunden for at implementere og forløbige evaluering af den norske forvaltning er beskrevet. Rådgivningen for 2018 giver et overblik over tidlige trends, rummelig inddeling og metodik som bruges i forvaltningen.

3. Tomiyama, M., T. Komatsu, and M. Makino. "Sandeel fisheries governance in Ise Bay, Japan." In *Case studies in fisheries self-governance, FAO FISHERIES TECHNICAL PAPER 504* (2008): 201-210
4. Matsuda, Hiroyuki, et al. "Fishery management in Japan." *Ecological research* 25(5) (2010): 899-907.

Rådgivning for tobisfiskeriet i Japan er beskrevet. Det gives et overblik over økologien af stillehavstobis, fiskerihistorik, fiskeriforvaltning og evaluering af den nuværende forvaltning med hovedvægt på de fiskeriværktøjer der anvendes.

5. Claudet, Joachim, et al. "Marine reserves: fish life history and ecological traits matter." *Ecological applications* 20(3) (2010): 830-839.

Et metastudie der kigger på sammenhængen mellem fisketræk og beskyttede områder. Her fremhæves blandt andet positive sammenhænge for træk som der også tobis besidder.

6. Goetze, Jordan S., et al. "Demonstrating multiple benefits from periodically harvested fisheries closures." *Journal of applied ecology* 55(3) (2018): 1102-1113.

En gennemgang og evaluering af litteratur der beskriver hvordan fiskeri kan drage fordel af periodevis lukkede områder og hvilke afledte effekter denne forvaltning kan have. Det fremhæves blandt andet at periodelukning kan skabe forhøjet fiskeriudbytte.

7. Pascoe, Sean, et al. "Implications of efficiency and productivity change over the season for setting MEY-based trigger targets." *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 62(2) (2018): 199-216.

En "trigger"-baseret grænseværdi i fiskeriet på rejer i det nordlige Australien (Northern Prawn Fishery) er her præsenteret og evalueret. Metodikken bag beregninger er beskrevet, samt baggrund for at have denne form for inputkontrol i fiskeriet. Derudover er dette bidrag den seneste evaluering af metode i fiskeriet.

Appendiks 7:

Analyse af makrel-maver med fokus på tobis og brisling som byttfisk

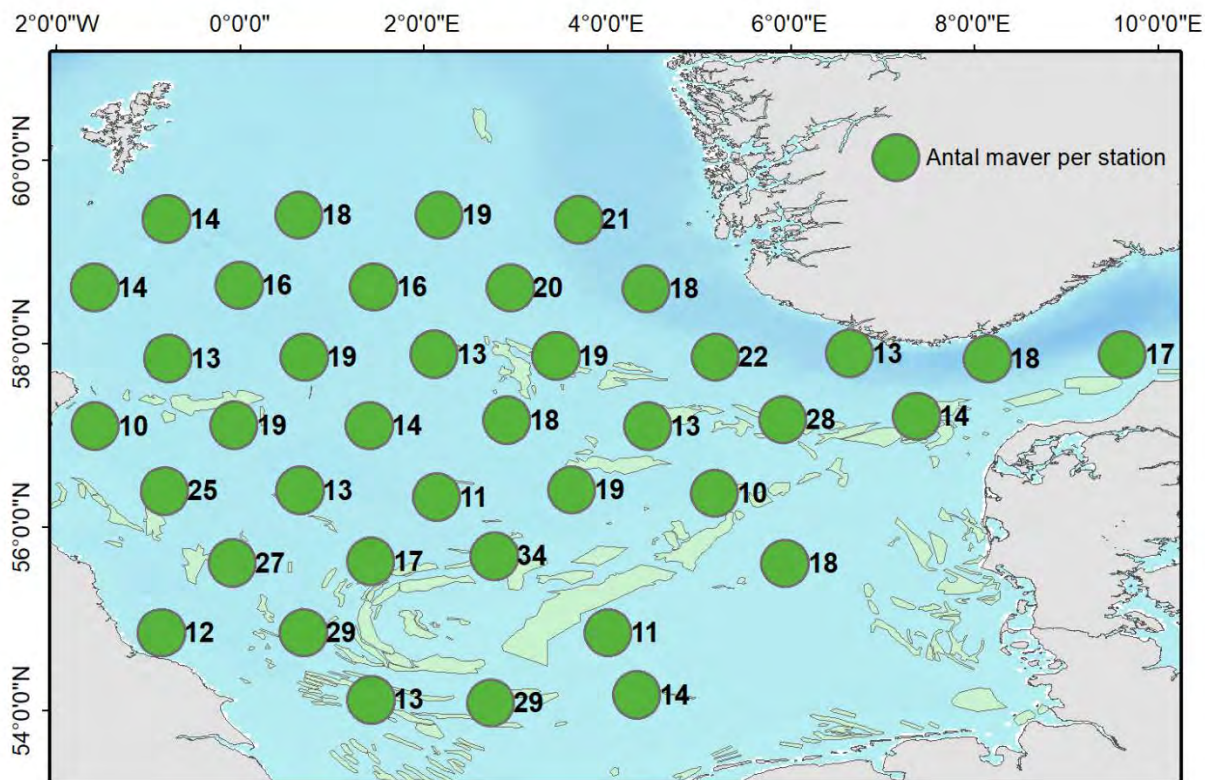
Heidi Andreasen

Formål og indledning

Fødestudie af makrel i Nordsøen. Makrellen antages at spise betydelige mængder tobis i Nordsøen og i takt med at vi har set en stigning af makrel i Nord-Atlanten antager man at der spises tilsvarende flere tobis (de seneste år er der dog igen blevet færre makrel). Da denne antagelse har betydning for bestandsmodellen blev det besluttet at lave nye mave-undersøgelser af makrel samtidig med at man undersøgte i hvilket omfang makrellen overlapper med udbredelsen af tobis. Selve spørgsmålet om makrellens udbredelse undersøges i et andet projekt (NordMak), hvor der også lige nu følges op på de maveundersøgelser som afrapporteres her. Det skal siges at makrel-maverne er fra et swept-area survey gennemført i sen-sommeren. Man skal derfor passe på med at konkluderer om makrel-prædation i foråret baseret på resultaterne præsenteret her. Det er imidlertid netop i sen-sommeren (3-kvartal) at bidraget fra makrel til de naturlige dødeligheds-estimat antages at være specielt markant.

Materiale

I alt blev der analyseret 684 maver fordelt på 39 forskellige stationen med 10 – 31 maveprøver per station. 603 stk. udtaget fra fiskene ombord på skibet, hvor der blev taget en maveprøve pr. cm-længdegruppe af fangsten. På nogle stationer var flere længdegrupper repræsenteret end på andre stationer. Fra 6 stationer blev der udtaget maveprøver fra nedfrosne makreller (hele fisk) i laboratoriet, 81 prøver i alt. Prøverne, som blev taget i laboratoriet, blev hentet fra vilkårlige længdegrupper.



Figur 1 Antal analyserede maver per station

Protokol for visuel maveindhold analyse af makrel

Først bestemmes en værdi for maveprøvens "stomach fullness" ifølge skala 1-5

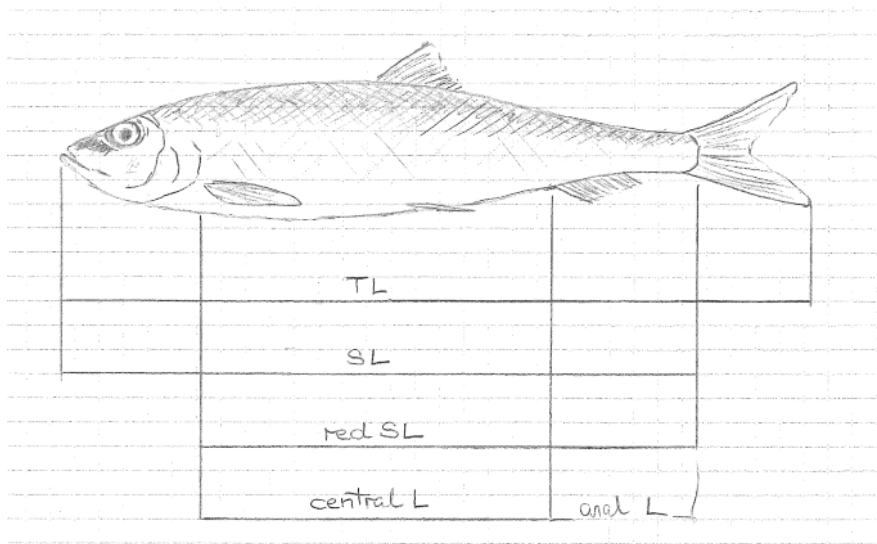
1. Tom mave
2. Så lidt indhold, det ikke er synligt for åbning af maven.
3. Indholdet synligt, før åbning af maven, men maver er ikke fuld.
4. Maven er ful, men maveskinnet er ikke udstrakt.
5. Maven er ful, men maveskinnet er udstrakt.

Mavens vejes med indhold og indholdet tømmes i en petriskål. Den tomme mave vejes. Maveindholdet gennemsøges for plastik-fragmenter under stereolup.

Maveindholdet sorteres i fiskebyttedyr (hele fisk, ryghvirvler og øresten) og zooplankton (resten).

Fiske-byttedyr identificeres til gruppe eller art, vejes og længdemåles (mm) enkeltvis. Fiske-længden klassificeres ifølge skitse i figur 1. Når der kun er fiske-rester tæller det for 1 fisk, 2 øresten tæller for 1 fisk,

Zooplankton identificeres til gruppe eller art. Der angives en procentdel af hver gruppe/art og vægten af hver gruppe/art beregnes ud fra den procent del, den repræsenterer af det totale mave indhold (vægt af maveindhold uden mave)



Stages of digestion Herring & Sprat

1. Skinnende kropsoverflade – evt. delvis med skæl. Øjne klare.
2. Intakt krop, der dog kan være (brun)farvet - specielt i kanterne. Øjne og/eller deres omgivelser er skrumpet.
3. Kropshule åbnet. Dele af hovedregion er væk eller deformeret.
4. (a) Intet – eller kun lidt – af kropshule er tilbage; (b) haletrekant er tilbage. (c) ryggrad med lidt kød. (d) kun ryggrad er tilbage.

Figur 2. Klassificering af fiskelængde (Niels Gerner Andesen)

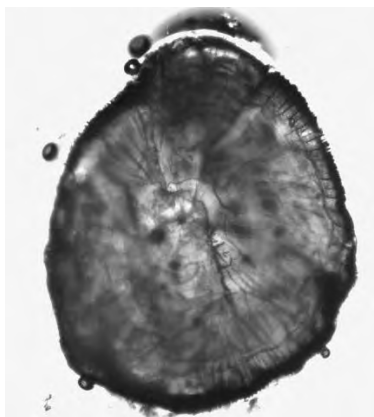
Eksempler på indhold maveindhold



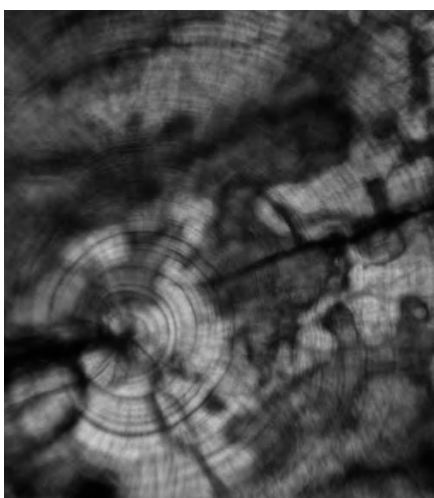
Figur 3. Byttefisk fra maveindholdet (*Clupeidae* ssp.; sildefisk)



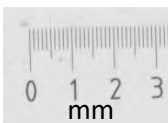
Figur 4. Byttefisk fra maveindehold. Til venstre hvilling (*Merlangius merlangus*) og til højre *Clupeidae* ssp.



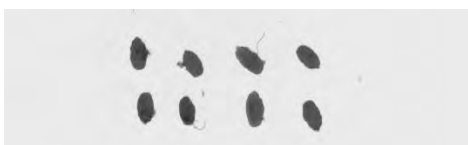
Figur 5. Slebet øresten (fra sildefisk)



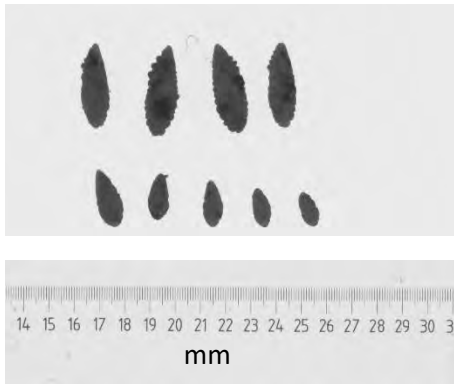
Figur 6. Slebet øresten (fra sildefisk), hvor man kan se dagringe.



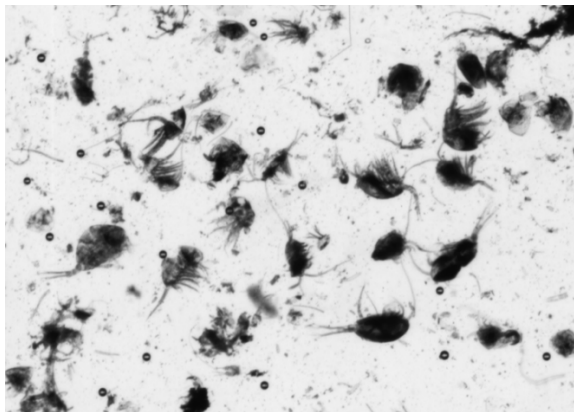
Figur 7. Brisling (*Sprattus sprattus*)



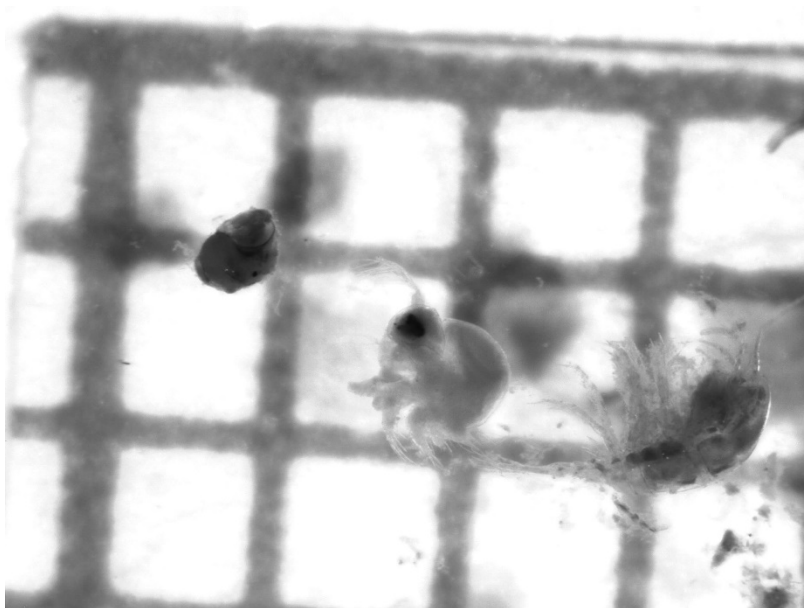
Figur 8. Tobis (*Ammodytes ssp.*)



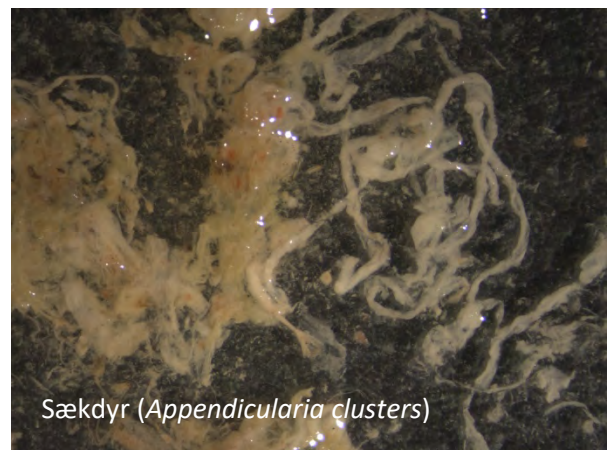
Figur 9. Hvingling (*Merlangius merlangus*)



Figur 10. Vandlopper



Figur 11. Fra venstre snegl, dafnie og vandloppe



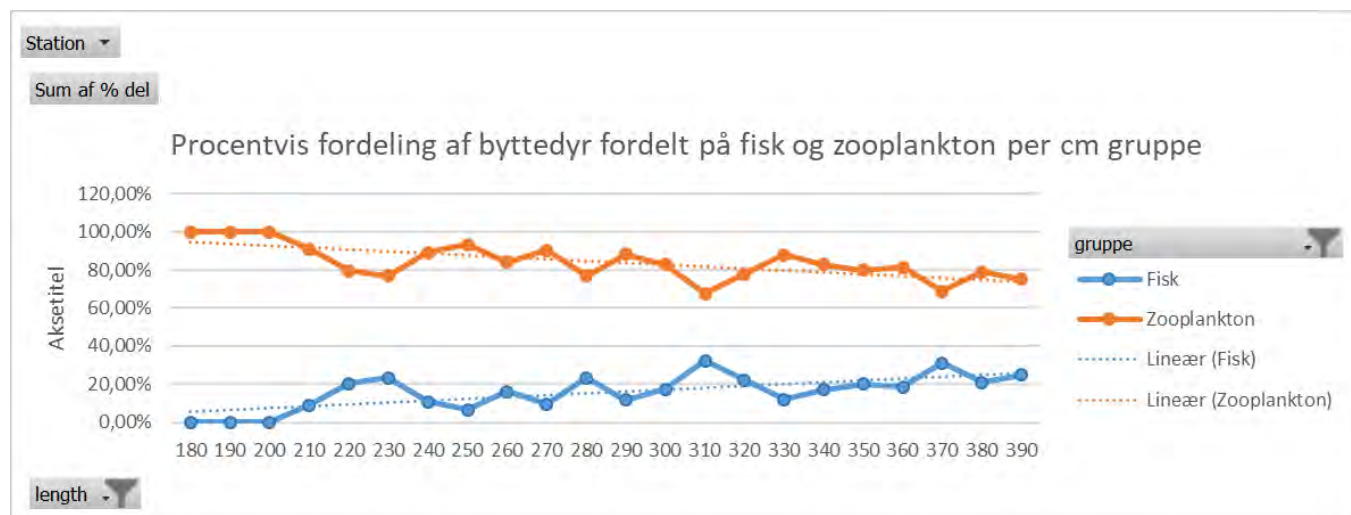
Figur 12. Diverse andet

Resultater

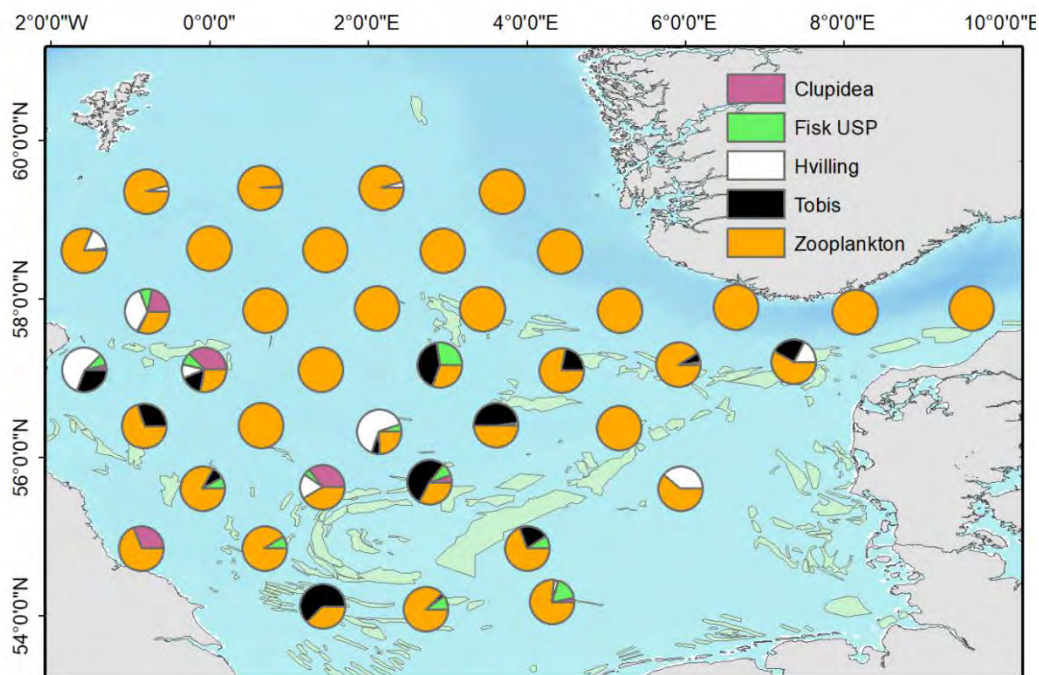
Ud af 684 analyserede maver, var der 562 (82%) prøver med maveindhold og 122 (18%) uden maveindhold

Tabel 1. Sammenlagt vægtfordelingen af maveindhold på hele materealet.

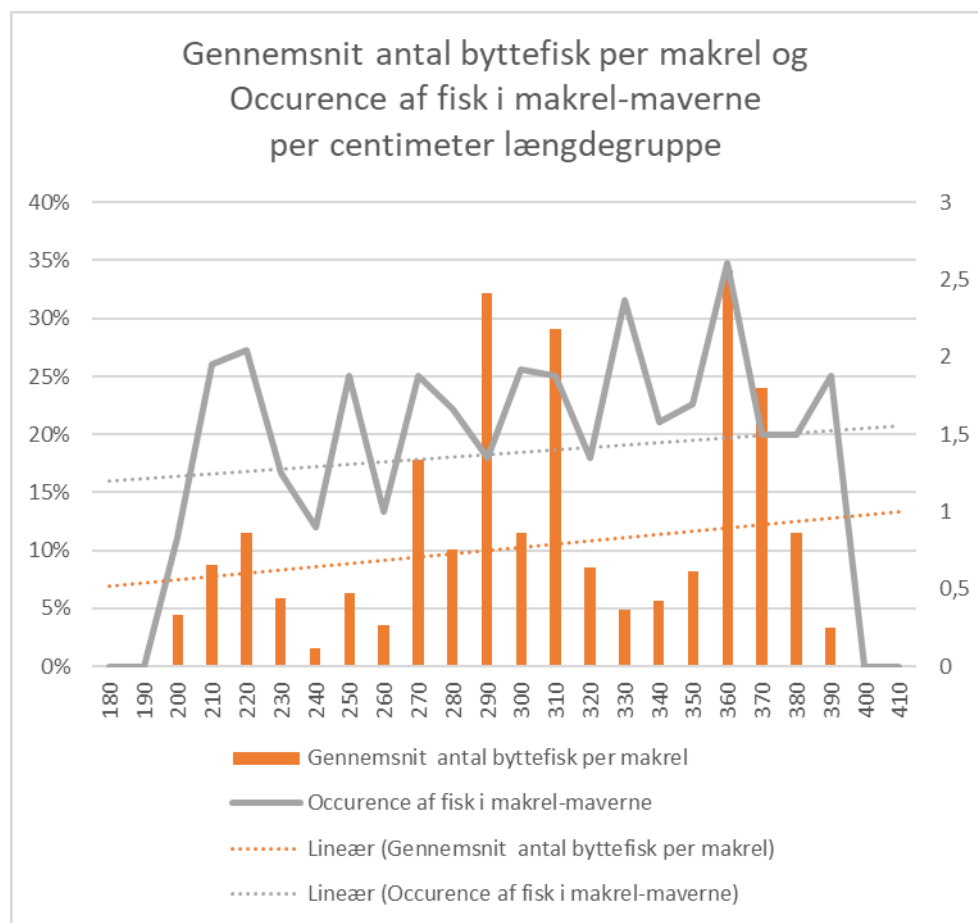
Hoved gruppe	% del	Taxon	% del
Fisk	17 %	Fisk USP	5,12%
		Tobis	4,85%
		Hvilling	4,03%
		Clupidea	2,90%
Zooplankton	83%	Copepoda	18,58%
		Appendicularia	14,36%
		Zooplankton	12,37%
		USP	9,09%
		Crustacea	5,68%
		Pileorm	5,56%
		Themesto	4,91%
		Dafniea	3,68%
		Krill	3,30%
		Krabbe plankton	2,49%



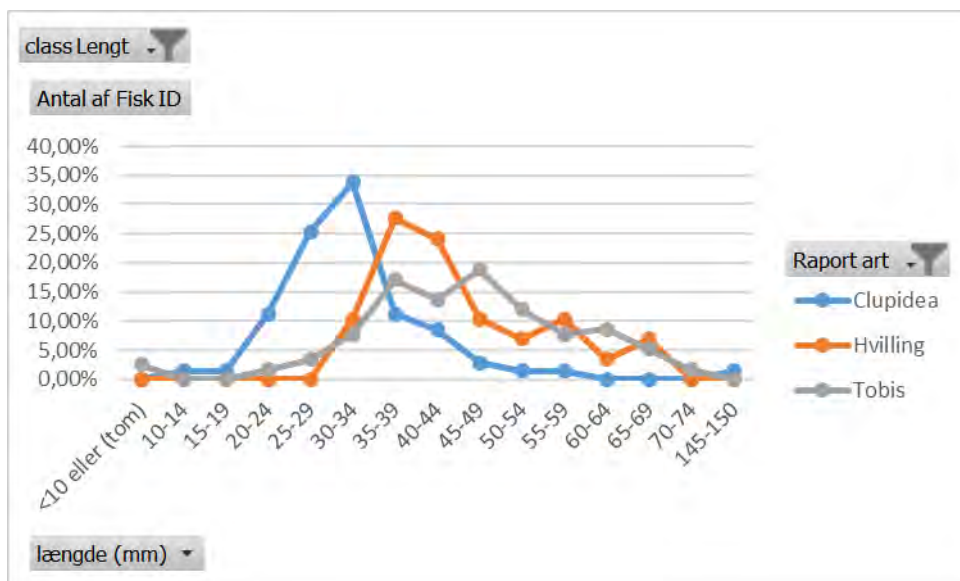
Figur 13. Procentvis fordeling af byttedyr fordelt på fisk og zooplankton per cm gruppe



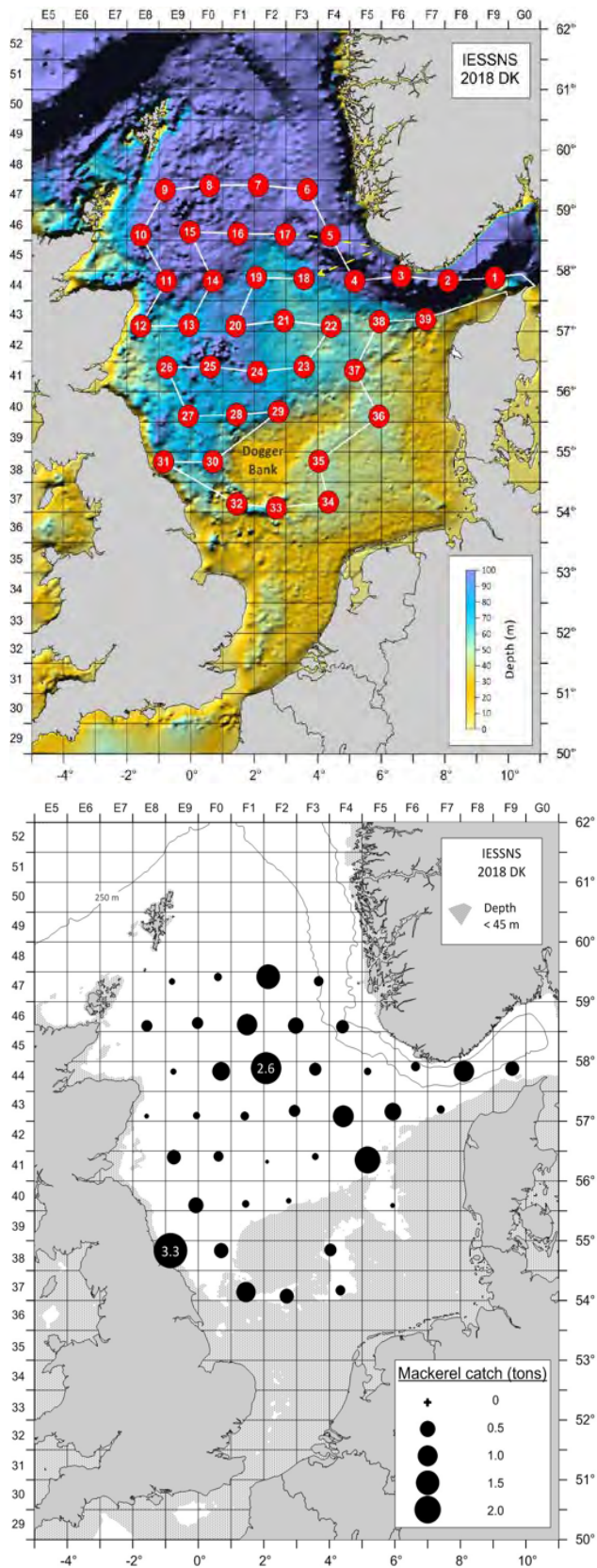
Figur 8. Viser fordeling af byttedyr, Zooplankton og fisk (arter) på de forskellige stationer i Nordsøen



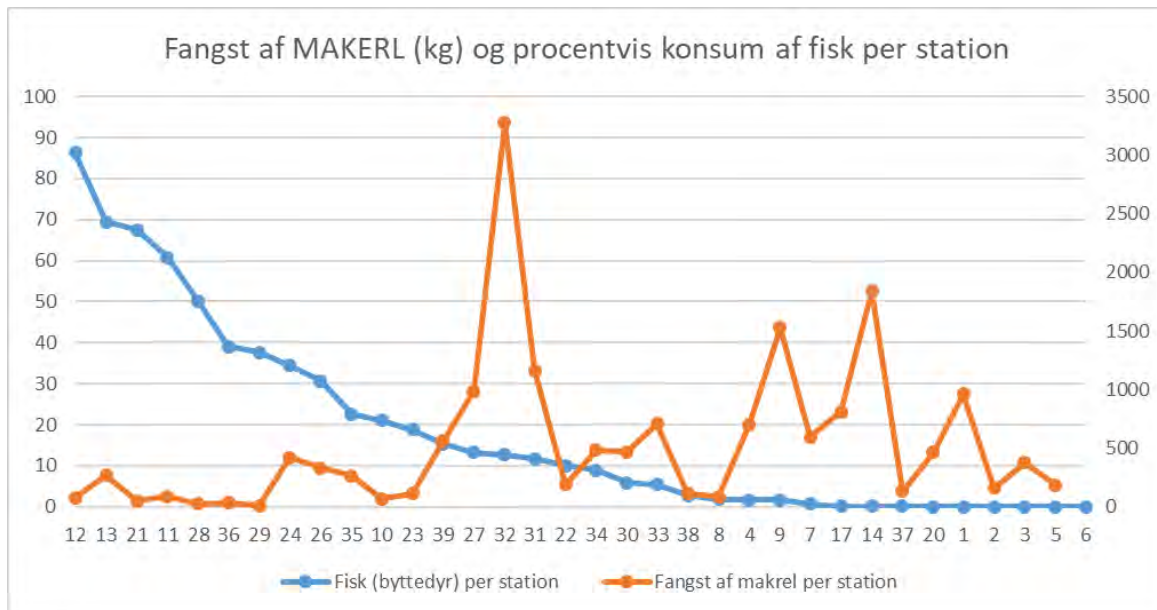
Figur 15. Viser gennemsnitligt antal byttefisk per makrel og occurrence af byttefisk i makrel-maverne per centimeter længdegruppe



Figur 16. Længdefordeling af byttefisk fordelt på art



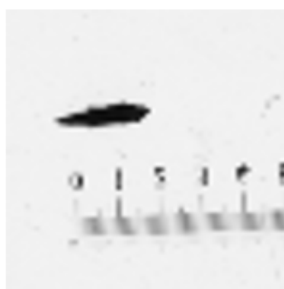
Figur 17. Fordeling af makrel fangst (fra togt-rapporten)



Figur 18.

Plastik i makrel maverne

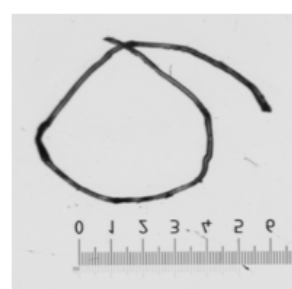
Analyserede maveprøver	Maveprøven med plaistik	Plastik type	Antal
			Tråde (monofil)
685	8	Folie	2
		usp	1



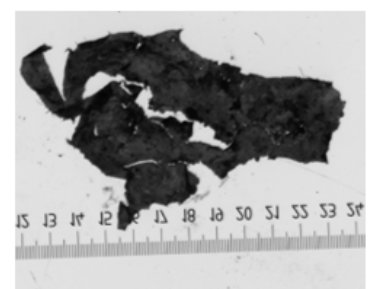
Plastik stykke



Monofil nylon



Monofil nylon



Plastik folie

Referencer

Härkönen, T.J. (1986) Guide to the otoliths of bony fishes of the Northeast Atlantic. Danbui Aps, Hellerup, Denmark.

Køie, K. H., Kristiansen, A. og Weitemeyer, S. (2000). Havets dyr og planter. Gasd Forlag. København 2002.

Muus, B. og Nielsen, J.G. 1998. Havfisk og fiskeri i Nordvesteuropa. Gads forlag. København.

Munk P og Nielsen J.G Nielsen (2005). Eggs and larvae of Noeth Sea fishes

Nielsen TG & PJ Hansen (1999), Dyreplankton i danske farvande

Appendiks 8: Anvendelse af GEOPop-modellen på tobis i Nordsøen

Casper Berg & Kasper Kristensen

Modellen beskriver den rumlige fordeling af tobis fordelt på aldersgrupper 0, 1, 2, og 3+. Der benyttes skrabetogt-data fra perioden 2004-2010. Dvs. der er i alt $4 \times 7 = 28$ rumlige fordelinger. Det er sammenhænge i disse fordelinger som ønskes beskrevet. Modellen inkluderer følgende komponenter:

1. En års/alders specifik middelværdi (4×7 parametre). Formålet med disse parametre er at tage højde for årgangsstyrker samt deres dødelighed under antagelsen at en sådan dødelighed er konstant i rum men muligvis varierende i tid.
2. Kohorte-effekter (c), dvs. parametre som beskriver hvor en given aldersgruppe befinder sig rumligt givet dens fordeling året før.
3. Rekrutterings-effekter (r), dvs. parametre som beskriver hvor de nye rekrutter befinder sig givet fordelingen af deres forældre.

For både kohorte effekter og rekrutterings-effekter gælder det at værdier tæt på nul betyder ingen sammenhæng, mens værdier tæt på 1 betyder stærk sammenhæng. De estimerede effekter er som følger:

Estimate; Std. Error

c1 0.75968765; 0.04617763

c2 0.98962223; 0.05097558

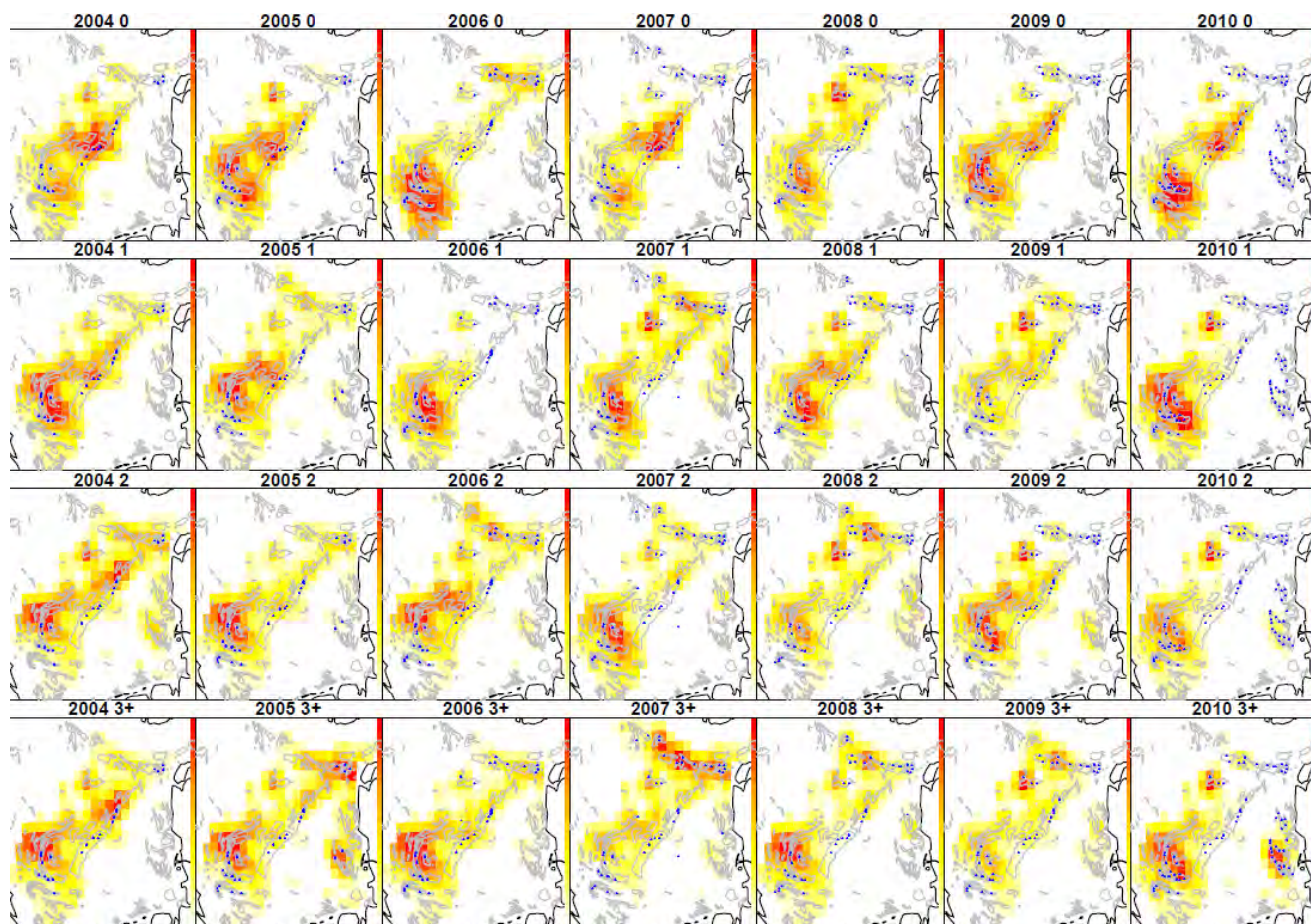
c3 0.86742887; 0.06482572

r1 0.34580592; 0.07087165

r2 0.46892171; 0.06413304

r3 0.37381194; 0.07886098

Vi ser at kohorteparametrene er forholdsvis tæt på 1 i overensstemmelse med hypotesen om at tobis forbliver på bankerne. Rekrutteringsparametrene er betydeligt mindre men dog stadig langt større end nul. Figuren viser de estimerede fordelingskort i en 4×7 matrix. Det skal understreges at kortene viser de relative fordelinger og ikke årgangsstyrker. Man følger en kohorte ved at kigge langs diagonaler i figuren. F.eks. følges 2004 årgangen ved at følge overskrifterne (2004 0 -> 2005 1 -> 2006 2 -> 2007 3+). Der er en rimelig god sammenhæng mellem de første 3 kort, men det sidste ser væsentligt anderledes ud, hvilket antyder at der er vigtige effekter som vi endnu ikke har med i modellen. Afvigelsen i overgangen (2006 2 -> 2007 3+) ville kunne forklares af en pludselig høj dødelighed i sydvest, da dette ville medføre en tilvækst i den relative fordeling i nordøst.



Figur 1.

Appendiks 9: Tobisens aktivitets periode of betydning for fiskeriet

Ole Henriksen & Casper Berg

Sammenhæng mellem vandtemperatur og hvornår tobisen bliver tilgængelig for fiskeriet ved sæsonen start

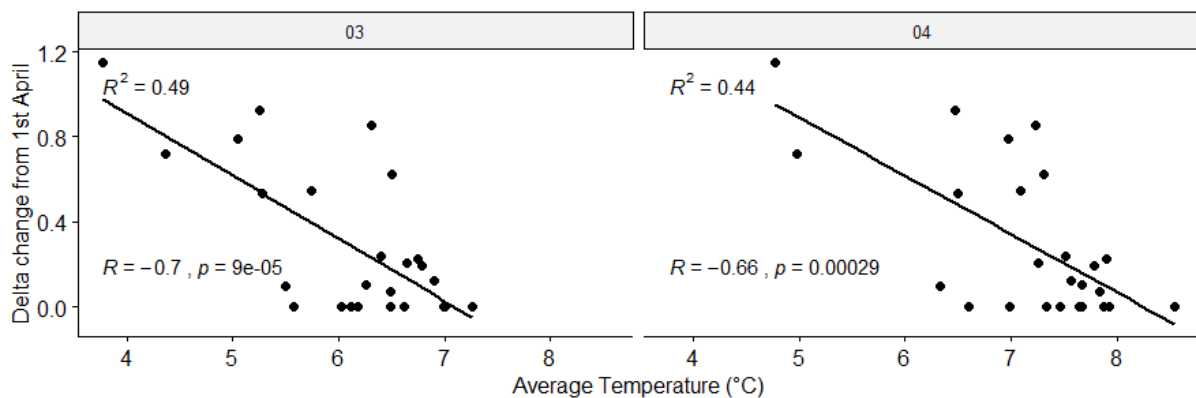
Fiskerimulighederne for havtobis i Nordsøen forvaltes med en årlig TAC. Fiskerisæsonen starter den 1. april og varer typisk til og med sankthansdag. På trods af den faste startdato er det ikke givet at fiskeriet kommer i gang med det samme og det kan observeres i landingsdata at der er variation fra år til år i hvornår fiskeriet finder nok tobis til at der kan fiskes større mængder. Størstedelen af denne variation skyldes sandsynligvis havtobisens livscyklus som inkluderer en overvintringsfase på cirka 8 måneder hvor fisken er begravet henover vinterhalvåret, før den kommer frem tidlig forår og danner store fiskestimer i fødesæsonen, som gør den tilgængelig for et fiskeri. Det forventes at fiskerimulighederne i starten af sæsonen er proportional med mængden af fisk tilgængelig for fiskeriet, hvilket afspejler overvintringsperiodens afslutning og dermed "vækning" af havtobisen fra deres overvintrings-periode på havbunden.

Hypoteser om at temperaturen har indflydelse på hvornår havtobisen kommer frem om foråret har tidligere været fremsat, men aldrig testet. Sammenhængen mellem overvintring og temperatur har også tidligere været påvist for en nært beslægtet art, stillehavstobisen i Japan. Her var der dog tale om at temperaturen styrer påbegyndelsen af en sommerdvale.

Hvis der for havtobisen eksisterer en sammenhæng mellem temperaturen tidligt på året, så vil man potentielt kunne forudsige hvornår fiskeriet bør sætte ind og på den måde kan der spares tid og brændstof. Kvaliteten af landingsdata er bedst for området omkring Doggerbanke og her forventes det også at fiskeriadfærd ikke har den store betydning for analysen, da det i alle år er her fiskeriet starter. Vi beregnede forskellen mellem den -"predikterede" fangstrate (fangst per dag) i starten af sæsonen (1. april) og den gennemsnitlige fangstrate for perioden fra 1. april og frem til sæsonens fangstrate-"predikterede" maksimum (i figuren nedenfor refererer vi til dette mål som "delta change from 1st April") og antog at hvis "delta change from 1st April" er stor så tobiserne ikke rigtigt "vågnet" endnu, mens at hvis "delta change from 1st April" er lille (dvs. at fiskerne allerede 1. april oplever fangst-rater tæt på maksimum) så er de fleste tobiser "vågne" allerede 1. april. Ved at korrelerer "delta change from 1st April" med gennemsnitstemperaturen (ved bunden) i hhv. april og marts fandt vi en statistisk signifikant sammenhæng (negativ sammenhæng; se figur 1). De "predikterede" værdier blev beregnet ud fra en GAM-model fitted total-fangst per dag, som generelt er stigende i starten af sæsonen topper et sted i maj og er aftagende i juni.

Resultatet indikerer at havtobis optræder senere i vandsøjlen når temperaturen er lav, og dermed kommer fiskeriet senere i gang i kolde år (dvs. fangst-raterne 1. april er stadig relativt lave i forhold til den gennemsnitlige fangst-rate). Det er også interessant at sammenhængen er signifikant uanset om man benytter marts- eller april-temperaturer. Dette betyder nemlig at man vil kun lave en forudsigelse når sæsonen går i gang 1. april (når bare man har bundtemperaturer fra marts).

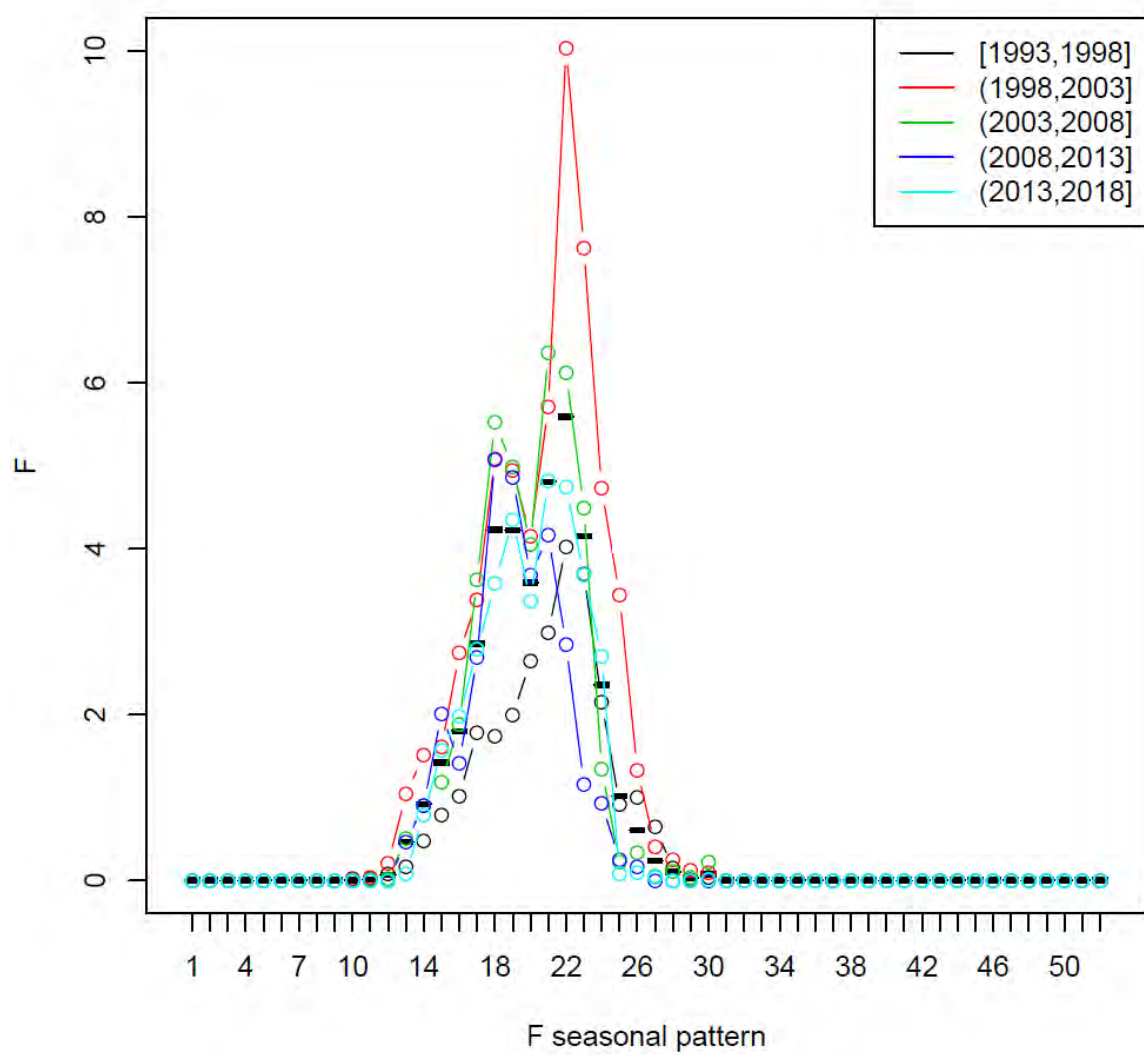
I figuren her har vi benyttet gennemsnits-fangstrater som reference, men bruger man de maksimale fangstrater vil få ca. samme resultat. Der blev også fundet en sammenhæng mellem temperaturen i marts og hvor lang tid der går fra at sæsonen starter til at fiskeriet topper. Med al korrelations-statistik er der dog en del usikkerhed forbundet med prognoserne.



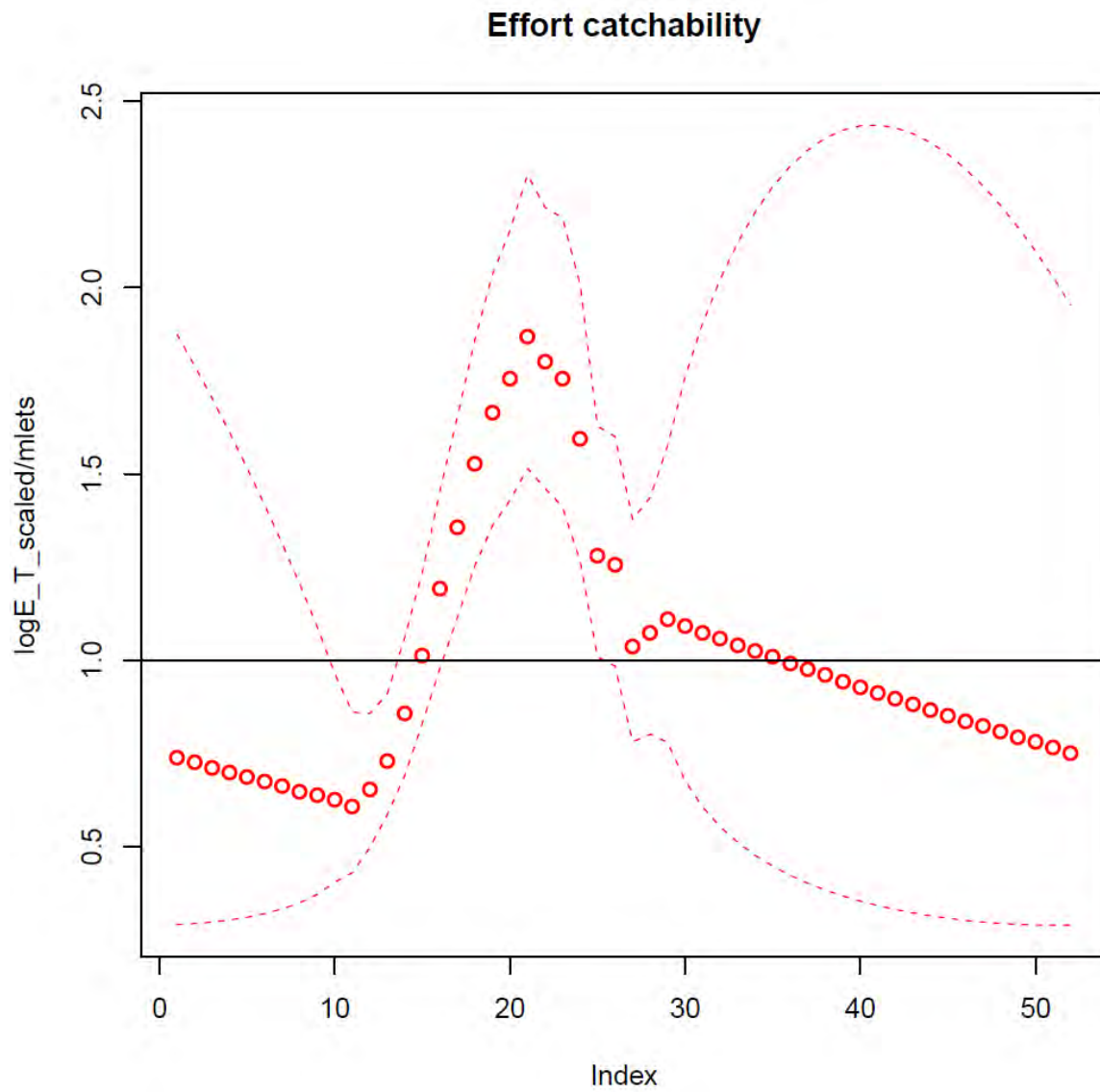
Figur 1.

Fangbarhed henover tobis-sæsonen

Ugentlige ændringer af F og fangbarhed (catchability in English) blev estimeret henover tobis-sæsonen ved at benytte SESAM-modellen. SESAM-modellen er en modifikation af af den stock-assessment-model, som også kaldes for SAM-modellen (www.stockassessment.org). SESAM giver mulighed for at benytte tids-opløst data som input. I øvelsen her fokuserede vi på Dogger banke, hvor der er tilstrækkeligt meget data til at man kan inddеле fangster og aldersfordelinger i ugentlige tidsskridt. I en typisk bestandsvurdering estimerer F og fangbarhed per år (eller halvår og i enkelte tilfælde per kvartal), men her blev F og fangbarhed estimeret per uge, hvilket gav et godt billede af tobisens tilgængelighed for fiskeriet henover året. I figur 1 og figur 2 ser vi hvordan fiskeridødeligheden (F) og effort catchabiliteten (som afspejler mængden af tobis der kan fanges ved en given indsats) er lav i starten og slutningen af sæsonen og peaker omkring uge 22. Samlet indikerer dette at tobisen bliver gradvist mere og mere tilgængelig for fiskeriet (bruger f.eks. mere og mere tid i vandsøjlen) indtil hele bestanden er tilgængelig omkring uge 22. Aftagende F og fangbarhed på den anden side af uge 22, indikere at bestanden igen bliver mindre og mindre tilgængelig (bruger f.eks. mindre tid i vandsøjlen).



Figur 3.



Figur 4.

Appendiks 10: Analyse af de tætheds-afhængige effekter på bestandsdynamikken

Rindorf, A., Henriksen, O., & van Deurs, M. (2019). Scale-specific density dependence in North Sea sandeel. *Marine Ecology Progress Series*, 619, 97-110.

Scale specific density dependence in North Sea sandeel

By Anna Rindorf¹, Ole Henriksen and Mikael van Deurs

Technical University of Denmark, National Institute of Aquatic Resources, Kemitorvet 1, 2800 Lyngby, Denmark.

¹Email: ar@aqua.dtu.dk

Abstract

Density dependent demographic processes occur in many marine fishes and potentially enhance the stability of both local aggregations and regional populations. The degree of density dependence exhibited at the population level is a combination of local density dependent effects and the potential density dependence in the contribution of local aggregations to the regional population. In this study, we searched for density dependence in recruitment, growth, and mortality of North Sea sandeel *Ammodytes marinus* at different spatial scales by analysing data at a spatial resolution specifically reflecting the mosaic of populated habitat patches. Two types of density dependent process occurred: A shift in the spatial distribution of recruitment towards low mortality areas when overall recruitment level was high and an increase in local mortality as local density increased. When combined, these processes largely compensated for each other and the size of the overall population had little influence on population level mortality. The study points to the necessity of considering both the local and regional scale processes in analyses of density dependence.

Appendiks 11: Dialog-møder afholdt med repræsentanter fra erhvervet

- 26. januar 2017: Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Søren Ancher
- 31. marts 2017: Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Søren Ancher, Anna Rindorf
- 14. april 2017: Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Søren Ancher
- 23. juni 2017: Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Søren Ancher
- 14. november 2017: Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Jesper Juul, Søren Ancher
- 9. april 2018: Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Jesper Juul, Søren Ancher
- 25. juni 2018: Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Jesper Juul, Søren Ancher
- 8. oktober 2018 (Også BEBRIS): Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Jesper Juul, Søren Ancher, Josefine Egekvist
- 2. maj 2019 (Også BEBRIS): Mikael van Deurs, Ole Henriksen, Claus Sparrevohn, Henrik Lund, Jesper Juul, Søren Ancher, Josefine Egekvist, Bastian Huwer, Peter Munk

Bemærk, at der forefindes mødereferater og/eller agendaer fra samtlige møder, men disse er ikke vedhæftet rapporten.

Appendiks 12: Sandeel management strategy evaluations

Mikael van Deurs

The results reported in this document (with the exception of the addition simulations at the end) were also reported to the ministry as a Notat.

Summary

This report provides a preliminary investigation of different management strategies. While the actual values (average yield etc) may change by using a more thorough method, the relative benefit of the different strategies is likely to be fairly constant. The highest precautionary sustainable yield in area 1 is attained either by the current management strategy or by a management strategy employing RTM. While the RTM strategy provides a 6% higher yield on average in the current simulation, it has virtually no effect on the proportion of years in which the TAC is less than 50 000 t (17% without RTM vs 16% with RTM). The most efficient method to avoid TACs below 50 000 t is the fixed F method, which results in a 20% reduction in average yield compared to the current method. See also the additional MSE simulations at the end of the document.

Definition of management strategies

Management strategies no. 1 and 3 in the table below are what is currently used for management area 1 and 2, respectively in the ICES advice. Furthermore, the fixed F strategy is also presented (no. 2a and 4a in the table below), which implies that the stock is fished at the same F every year. This fixed F strategy is comparable to the ICES MSY advice rule applied for long-lived species. Strategies 2b and 4b show the outcome of an alternative F based ICES advice rule, where F increases linearly from 0 ($SSB < B_{lim}$) to an upper F that is applied in all years where $SSB > B_{pa}$.

Management strategies no. 5-7 is based on constraints indicated by stakeholders and a wish to explore if using a max TAC (i.e. a maximum allowable TAC) rather than an Fcap (i.e. a maximum F) in combination with a min TAC (i.e. a minimum TAC facilitating stability) is a way forward. In management strategy no. 8-9 the constraints were reduced, and more sustainable combinations of max and min TAC was explored for area 1 (for example min TAC = 40000t and max TAC = 170000t). Management strategy no. 10 in the table shows a case where the inclusion of a advice rule that cancels the min TAC and reduces it to a different minimum (i.e. 5000t monitoring TAC) when the stock is below B_{lim} . Different combinations of min TAC and Fcap were evaluated in area 1 (no. 11-13).

It was also attempted to simulate the effect of a TAC flex (we only looked at area 1 for this). It is not currently possible to make a stringent evaluation of this scenario, since that requires further development of the present MSE model and better knowledge of fleet behavior. However, nevertheless a scenario was explored that assumed 10% flex into the area in all years when $SSB > B_{pa}$. This was not precautionary (i.e. $P(SSB > B_{lim}) > 0.1$; not shown in the table). Introducing an additional harvest control rule, ensuring that the stock is left un-fished when $SSB < B_{lim}$ (except for a monitoring TAC of 5000t) was not enough to render it precautionary (i.e. $P(SSB > B_{lim}) = 0.07$; no. 14a). A reduction in Fcap from 0.5 to 0.45 (i.e. 10%) was needed to get $P(SSB > B_{lim})$ down to the precautionary threshold of 0.05 (no. 14b).

The added benefit of RTM was estimated assuming that assessment uncertainty is reduced by 15% in all years (RTM conducted every year), which seemed realistic based on the data in hand. This is a

first approximation and only coarsely modelled, hence the results should only be used to show the direction of change (no. 15a). A version where RTM is only implemented when the TAC is less than 80 000 t was also tested (no. 15b).

Lastly, we repeated three of the evaluations for area 2 to see if the results were consistent across areas (no. 16-18).

Results

Results are summarized in table 1. The fixed F strategy in area 1 results in a slightly lower average yield (~20%), compared to status quo, but a marked reduction in the probability of getting a TAC less than 50000t (i.e. increased stability) (no. 2b). In area 2, a fixed F is expected to reduce the average TAC by as much as 50%, making it a less profitable choice in this area (no. 2b). A slightly different ICES advice rule, where the stock is fished at a fixed F only when $SSB > B_{pa}$ was also evaluated (no. 2b and 4b). This approach is slightly more productive than the fixed F, but the risk of very low TACs in a given year is higher.

Management strategies no. 5-7 based on values indicated by stakeholders to explore max TAC in combination with a min TAC are not sustainable according to the risk to Blim (i.e. $P(SSB < Blim) = 0.05$). In management strategy no. 8-9 the constraints were therefore lowered, and more sustainable combinations of max and min TAC was explored for area 1 (for example min TAC = 40000t and max TAC = 170000t).

Management strategy no. 10 shows that inclusion of a harvest control rule that cancels the min TAC and reduce it to a different minimum (i.e. 5000t monitoring TAC) when the stock is below Blim, does not necessarily allow for a notable increase of the min TAC. For example, in area 1 $P(SSB < Blim)$ would increase from ~0.05 to ~0.07 and thus rise above the precautionary level when increasing min TAC from 20000t to 30000t, despite having implemented a harvest control rule.

Utilization of a max TAC instead of an Fcap reduces average TAC considerably. Evaluations with different combinations of min TAC and Fcap (no. 11-13) in area 1 indicate that an Fcap close to the currently applied Fcap of 0.5 can be achieved together with a minimum TAC of around 20000t, as long as a harvest control rule is implemented that cancels the min TAC and replace it by 5000t (i.e. 5000t monitoring TAC) when for example $SSB < Blim$ or if $SSB < B_{pa}$ in two consecutive years (no. 11-12). If the minimum TAC is disqualified already when $SSB < B_{pa}$, a higher minimum TAC can be achieved (~28000t) (no. 13). Overall, using an Fcap rather than a max TAC provides higher average TACs.

TAC flex of 10% do not provide precautionary management unless additional measures are implemented, as for example reducing by Fcap by ~10% and extra constraints on F when $SSB < Blim$ (no. 14a and 14b).

Using RTM every year, the increase in average TAC was 10%. The proportion of years with low TAC was virtually unchanged and hence the increase in yield results mainly from higher catches in years with TACs above 50 000 t (no. 15a). Restricting the RTM to years with TACs below 80 000 t (no. 15b) results in a slight (2%) increase in average yield but for technical reasons shows a slightly higher risk of falling below Blim. Hence, implementing RTM at low TACs only may require estimation of a new value of Fcap which may result in a lower yield and hence, the 2% increase should be considered a likely maximum increase when using RTM at low TACs.

General reservations

Accurate optimization of each management strategy to find suites of optimal combination of harvest control rules, min/max TACs and Fcaps that all result in exactly $P(SSB < B_{lim}) = 0.05$ is very time consuming and was therefore not possible with the time in hand. Furthermore, all management strategy evaluations presented in the table is made in a "light" version of the MSE model framework, which for example implies that only 500 repetitions were made, meaning that if these evaluations were to be repeated over and over gain, the values of mean TAC and $P(SSB < B_{lim})$ would vary with a CV (i.e. $std_{dev}/mean$) of 0.013 and 0.05 respectively. Furthermore, the assessment uncertainty was simulated by adopting the estimation error on numbers at age from the stock assessment output, rather than running a full scale stock assessment model thousands of times.

The additional advantage of using a "light" version is that it allows us to conduct explorative evaluations of a large number of alternative strategies within a short period of time (including adjusting the software to allow evaluations of strategies never before evaluated). The results presented here may vary slightly from values produced with a full scale model. However, potential deviations are expected to be less than 10% and the relative differences between management strategies are not likely to change.

If one or more of the strategies in the table is picked out as potential candidates in relation to the development of a long-term management plan, then a full scale MSE will be necessary. In particular, management strategy no. 14 would require a better understanding of fleet behavior, in order to arrive at a final feasible model design. Values in the table should therefore be seen as preliminary.

It should be noted that the potential number of combinations of harvest control rules, min/max TACs, and Fcaps is so large in many of the strategies evaluated here, that input from stakeholders is a necessity in order to arrive at a final and fully evaluated management strategy in the future.

However, despite all these reservations, the table is thought to provide good indications of which type of management strategies that may be relevant to pursue further (if any).

ID no.	Description	Average TAC (ton)	P(TAC<50000ton)	Average F	Average SSB (ton)	P(SSB<Blim)
Escapement-Fcap and Fmsy (area1)						
1	Escapement with Fcap=0.50 (as used by ICES in 2017), maximized to achieve P(SSB<Blim)=0.05	213447	0.17	0.43	250414	0.050
2a	Fixed F, maximized to achieve P(SSB<Blim)=0.05 (**Fmsy)	171435	0.02	0.28	304958	0.050
2b	HCR-strategy: F = 0 when SSB<Blim and increase linearly from 0 to 0.32 between Blim and Bpa	177861	0.12	0.30	289512	0.050
Escapement-Fcap and Fmsy (area2)						
3	Escapement with Fcap=0.44 (as used by ICES in 2017), maximized to achieve P(SSB<Blim)=0.05	82417	0.41	0.30	125362	0.050
4a	Fixed F, maximized to achieve P(SSB<Blim)=0.05 (**Fmsy)	44701	0.70	0.13	169407	0.050
4b	HCR-strategy: F = 0 when SSB<Blim and increase linearly from 0 to 0.21 between Blim and Bpa	58551	0.50	0.18	158217	0.050
Deterministic Escapement strategy with maximum and minimum TAC (area1)						
5	max TAC = 350000t and min TAC = 50000t	208620	0.09	0.71	226813	0.238
6	max TAC = 350000t, min TAC = 25000t (when SSB < Blim) or 75000t (when SSB > Blim)	206480	0.16	0.57	226268	0.226
7	max TAC = 250000t, min TAC = 25000t (when SSB < Blim) or 75000t (when SSB > Blim)	183389	0.10	0.42	277758	0.133
8	max TAC = 200000t and min TAC = 25000t	161497	0.14	0.31	323120	0.057
9	max TAC = 170000t and min TAC = 40000t	144182	0.13	0.27	337464	0.052
10	max TAC = 200000t, min TAC = 5000t (when SSB < Blim) or 30000t (when SSB > Blim)	161896	0.13	0.31	322706	0.078
Fcap and minimumTAC rules (area1)						
11	Fcap=0.5, min TAC = 5000t (when SSB < Blim) or 20000t (when SSB > Blim)	212629	0.17	0.43	251458	0.056
12	Fcap=0.5, min TAC = 5000t (when SSB < Bpa for 2 consecutive years) otherwise 20000t	210896	0.17	0.42	250491	0.057
13	Fcap=0.5, min TAC = 5000t (when SSB < Bpa) or 28000t (when SSB > Bpa)	210916	0.17	0.42	250744	0.052
Escapement-Fcap and attempt to simulate area flex (area1)						
14a	Fcap=0.5, min TAC = 5000t (when SSB < Blim) or +10% (when SSB > Bpa)	213675	0.23	0.45	239545	0.072
14b	Fcap=0.45, min TAC = 5000t (when SSB < Blim) or +10% (when SSB > Bpa)	205025	0.28	0.38	265336	0.049
Escapement-Fcap and attempt to simulate RTM (area1)						
15a	Assumption: RTM in all years and RTM reduces assessment uncertainty by ~15%	225403	0.16	0.46	246532	0.049
15b	Assumption: RTM is used when TAC<80000t and reduces assessment uncertainty by ~15%	217768	0.13	0.46	243007	0.076
Area 2						
16	Fcap=0.44 (status quo for area 2) otherwise same as (14)	84920	0.43	0.32	121138	0.066
17	Fcap=0.44 (status quo for area 2) otherwise same as (15)	78819	0.41	0.29	124531	0.051
18	Fcap=0.44, min TAC = 2500t (when SSB < Bpa for 2 consecutive years) otherwise 15000t	85196	0.39	0.31	124844	0.056

Additional MSE simulations

If we assume that TACs above 500000 t is never taken due to limited capacity in the fleet/factories, then long-term mean TAC is reduced by ~5% in the default Fcap strategy (the one currently applied) (see No. 1 in the table).

If an max TAC is implemented Fcap can be lowered. Based on these preliminary MSE runs an Fcap around 0.55 can be achieved by accepting a max TAC somewhere between 250000 and 300000t for area 1 (currently Fcap is 0.5) (see No. 3 and 4 in the table).

For area 2 an increase in Fcap from the currently applied 0.44 to nearly 0.49 can be achieved by accepting a max TAC of 175000t (see No. 5 in the table).

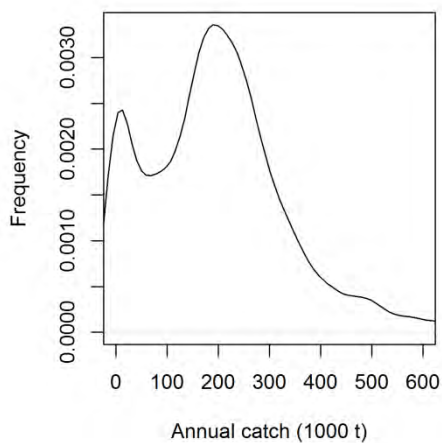
Below the table you can see the distributions of TACs for No. 1, 3, 4, and 5. The table also contains P(TAC<XXX) and P(TAC>XXX), as well as the spread of TACs represented by the standard deviation and CV.

Color code: All MSE runs resulting in P(SSB<Blim)=0.05 when rounded to two decimals were made green in the table (indicating that the management strategy is precautionary). Orange indicates that it is only marginally precautionary.

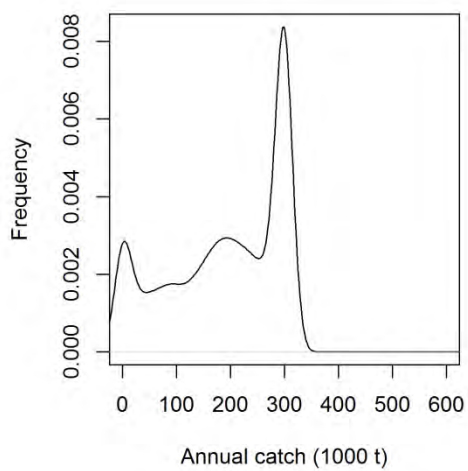
Note: that all runs are only indicative as they are made using only 500 simulations and co-variance between age-groups when simulating stock assessments are not included, which may be requested by ICES.

No.	Area	Description	P(TAC<50000t)	P(TAC>200000t)	P(SSB<Blim)	mean TAC	mean TAC*	mean F	mean SSB	sd TAC	TAC cv
1	SA1	Fcap default	0.19	0.46	0.054	208991	198717	0.41	252778	174457	0.83
2	SA1	Fcap=0.52, TACmax = 400000	0.17	0.49	0.058	201955	201913	0.41	266599	130500	0.65
3	SA1	Fcap=0.53, TACmax = 300000	0.16	0.52	0.053	188652	188575	0.38	279737	105187	0.56
4	SA1	Fcap=0.56, TACmax = 250000	0.15	0.57	0.055	178475	178354	0.35	298275	90315	0.51
No.	Area	Description	P(TAC<20000t)	P(TAC>50000t)	P(SSB<Blim)	mean TAC	mean TAC*	mean F	mean SSB	sd TAC	TAC cv
5	SA2	Fcap=0.49, TACmax=175000	0.29	0.60	0.053	78403	78403	0.30	134138	64099	0.82

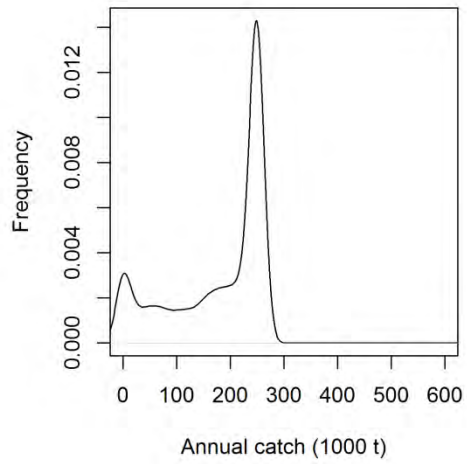
* (assuming TAC>500000 is never taken)



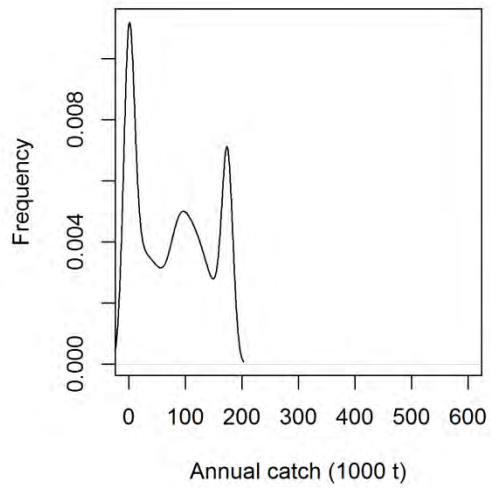
No. 1



No. 3



No. 4



No. 5

Appendiks 13

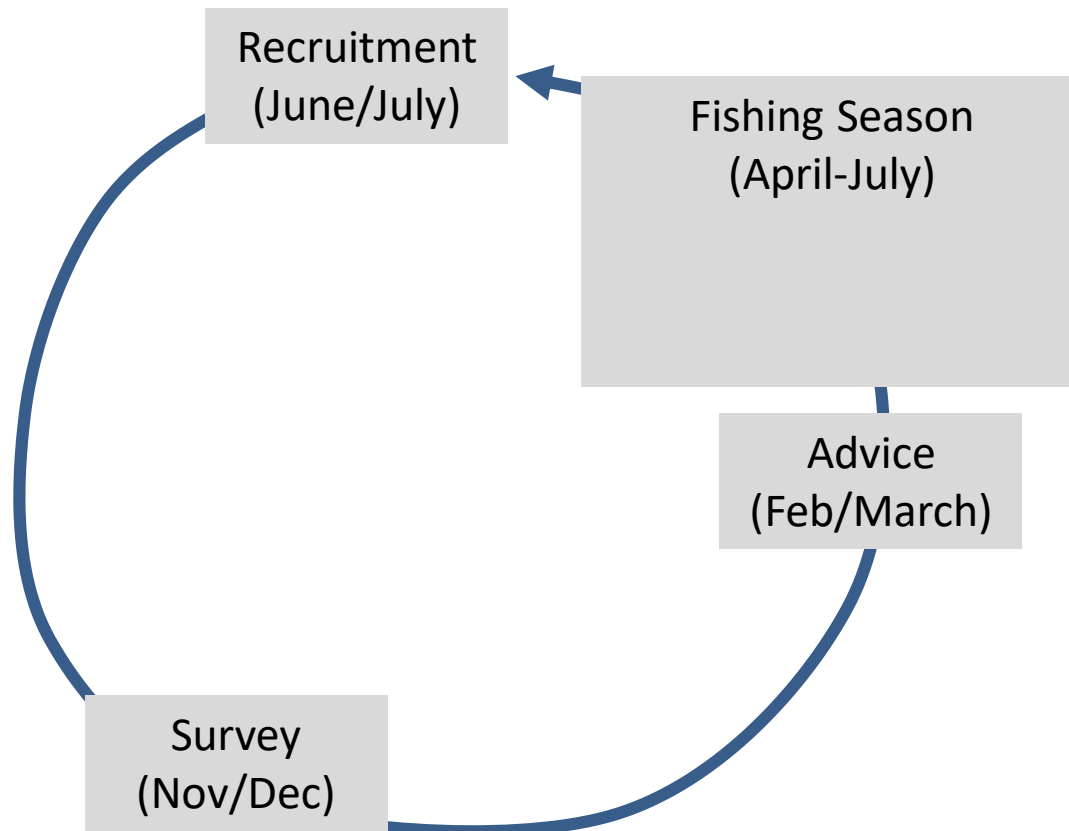
Description of deterministic Bescapement forecast/forecast using Fcap

Mikael van Deurs

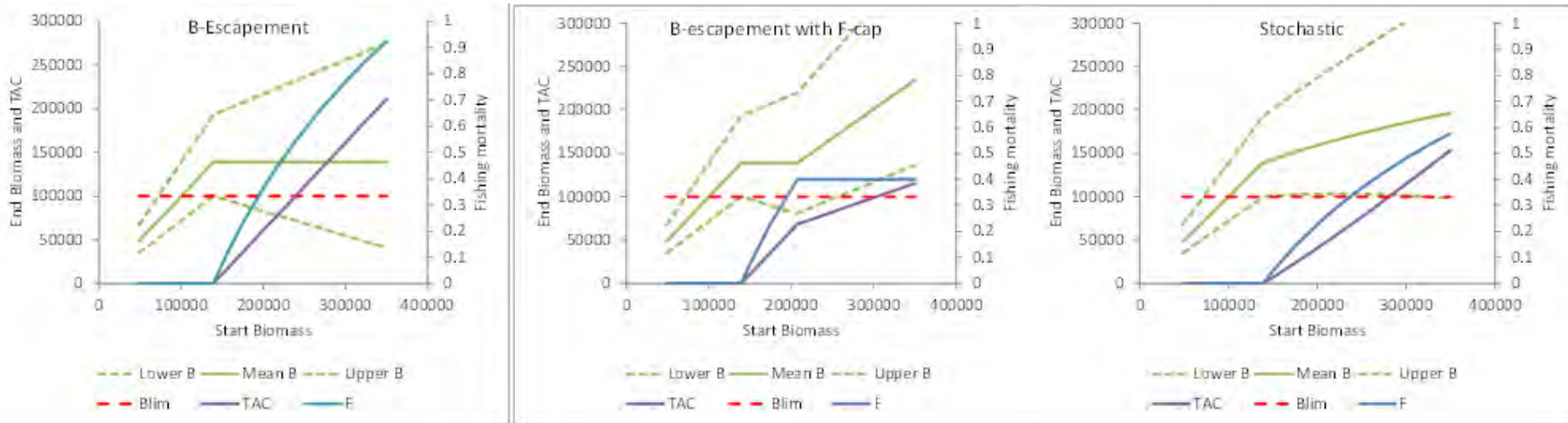


UDENRIGSMINISTERIET
Fiskeristyrelsen

Annual advice cycle:



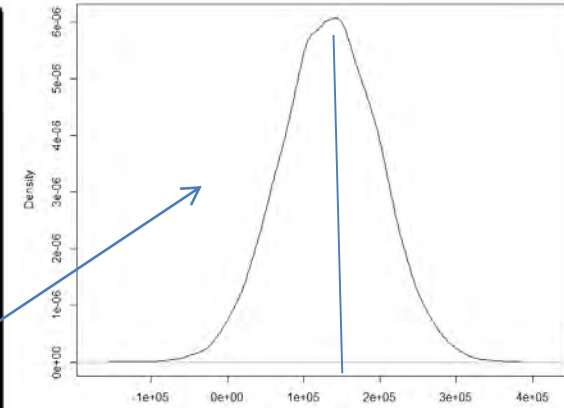
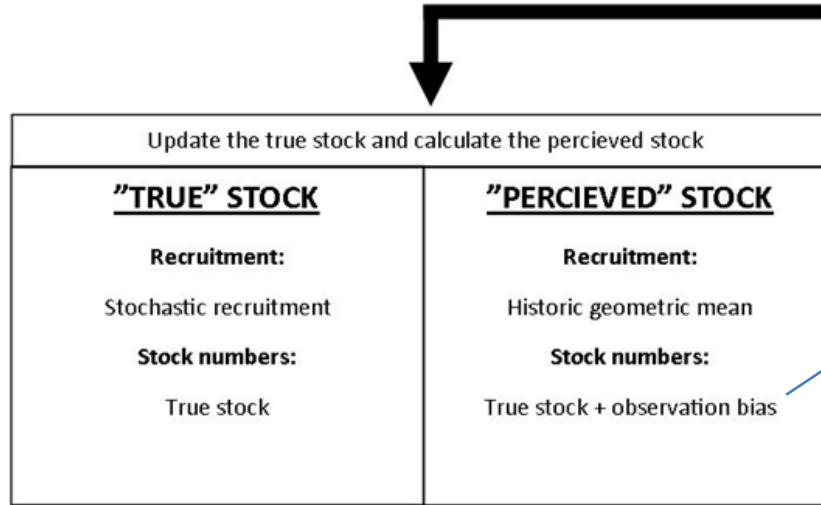
Bescapement with an Fcap



!Note: For sprat Fcap-strategy becomes Fmsy

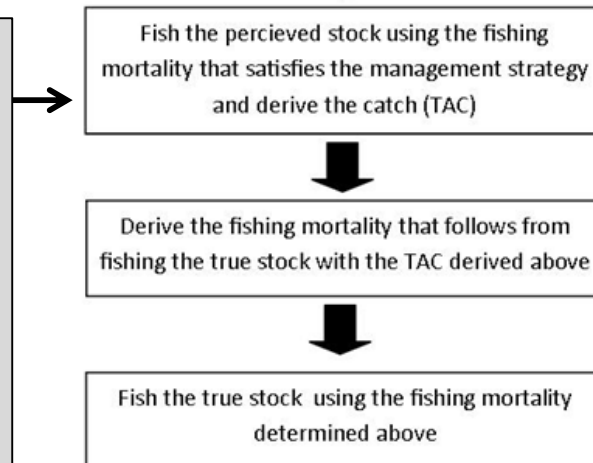
MSE ("Light") framework:

Based on the CV of the estimation error in assessment



1000 loops

Here we simulate the forecast procedure: i.e. Bescapement strategy targeting B_{pa} , but with an F_{cap} as an additional harvest control rule
See next slide

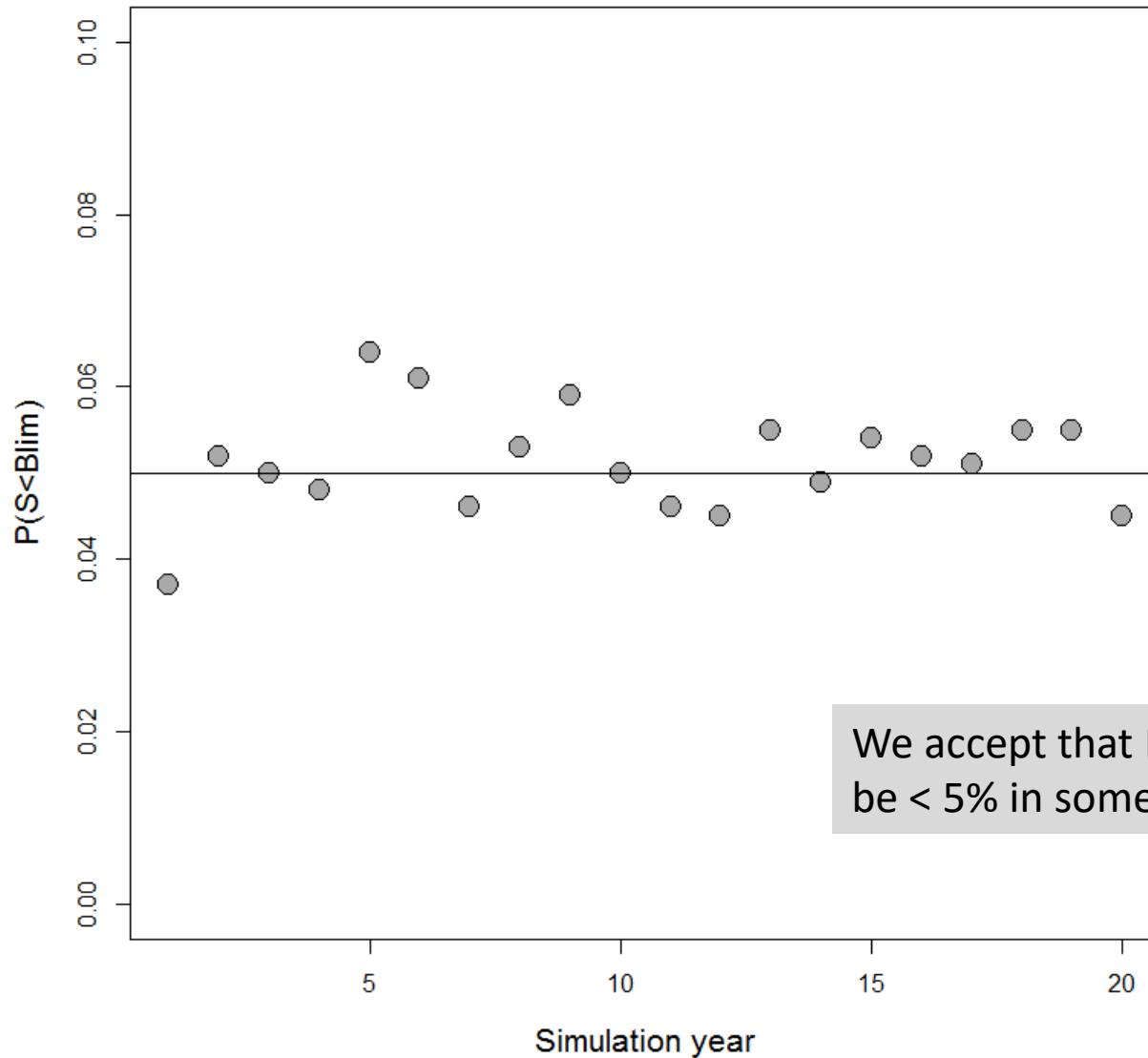


INPUT TO FORECAST in the Benchmark year:

	Age 0	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4
Stock numbers(2017)	134688.4	135018	4563.59	14944.5	1326.4
Exploitation pattern 1st half	NA	0.010226	0.027565	0.040935	0.040935
Exploitation pattern 2nd half	0	0	0	0	0
Weight in the stock 1st half	NA	5.295724	8.300418	10.78594	13.25018
Weight in the catch 1st half	NA	5.295724	8.300418	10.78594	13.25018
weight in the catch 2nd half	3.551034	6.121056	9.88007	13.1655	15.133
Proportion mature(2017)	0	0.021	0.801	0.988	1
Proportion mature(2018)	0	0.021	0.801	0.988	1
Natural mortality 1st half	NA	0.489	0.339	0.241	0.241
Natural mortality 2nd half	0.871	0.819	0.65	0.596	0.596

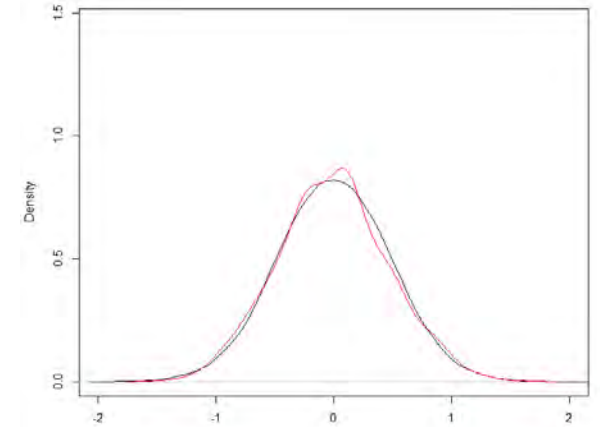
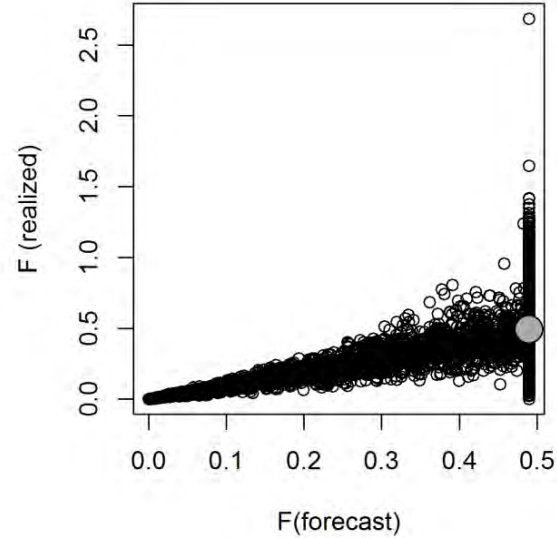
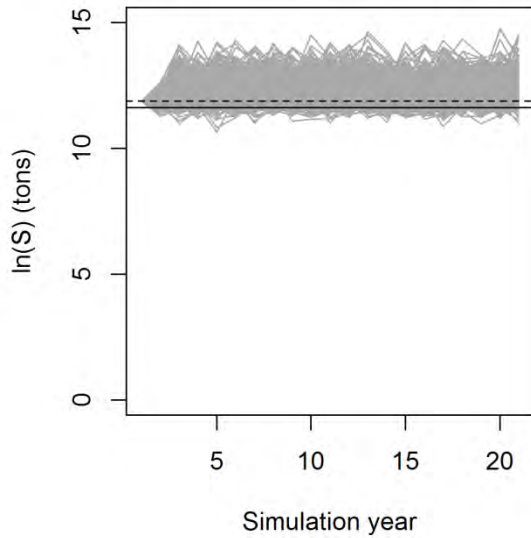
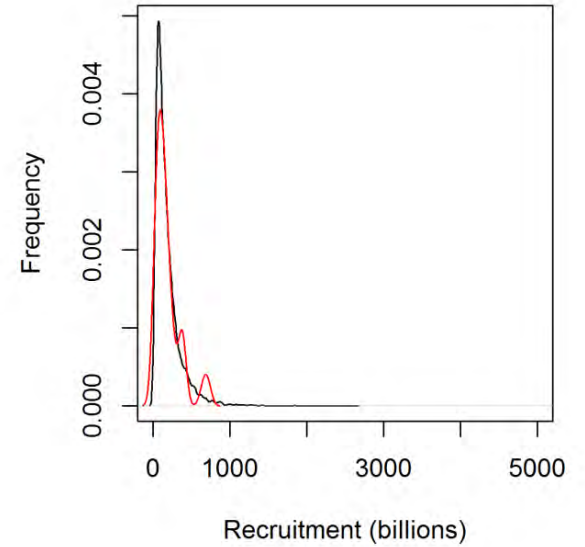
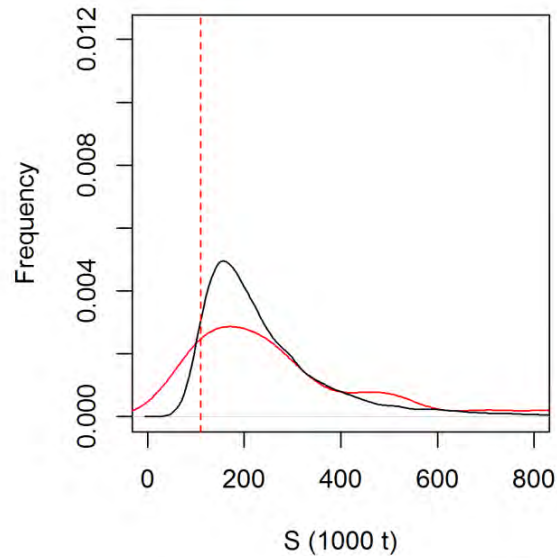
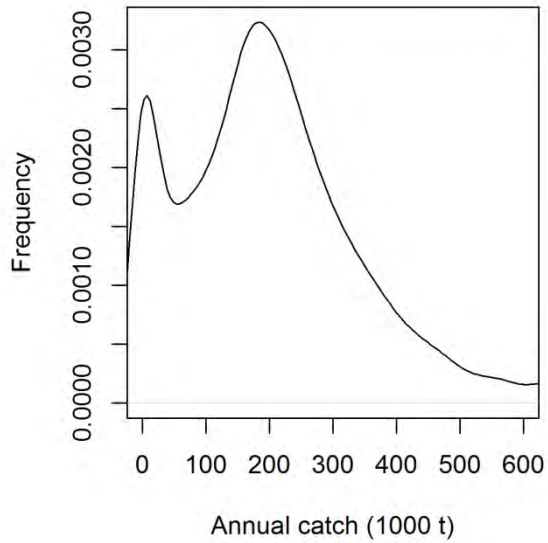
Carry the stock 1 year forward for a range of Fs and identifies the F that results in Bpa. If that F is $> F_{cap}$ the TAC corresponding to $F = F_{cap}$ is advised instead.

Carry out the MSE for a range of Fcap values until we get something like this:



We accept that $P(S < Blim)$ can be $< 5\%$ in some years

Examples of some diagnostic plots:



MSE SETTINGS:

Stochastic recruitment: **O**

Normal dist. observation error on N_s (CV): **O**

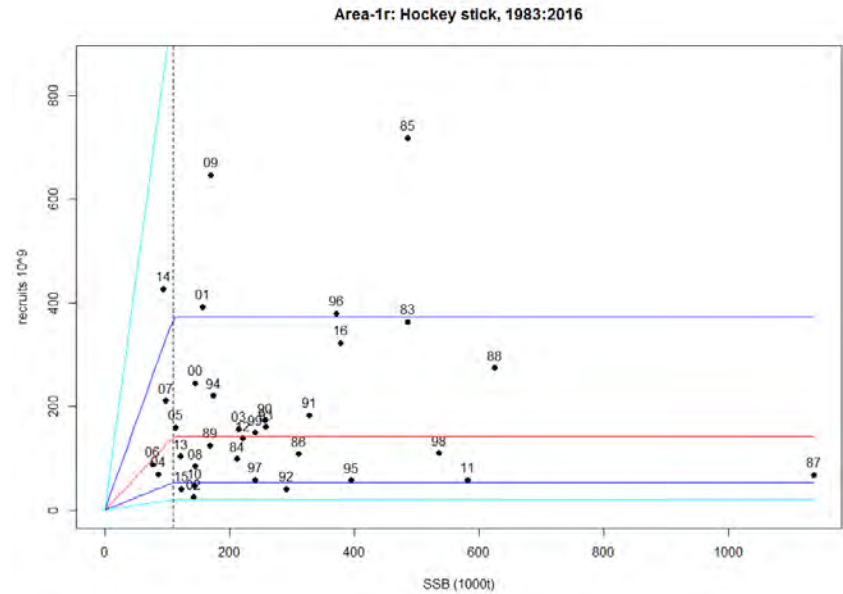
Log normal observation error: **X**

Co-variance structure in N-N and N-E: **X**

Stochastic weight-at-age: **X**

Stochastic M: **X**

Max TAC (i.e. industry capacity): **X**



MSE SETTINGS:

Stochastic recruitment: ○

Normal dist. observation error on N_s (CV): ○

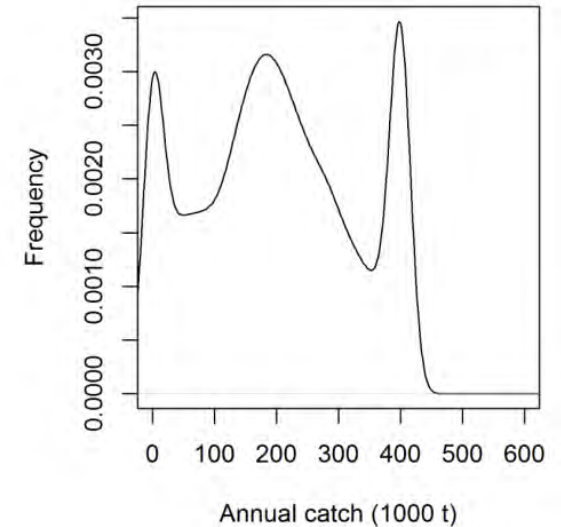
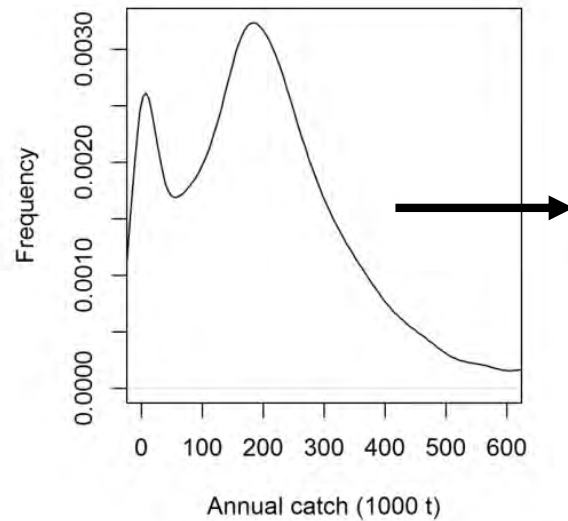
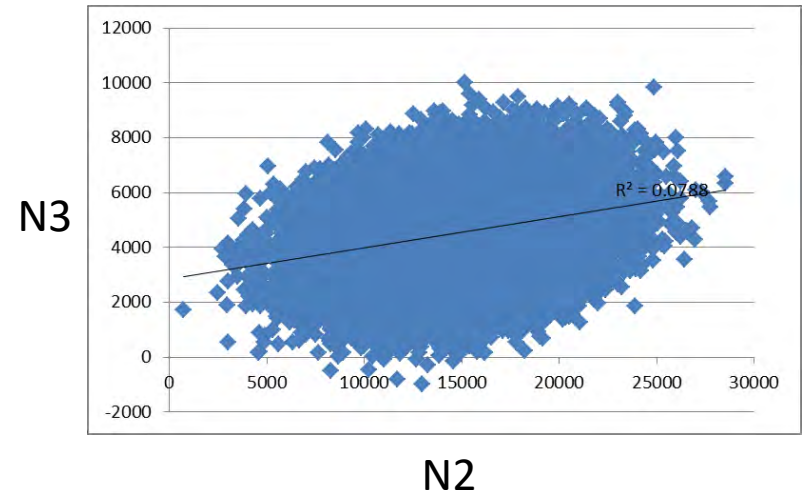
Log normal observation error: ○

Co-variance structure in N-N and N-E: ○

Stochastic weight-at-age: X

Stochastic M: X

Max TAC (i.e. industry capacity): ○



Additional comments:

- I recommend using the a 5 year average CV to represent your observation bias.
- **Question:** Should we update referencepoints such as Fcap every year by default, at benchmarks only, or between benchmarks if decided by the working group?

Comparing different deterministic management strategies

Fcap vs. Fmsy and HCR

ID	Average TAC (ton)	P(TAC<50000ton)	Average F	Average SSB (ton)	P(SSB<Blim)
Status quo strategy and standard Fmsy (area1)					
run0_SA1_Default_Fcap0.49	213447	0.17	0.43	250414	~ 0.050
run0_SA1_Fmsy (0.28)	171435	0.02	0.28	304958	~ 0.050
HCR	177861	0.12	0.30	289512	~ 0.050

Fcap produces the highest average yield, but also more variable yield and leaves a smaller standing stock in the ocean!

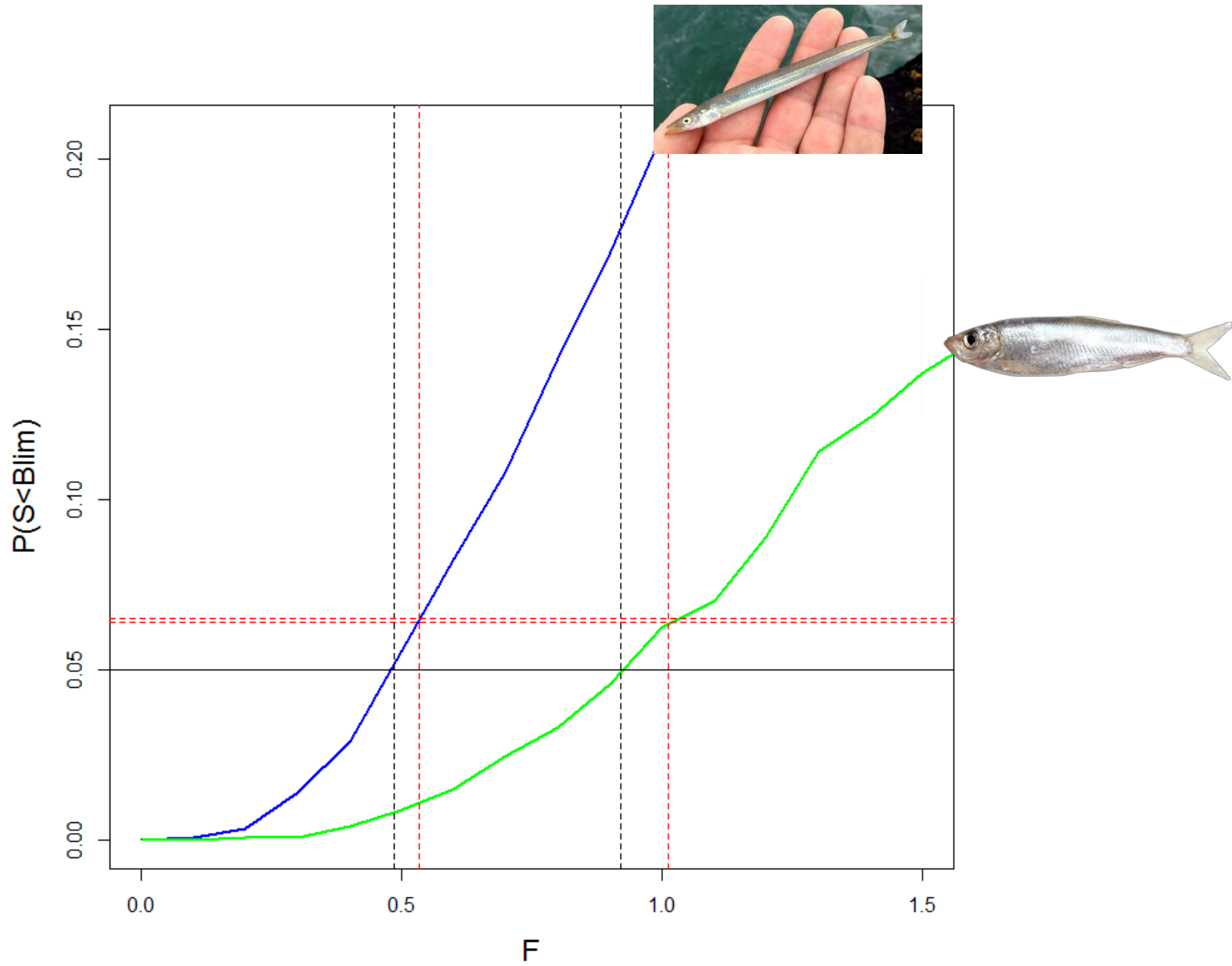
Fcap vs. TACcap:

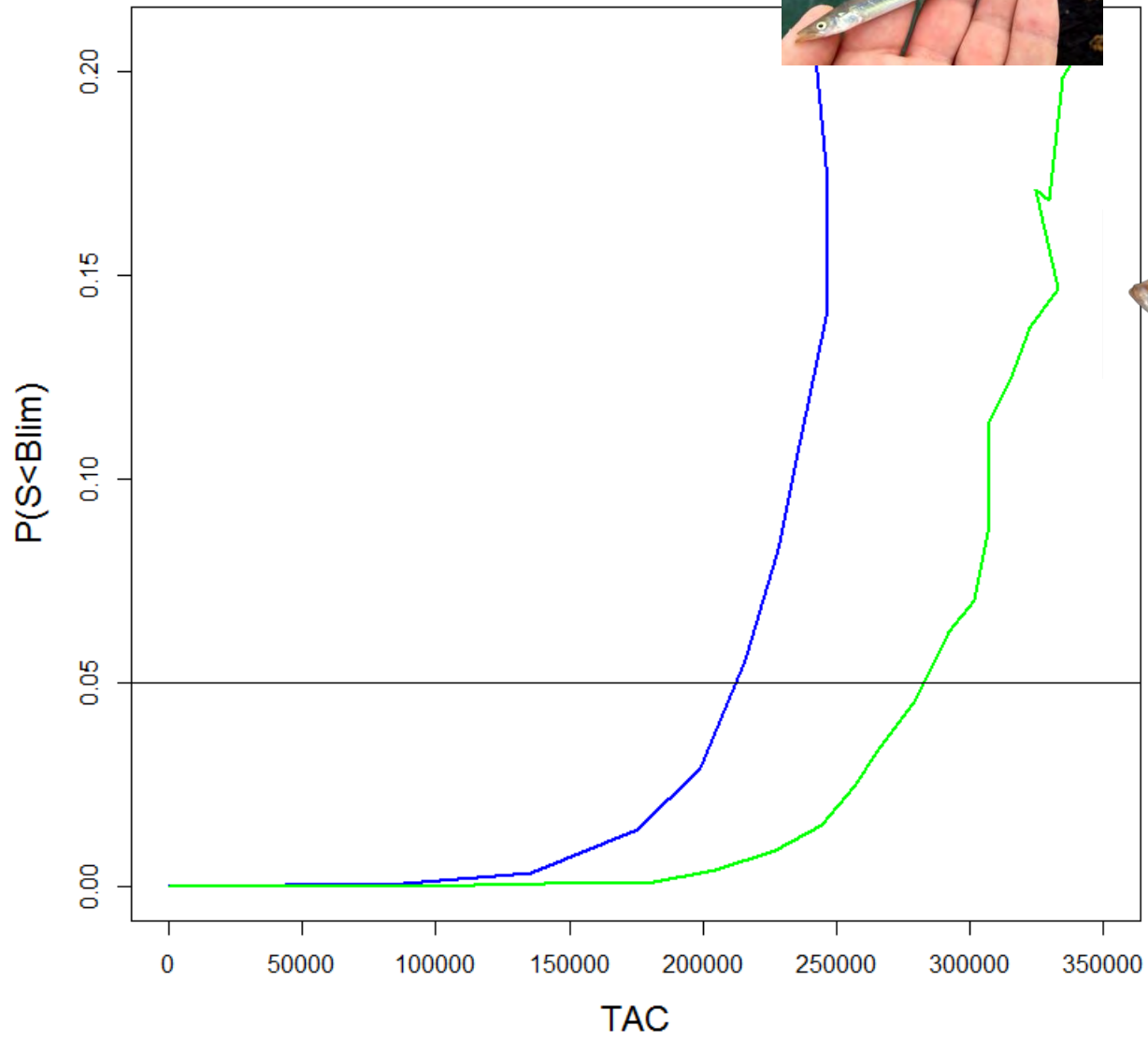
ID	Average TAC (ton)	P(TAC<50000ton)	Average F	Average SSB (ton)	P(SSB<Blim)
maximum and minimum TAC (area1)					
run0_SA1_min50000_max350000	208620	0.09	0.71	226813	0.238
run0_SA1_EmergBreak1_min25000uBlim_75000_max350000	206480	0.16	0.57	226268	0.226
run0_SA1_EmergBreak1_min25000uBlim_75000_max250000	183389	0.10	0.42	277758	0.133
run0_SA1_min25000_max200000	161497	0.14	0.31	323120	0.057
run0_SA1_min40000_max170000	144182	0.13	0.27	337464	0.052
Fcap and minimumTAC rules (area1)					
run0_SA1_Fcap0.5_minTAC20000_UnderBlim5000	212629	0.17	0.43	251458	0.056
run0_SA1_Fcap0.5_minTAC20000_UnderBpa2years_5000	210896	0.17	0.42	250491	0.057
run0_SA1_Fcap0.5_minTAC28000_UnderBpa5000	210916	0.17	0.42	250744	0.052

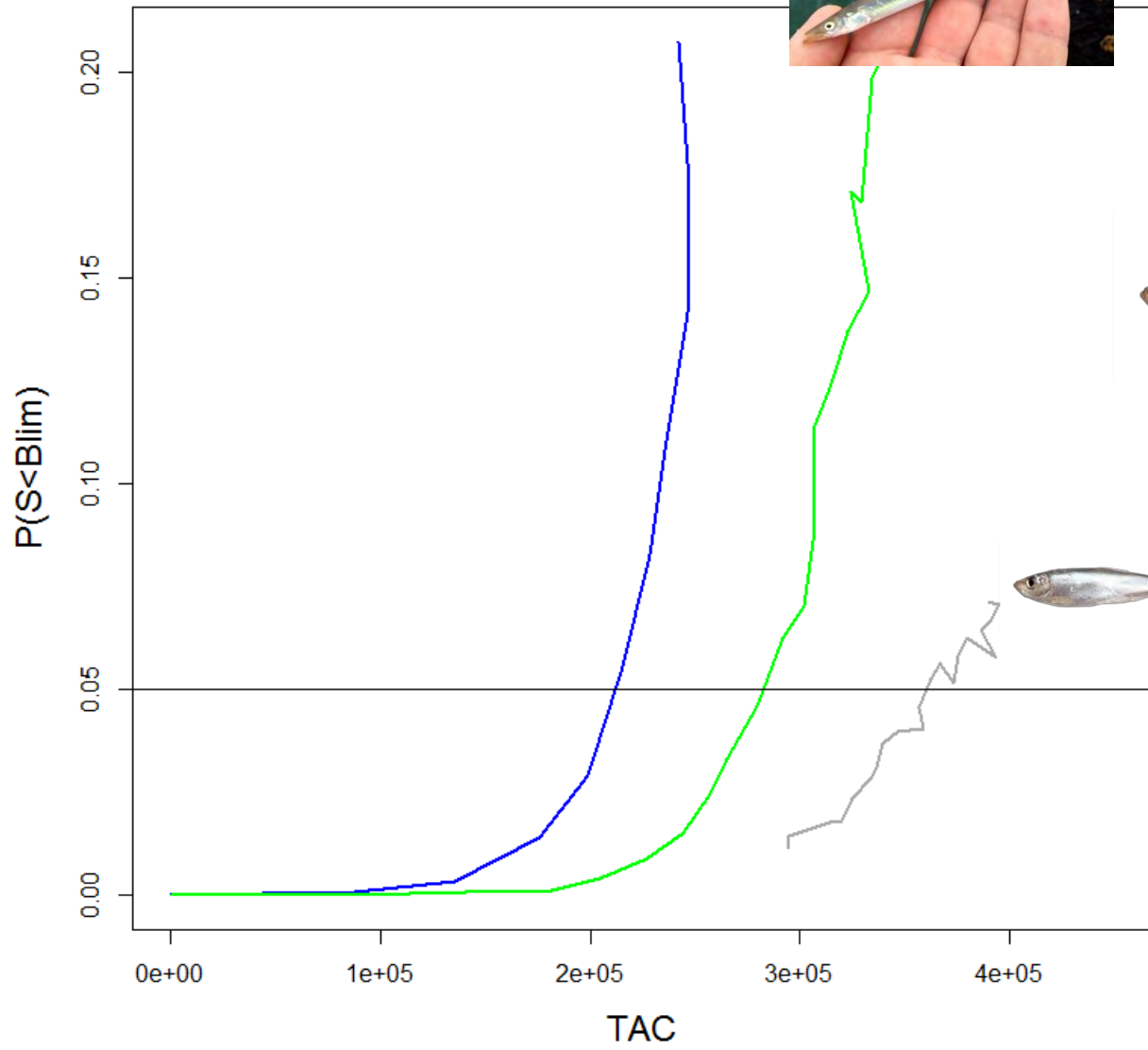
Fcap produces the highest average yield, but also more variable yield and leaves a smaller standing stock in the ocean!

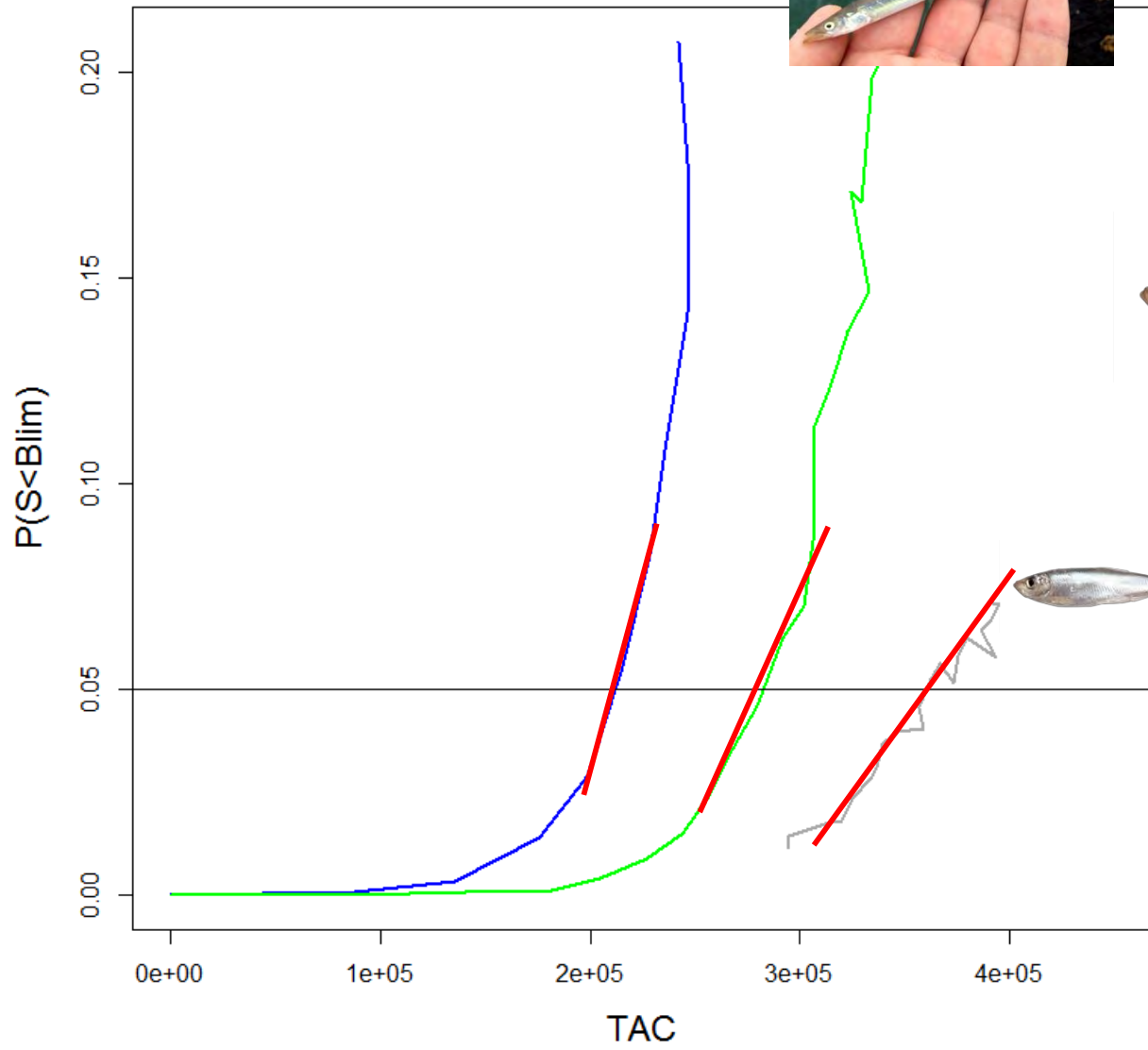
How well-defined is F_{cap} ? (point D on Tors)

Mikael van Deurs
DTU Aqua



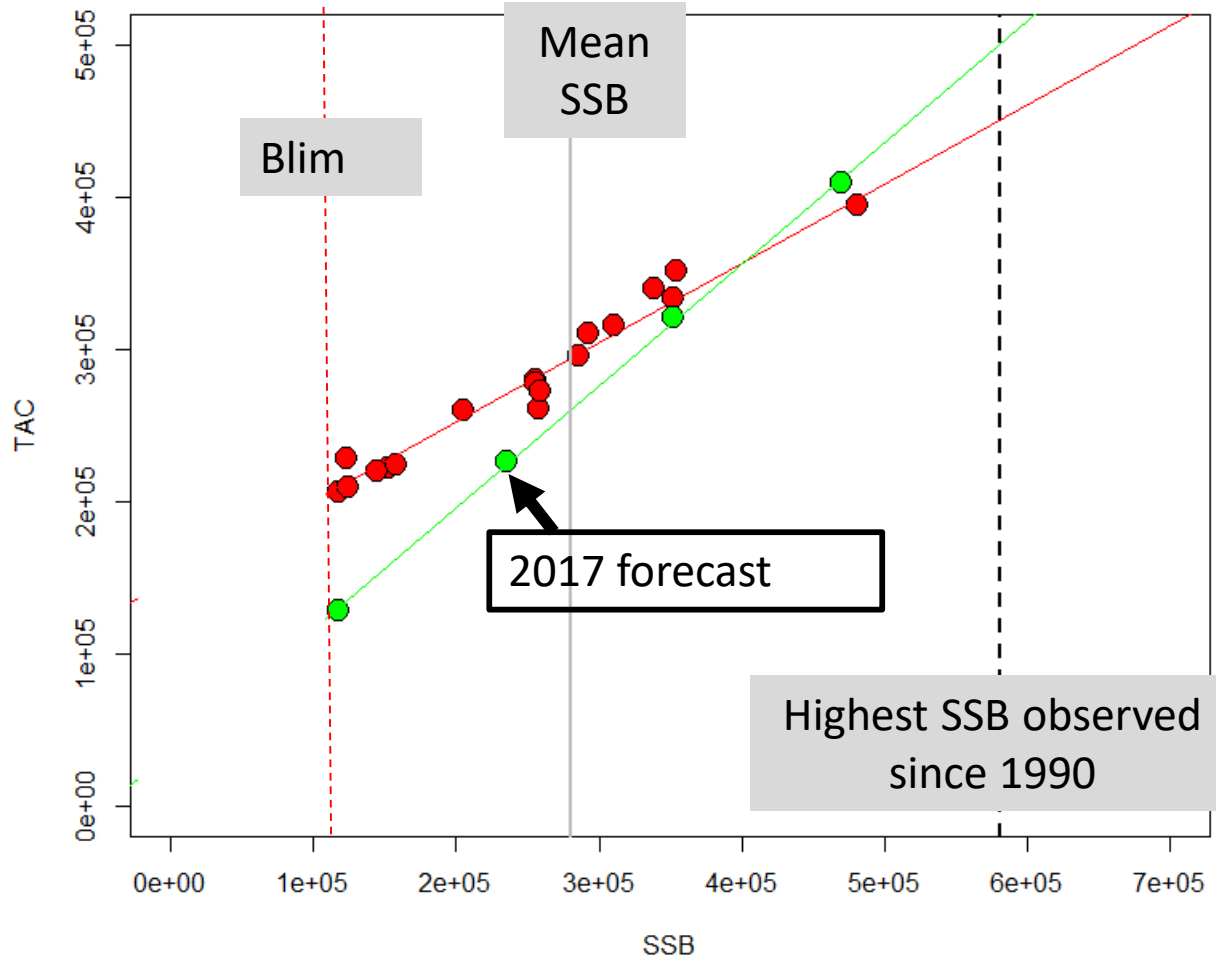


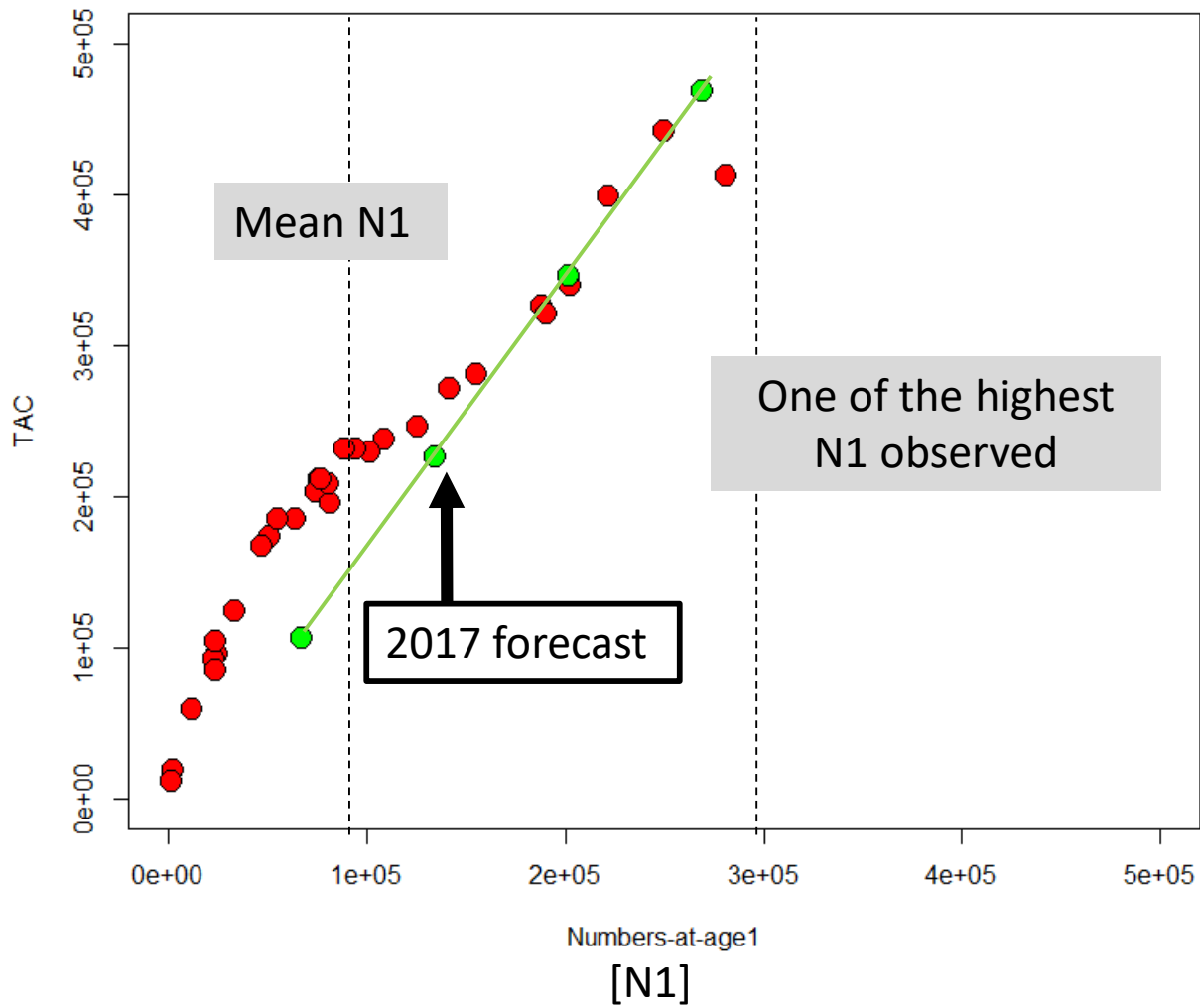




Comparing the stochastic escapement
forecast with the deterministic
Escapement forecast

Constant N1 (2017-value) variable initial SSB

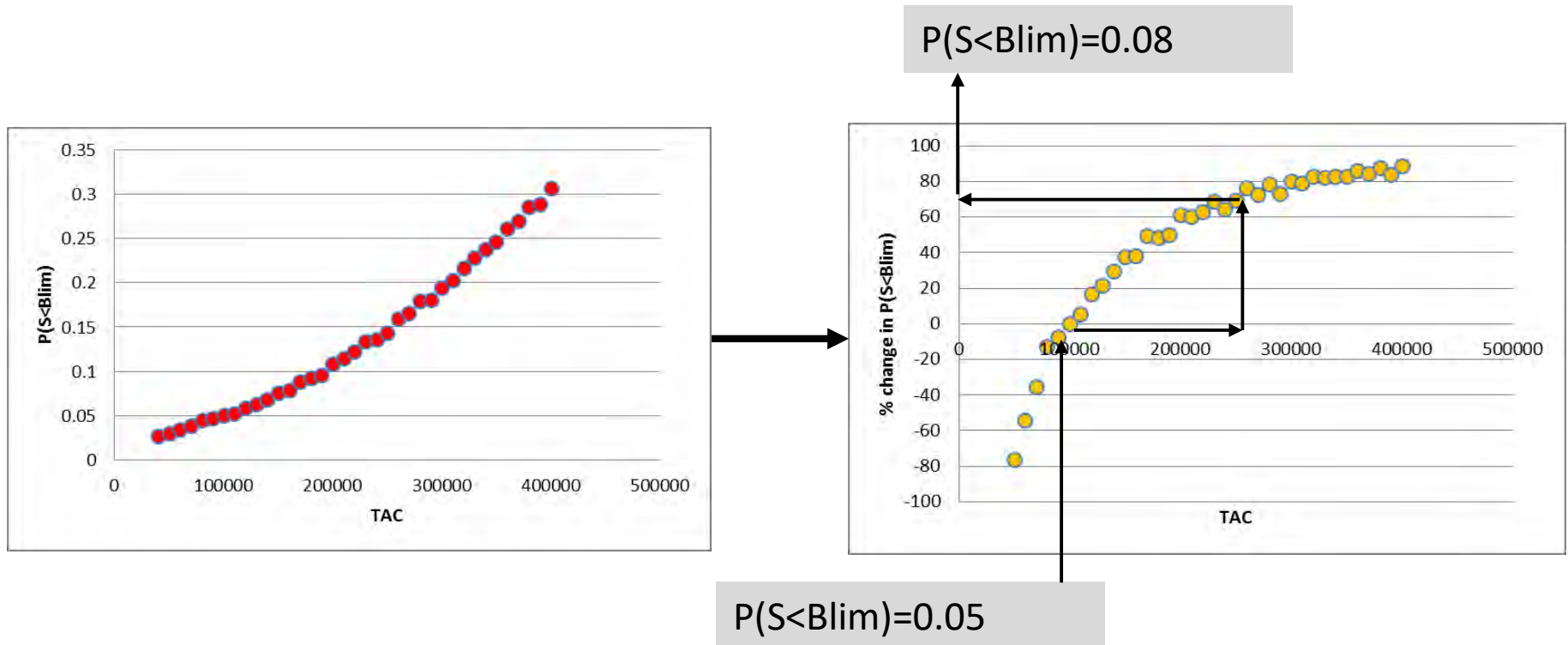




**However, early maturation may shift
the pattern, rendering the stochastic
forecast more profitable**

**(the problem of a high % of
incomming recruits contributing to
escaped SSB)**

An exercise that can illustrate how precise we can be about the TAC coming from a stochastic forecast:

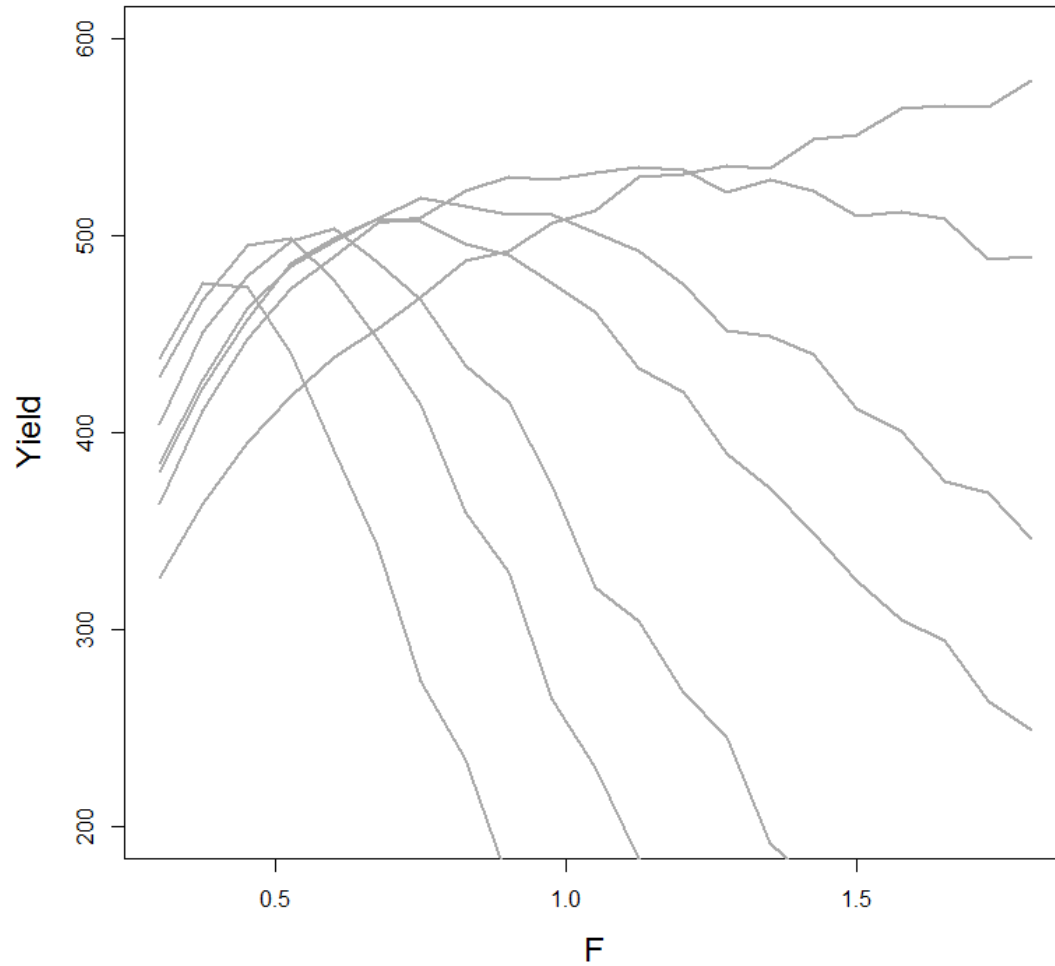


However, the problem may be reduced by using a log-norm error distribution... (point "a" on Tors)

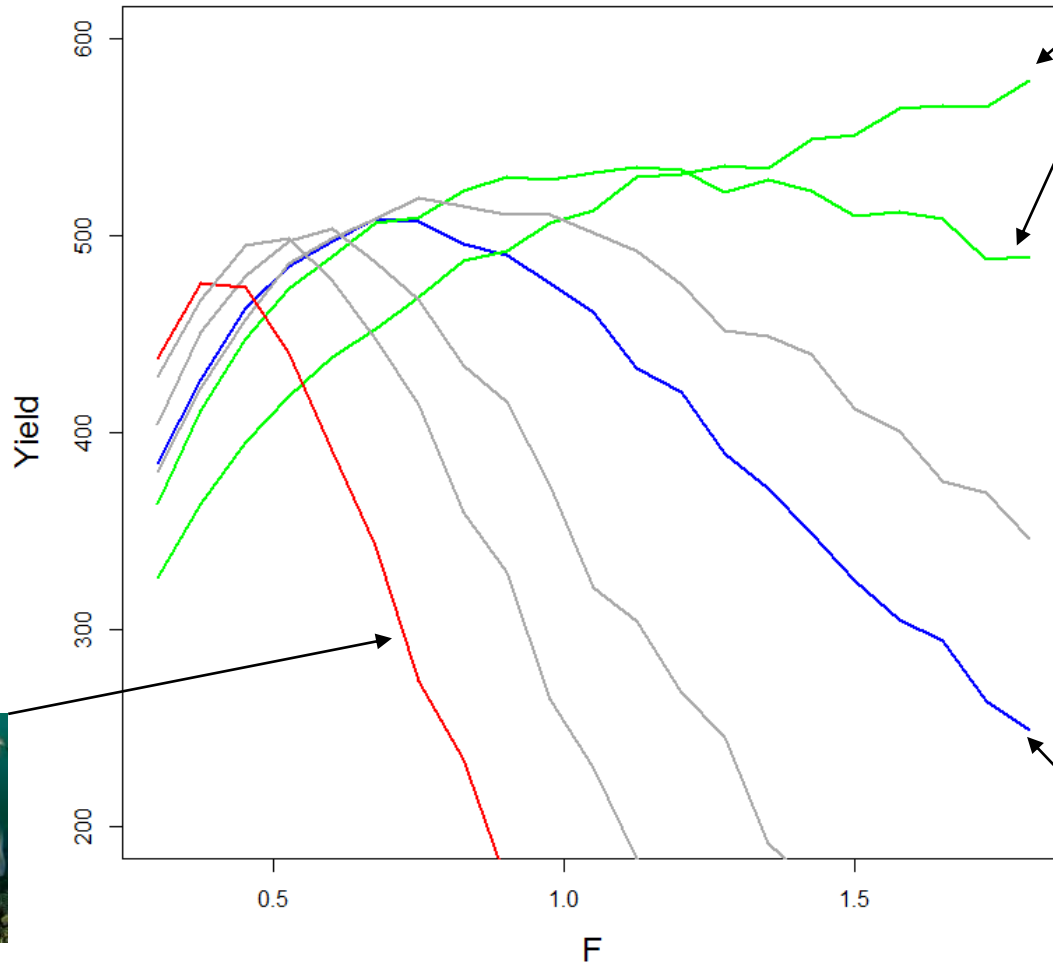
Effect of life history traits on the Fmsy curve (point D on Tors)

Mikael van Deurs
DTU Aqua

Age at first reproduction



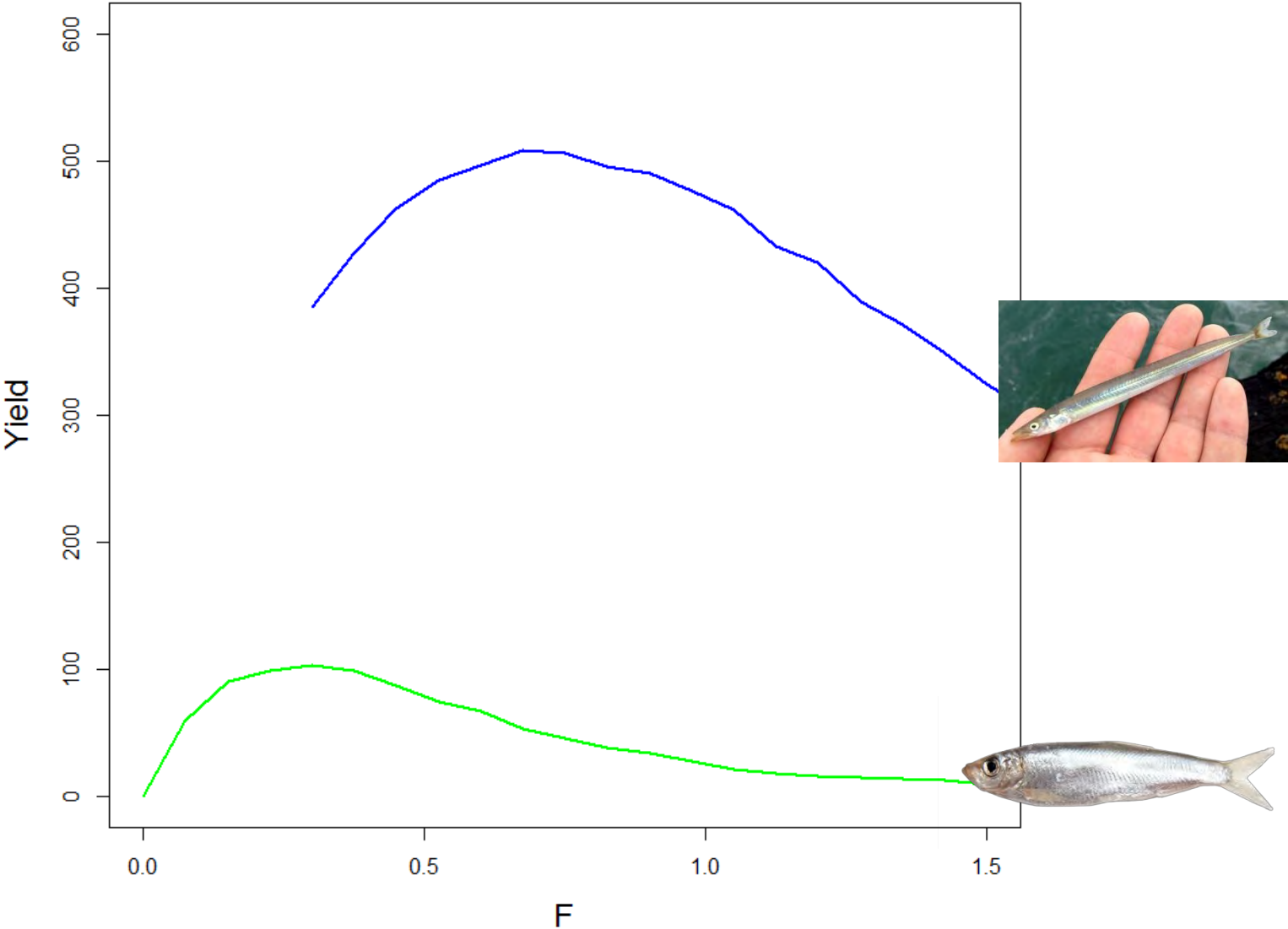
Age at first reproduction



However, early maturation may shift the pattern, rendering the stochastic forecast more profitable

(the problem of a high % of incoming recruits contributing to escaped SSB)

Natural mortality



Appendiks 14

Pre-liminary results from an attempt to evaluate survey based TAC rules in an MSE-like framework

Mikael van Deurs and Anna Rindorf



UDENRIGSMINISTERIET
Fiskeristyrelsen

Unknowns to keep in mind when applying TAC rules in a DLS context:

- Survey CV (i.e. how good is the survey index describing stock numbers/biomass?).
- Initial TAC (i.e. should we start at 10.000 tons, 40.000 tons or higher/lower?).
- Initial stock level (i.e. are we below or above long-term average - this is in particularly unknown if the survey time-serie is short).
- We don't know Blim.

What's a good survey based TAC rule? (suggested list evaluation points)

- Gradually brings TAC down, when the initial TAC level is unprecautionary.
- Gradually brings TAC up, when the initial TAC level is too precautionary.
- Is more precautionary than using a survey index that varies randomly.
- Is more precautionary than using a fixed TAC.
- If the stock begins to decline (i.e. the starting point is far above the long-term mean), TAC should decline as well.
- If the stock begins to grow (i.e. the starting point is far below the long-term mean), TAC should increase as well.
- Other thing ?

! Remember that the only thing we can evaluate is the behaviour of the TAC rule when applied to a hypothetical stock. Hence, it is assumed that the TAC rule has the same behaviour disregarding the stock it is applied to.

Method:

- We used the operating model (the "true stock") from the MSE model used for evaluating the deterministic Bescapement strategy for sprat in the North Sea (which also allow us to evaluate against Blim), pretending it's a DLS.
- We then added a survey based TAC rule corresponding to the rule used to give advice for IIIa sprat. The survey-index each year was derived using the following equation:

$$\text{Survey}_{i,j} \leftarrow N_{i,j} * \exp(\text{SurveyCV} * \text{rnorm}(1,0,1)),$$

Where $\text{Survey}_{i,j}$ is the simulated survey index for age i in year j . $N_{i,j}$ is the number-at-age in the "true stock" and SurveyCV is the assumed CV describing how well the survey captures the "true" stock numbers. $\text{rnorm}(1,0,1)$ means that 1 random value is drawn from a distribution with mean 0 and standard deviation 1.

- The model is run forward for 30 years. However, $P(S < \text{Blim})$ was calculated for the period from year 5 to 20, following normal conversions of an MSE.
- Unless nothing else is stated the initial TAC was 40.000, the survey CV was 0.4, initial stock-numbers were long-term geom. Mean, and 500 simulations (times 20 years) were used to calculate $P(S < \text{Blim})$.

! 40.000 tonnes is roughly 25% of mean TAC and mean SSB since 1990

TAC rule:

R-script:

$$S_j = (\text{Survey1},j + \text{Survey2},j)/2$$

$I = (S_j - \text{mean}(S)) / \text{mean}(S)$, where $\text{mean}(S)$ is the long-term mean

$$CM = 1 + I$$

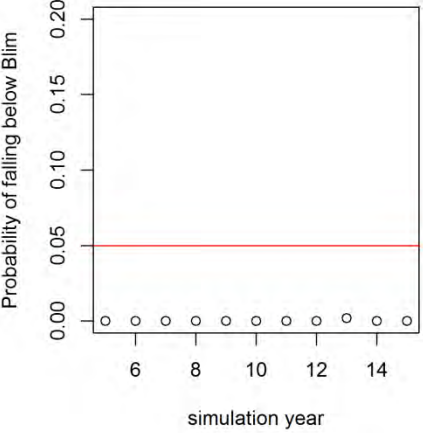
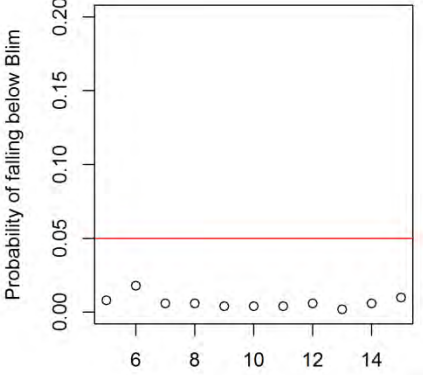
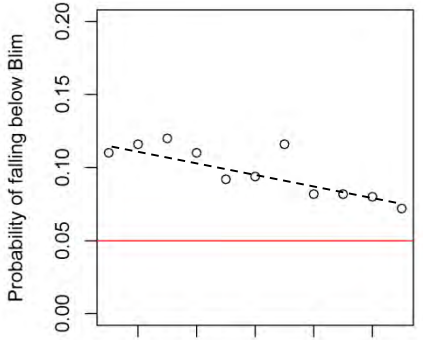
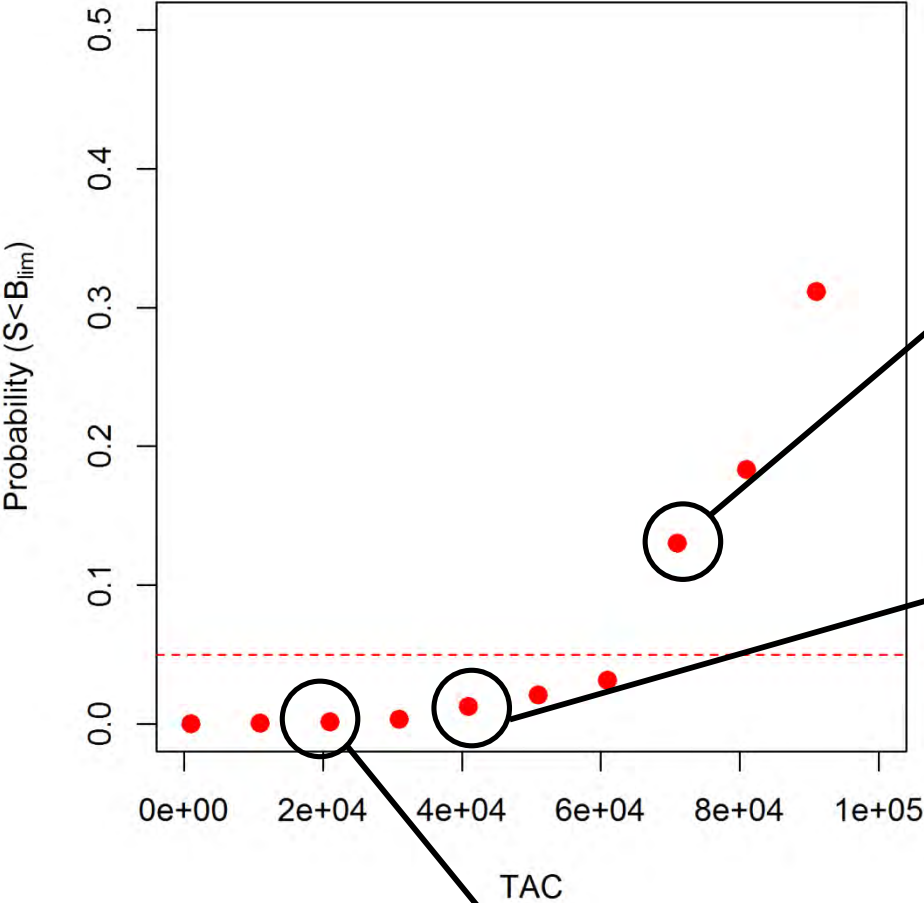
if($CM > 1.2$) { $CM = 1.2$ }

if($CM < 0.8$) { $CM = 0.8$ }

$TAC = CM * ((TAC_{j-1} + TAC_{j-2} + TAC_{j-3}) / 3)$, where TAC_{j-1} is last year's TAC etc.

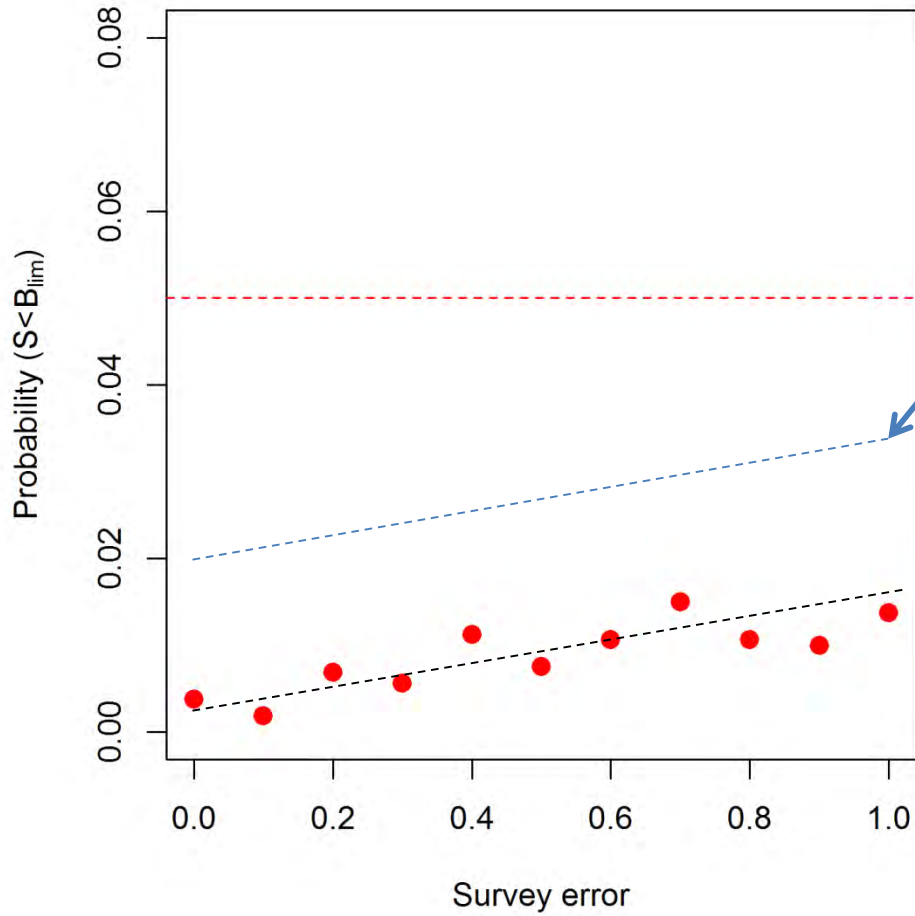
- Gradually brings TAC down, when the initial TAC level is unprecautionary.
- Gradually brings TAC up, when the initial TAC level is too precautionary.

Choice of start TAC affects $P(S < B_{lim})$. The higher the start TAC, the higher $P(S < B_{lim})$.



- Is more precautionary than using a survey index that varies randomly
- Is more precautionary than using a fixed TAC.

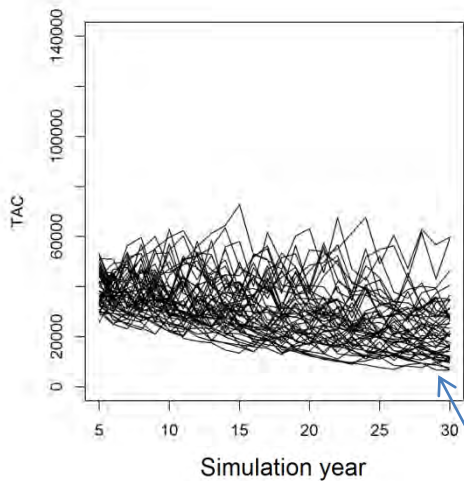
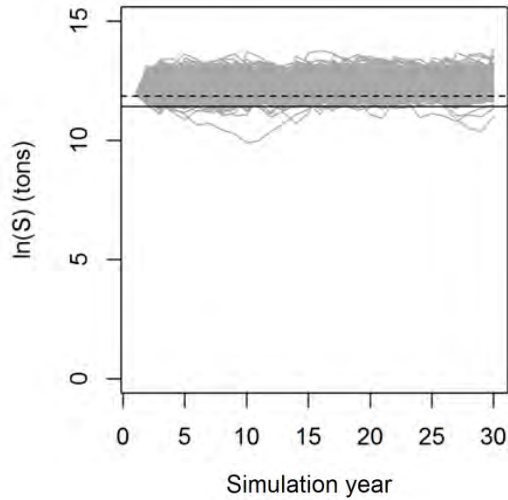
The higher the survey CV, the less precautionary it is:



A higher initial TAC mainly affects the intercept (i.e. pushing it upwards)

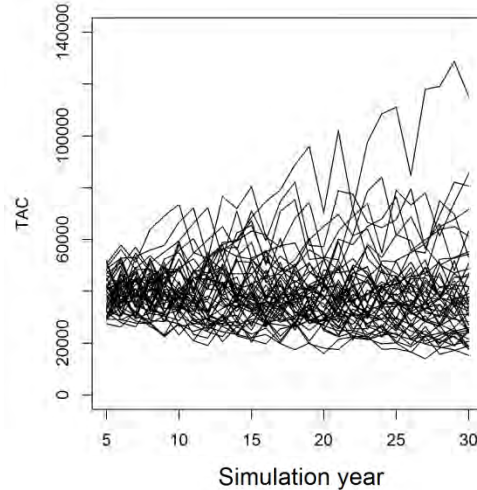
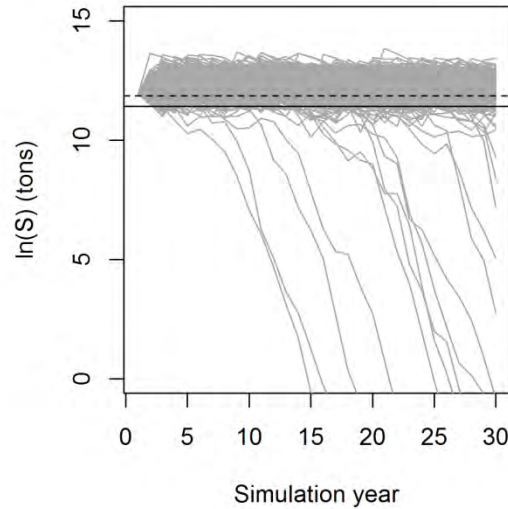
Medium good survey index

$P(S < \text{Blim})$ [in year 5-20] ~ 0.01



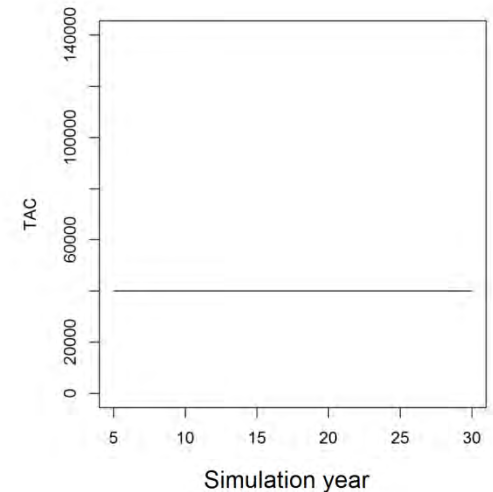
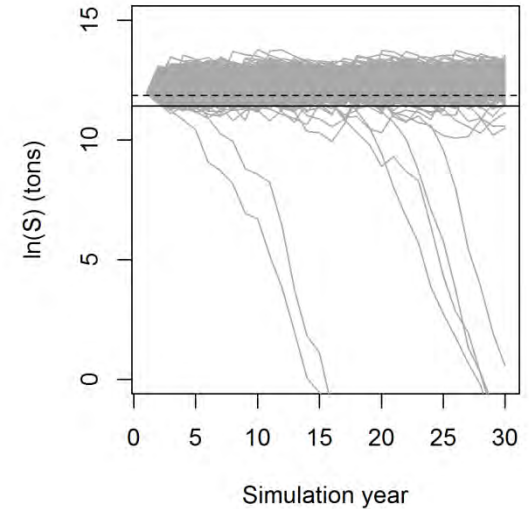
Random survey index

$P(S < \text{Blim})$ [in year 5-20] ~ 0.025



Fixed TAC survey index

$P(S < \text{Blim})$ [in year 5-20] ~ 0.025



Notice how the TAC drifts down gradually

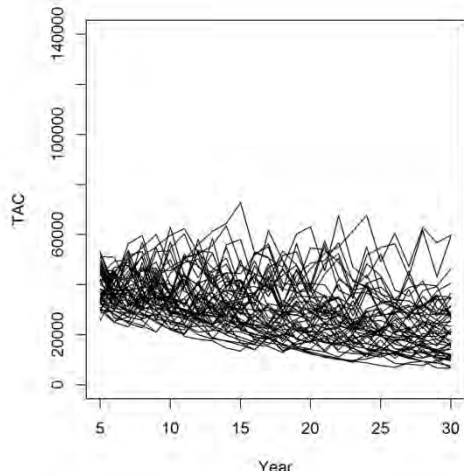
- If the stock begins to decline (i.e. the starting point is far above the long-term mean), TAC should decline as well.
- If the stock begins to grow (i.e. the starting point is far below the long-term mean), TAC should increase as well.

Lastly, we explored the development of the stock over time for different initial stock sizes

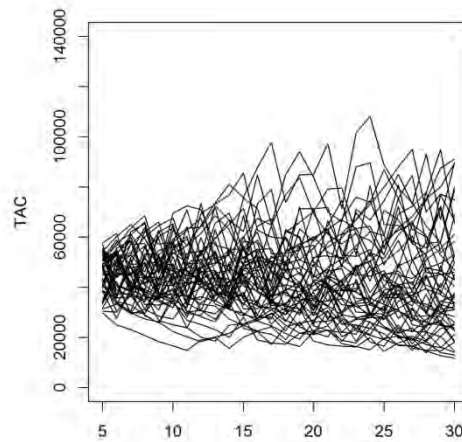
(1: Geometric mean for sprat in North Sea, 2: half of the geometric mean, 3 : twice the geometric mean).

!Only 50 loops were made in this excersize.

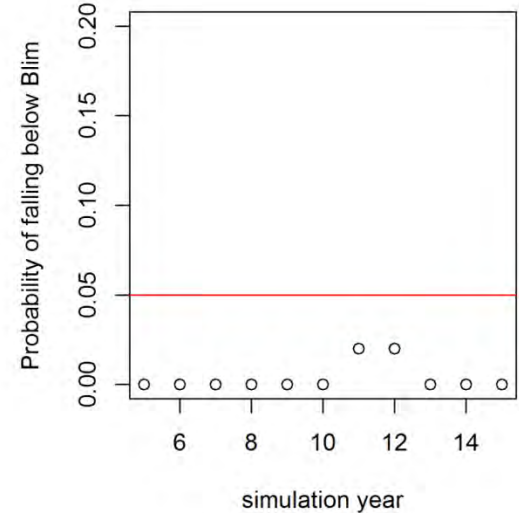
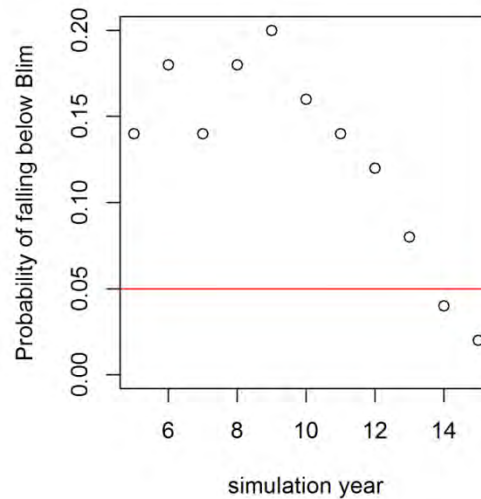
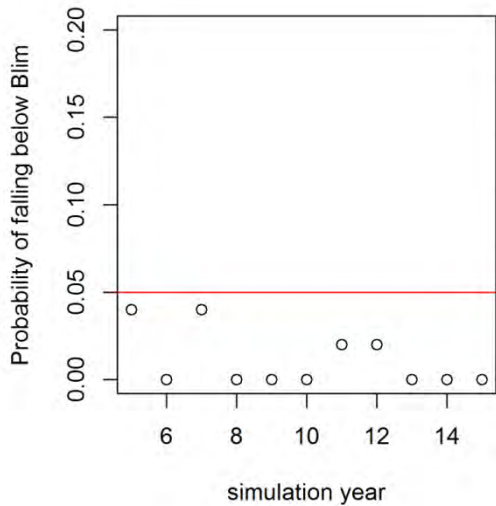
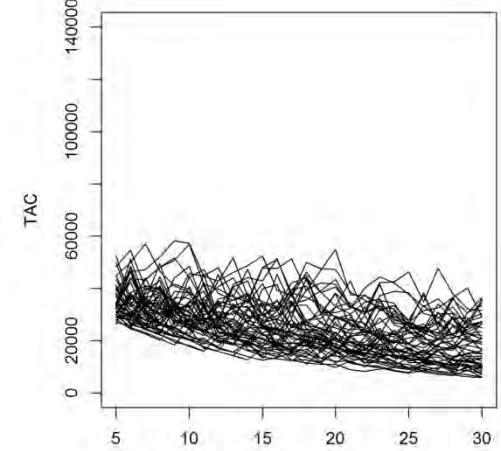
1:



2:



3:



What's a good survey based TAC rule? (suggested list evaluation points)

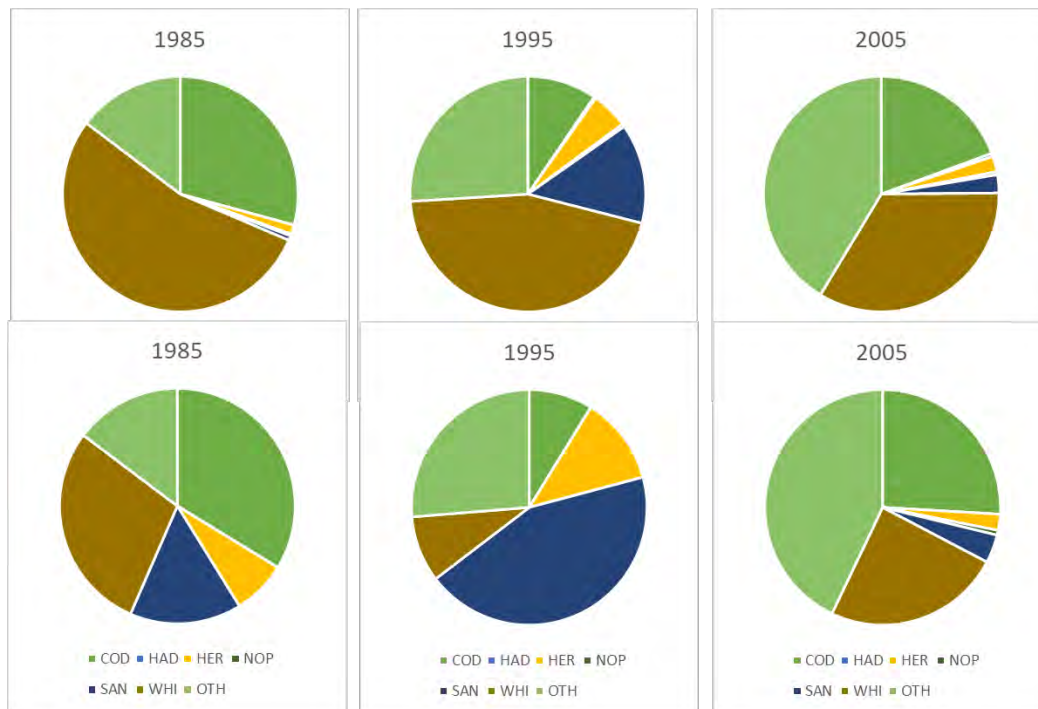
- Gradually brings TAC down, when the initial TAC level is unprecautionary.
But maybe not fast enough!
- Gradually brings TAC up, when the initial TAC level is too precautionary.
- Is more precautionary than using a survey index that varies randomly.
- Is more precautionary than using a fixed TAC.
- If the stock begins to decline (i.e. the starting point is far above the long-term mean), TAC should decline as well.
But maybe not fast enough!
- If the stock begins to grow (i.e. the starting point is far below the long-term mean), TAC should increase as well.
- Other thing ?

Question to the meeting participants

Is this an useful excersize - does it make sense to evaluate TAC based rules for DLS stocks in an MSE-like framework?

Appendiks 15: Maveindhold hos marsvin (Figur 1)

Morten Vinther



Figur 1. Maveindhold hos marsvin som observeret (top række) og efter korrektion for forskelle i opholdstid for de enkelte byttedyr (bund række). Kilde: ICES, 2018b. Stock Annex for the ICES North Sea SMS Configuration, 2017, 221 pp-
http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Stock%20Annexes/2017/StockAnnex_ICES_NS_SMS_Configuration.pdf

Appendiks 16: Mixed fisheries

Clara Ulrich

Selected figures from:

http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/Special_Requests/eu.2018.34.pdf

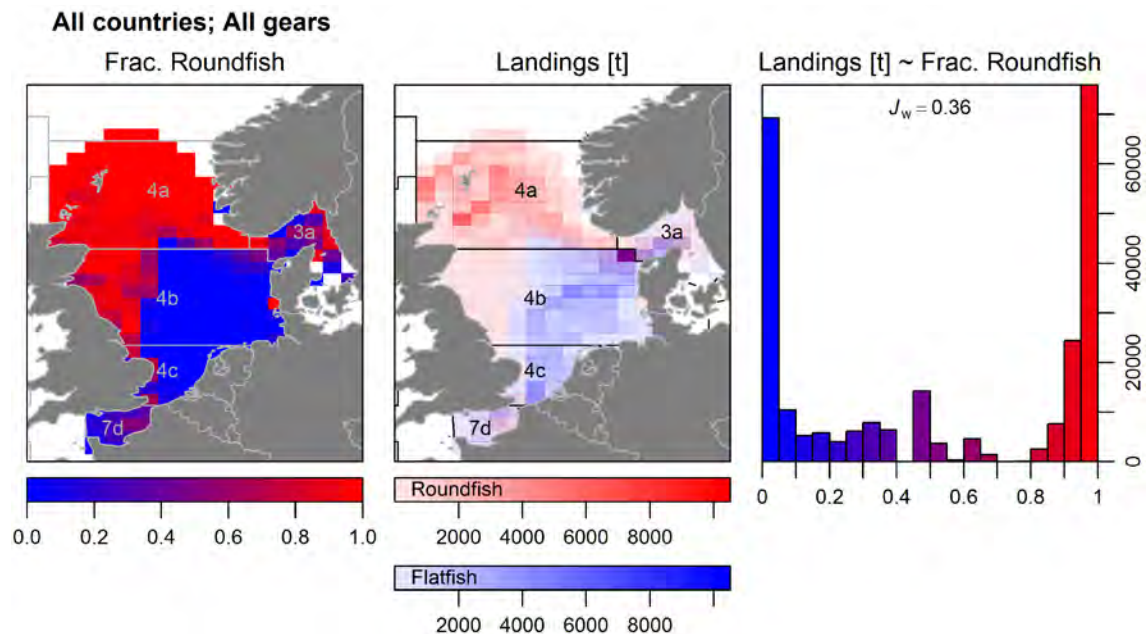


Figure 4.2. Landings by ICES rectangle and stock aggregates for 2016 across all countries and gears. The left panel shows the fraction of roundfish in landings by ICES rectangle. The middle panel scales colour transparency with landings to emphasize areas with highest values. Colour scale legend illustrate colour intensities for non-mixed landings, although purple hues would indicate mixing of roundfish and flatfish, as in the left panel. The right panel shows total landings by mixing category (i.e. fraction roundfish), with the overall mixing index (J_w) shown at the top.

http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/Special_Requests/eu.2018.34.pdf

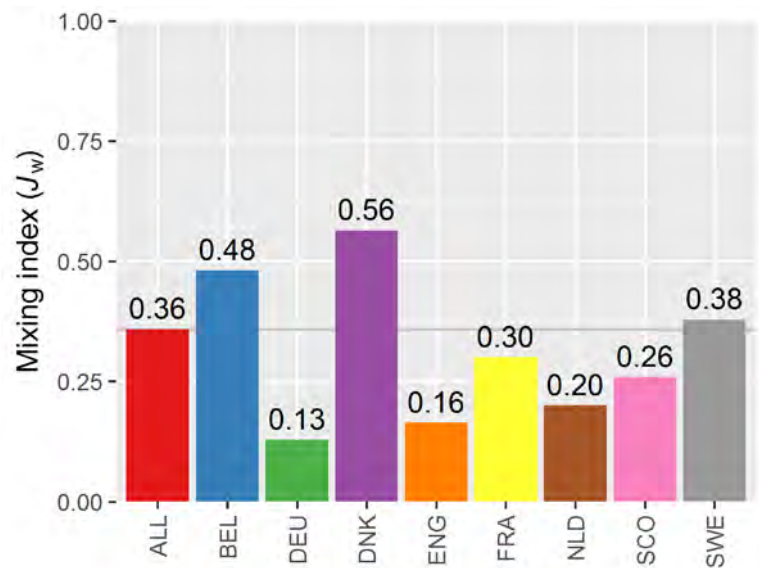


Figure 4.3. Mixing indices by country for all gears. Horizontal grey line references the overall mixing index. ALL=Overall, BEL=Belgium, DEU=Germany, DNK=Denmark, ENG=England, FRA=France, NLD=Netherlands, SCO=Scotland, SWE=Sweden.
http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/Special_Requests/eu.2018.34.pdf

Appendiks 17

Mixed-fisheries management plans in Europe:
Can we formulate a simple
bioeconomic advice on a complex reality?

Examples from the North Sea

Clara Ulrich
Ralf Döring
Raul Prellezo
Youen Vermard



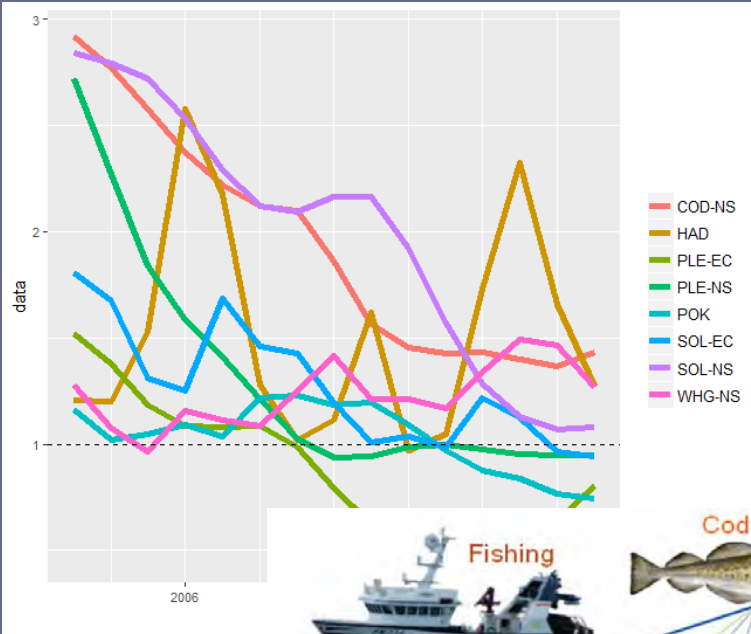
Ifremer



$$M2_i = \frac{\sum_j \frac{dR}{dt} N_j \varphi_j}{N_i \omega_i}$$

(Note: The image contains various mathematical symbols and numbers overlaid on the equation, including a large '17', a square root symbol, a plus sign, a curly brace containing '2.7182818284', a Greek letter 'alpha', an infinity symbol, a square symbol 'x^2', and a greater-than symbol '>'.)

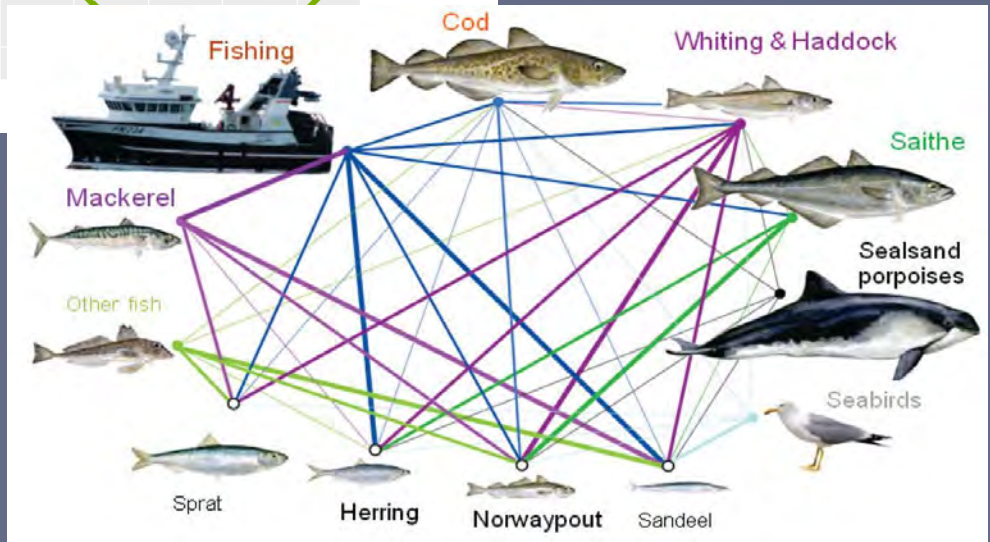
MSY in mixed-fisheries... Do we have a problem?



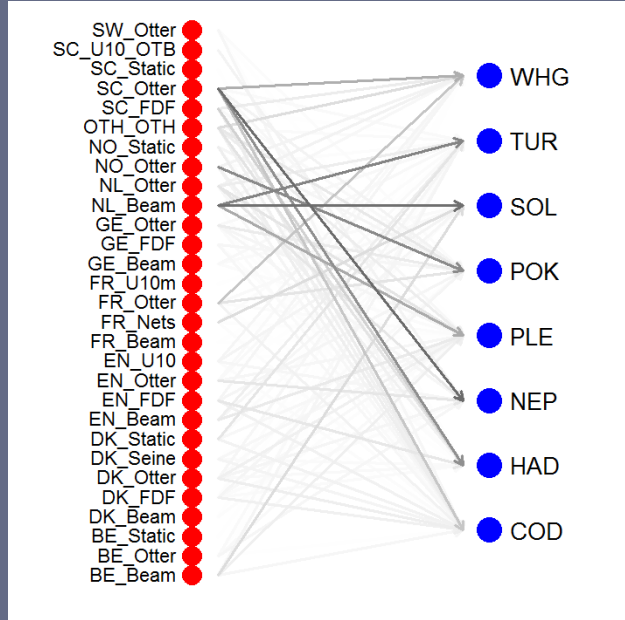
F/Fmsy, North Sea stocks



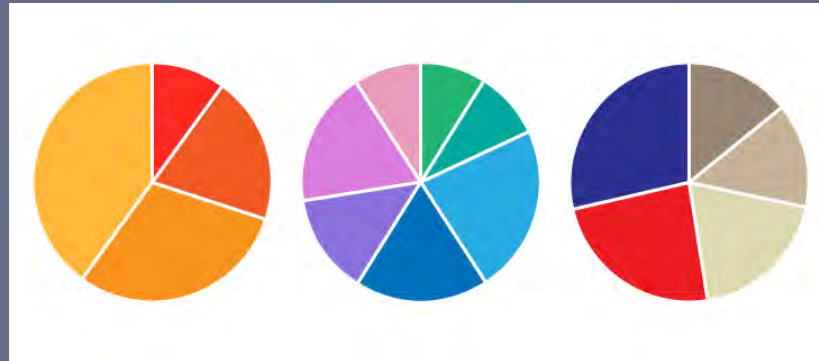
Biological interactions



Technical interactions



Further complicated by EU policy constraints

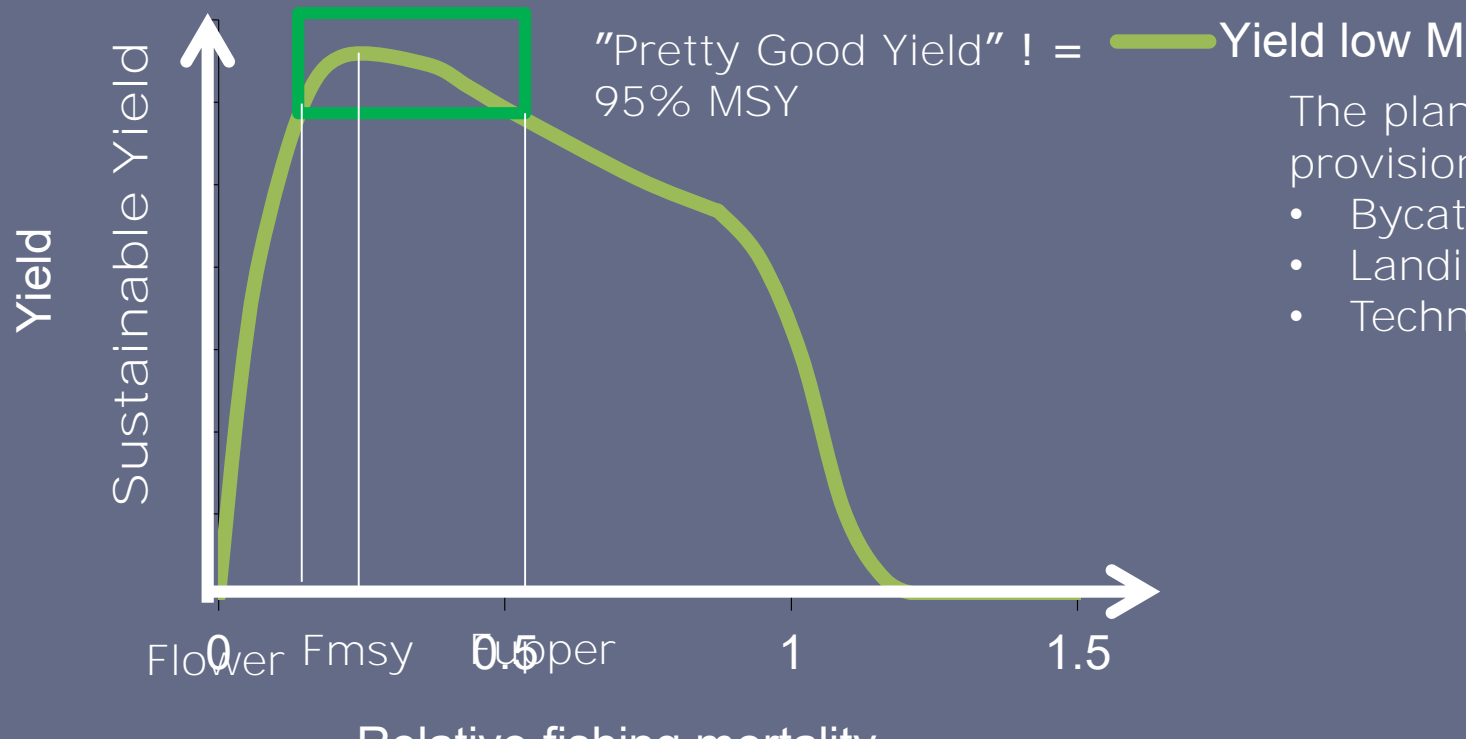


Relative stability of historical TAC sharing

Choke categories:

- Category 1: Sufficient quota at Member State level.
- Category 2: Insufficient quota at Member State level.
- Category 3: Insufficient quota at EU level.

EU Mixed fisheries management plans



- The plan also include provisions for
- Bycatch stocks
 - Landing obligations
 - Technical measures

4. Notwithstanding paragraphs 2 and 3, fishing opportunities for a stock may be fixed in accordance with the fishing mortality ranges set out in Annex I, column B, provided that the stock concerned is above the minimum spawning stock biomass reference point set out in Annex II, column A:

- if, on the basis of scientific advice or evidence, it is necessary for the achievement of the objectives laid down in Article 3 in the case of mixed fisheries;
- if, on the basis of scientific advice or evidence, it is necessary to avoid serious harm to a stock caused by intra- or inter-species stock dynamics; or

How to provide scientific advice in this multidimensional plan?

MANAGERS' SORT OF QUESTIONS...

- How are the species linked with each others?
- What are the risks of not achieving the management objectives for each individual stock, and what are the consequences if we **don't**?
- What are the choke species, and for who?
- What are the economic incentives?
- What is the impact at short and medium-term?

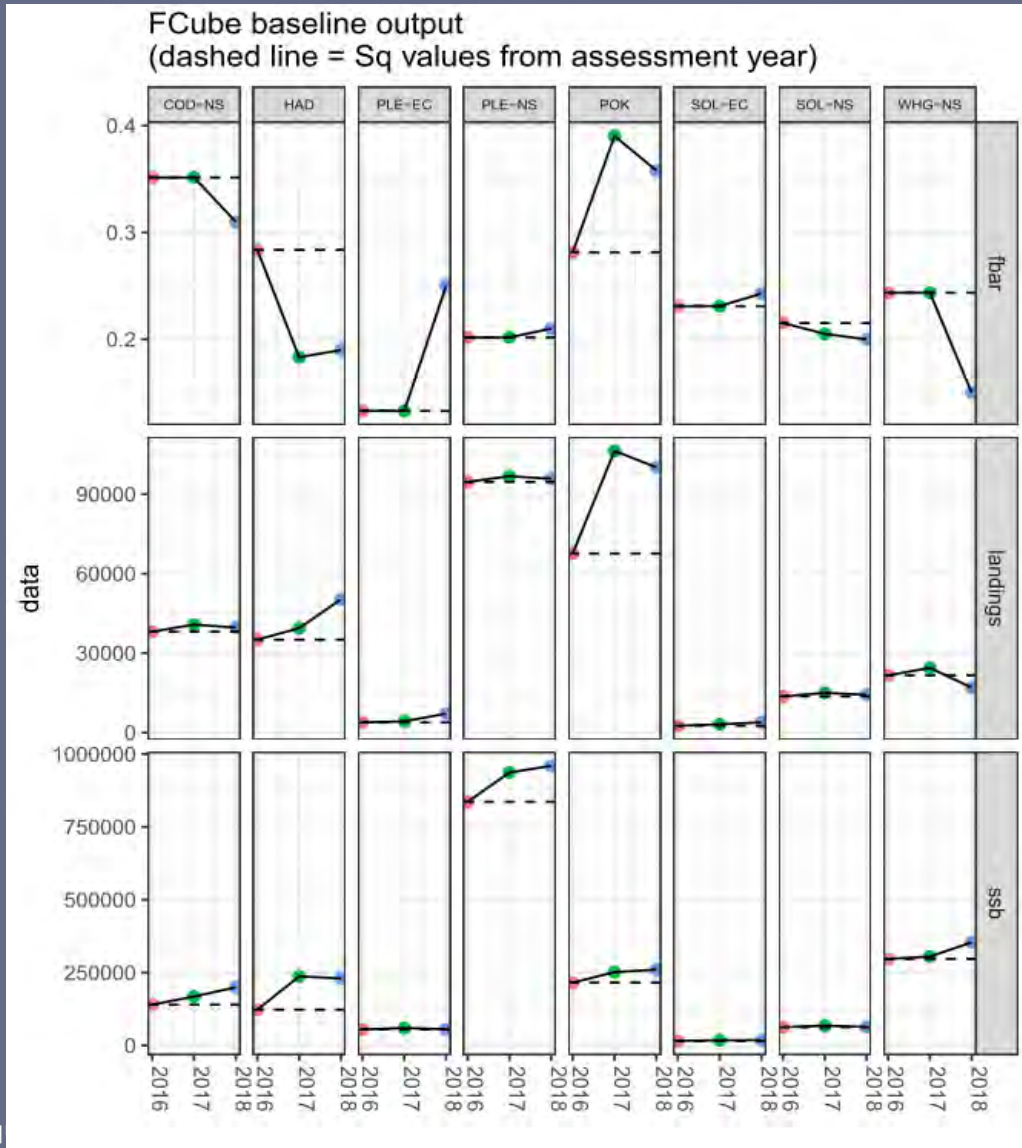
SCIENTISTS' SORT OF QUESTIONS

- Which models and data are available? Are they compatible and consistent?
- Which assumptions for which parameters?
- Which scenarios to run?
- Which results to present?

Starting from single-stock advice for next year's fish quota



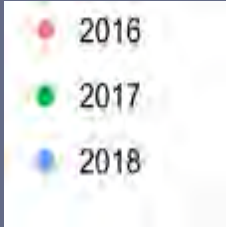
(2017 advice)



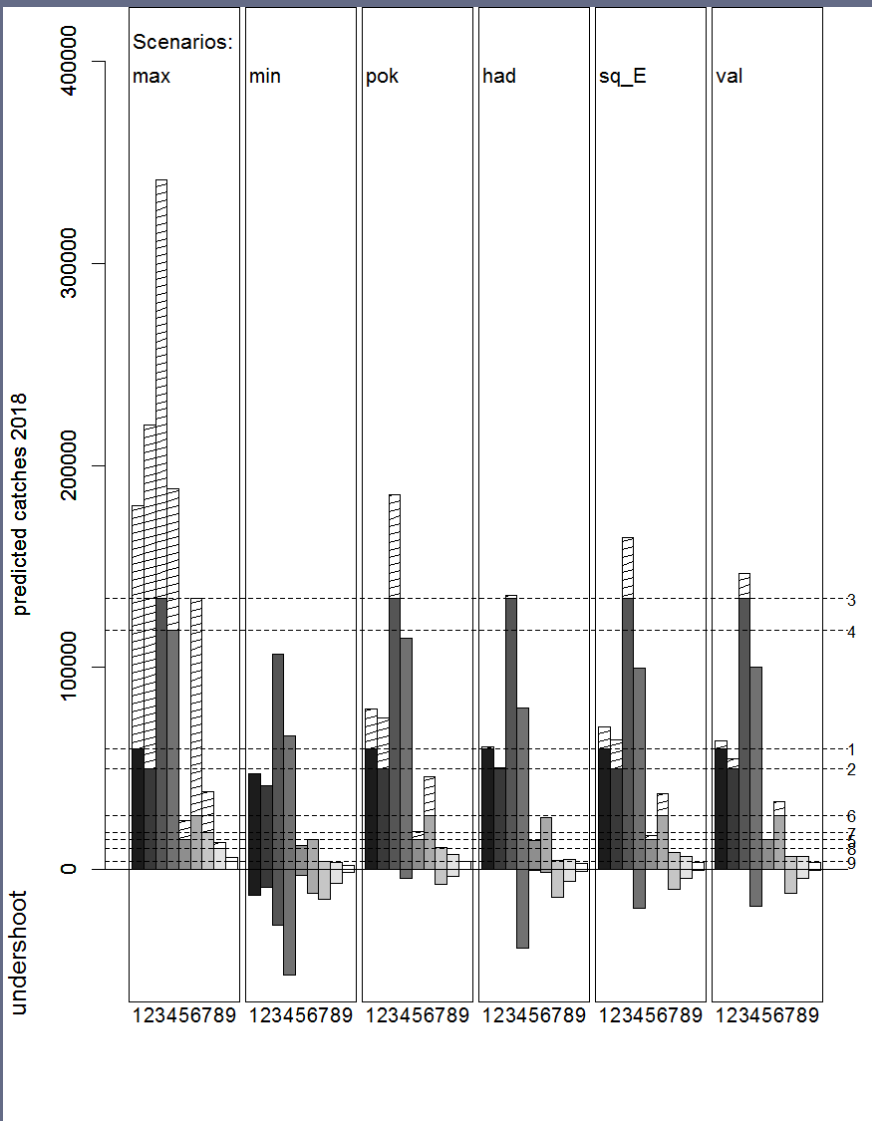
Fisheries mortality

Landings

SSB



Short-term Mixed-fisheries advice (I): Risks of over/under-shoots



Mixed fisheries 2018:
Most limiting (potential choke-species):

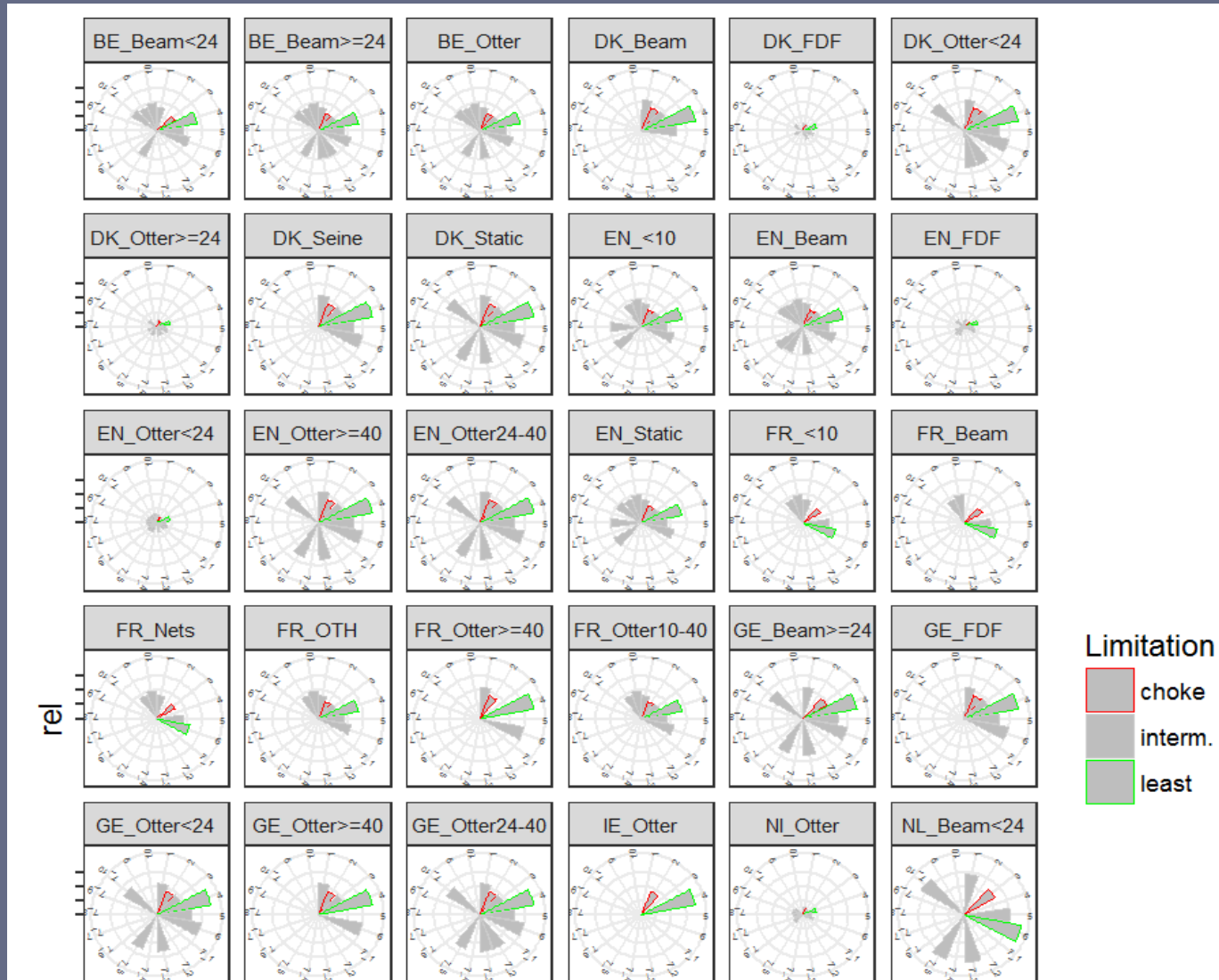
- Haddock
- Whiting

Least limiting:

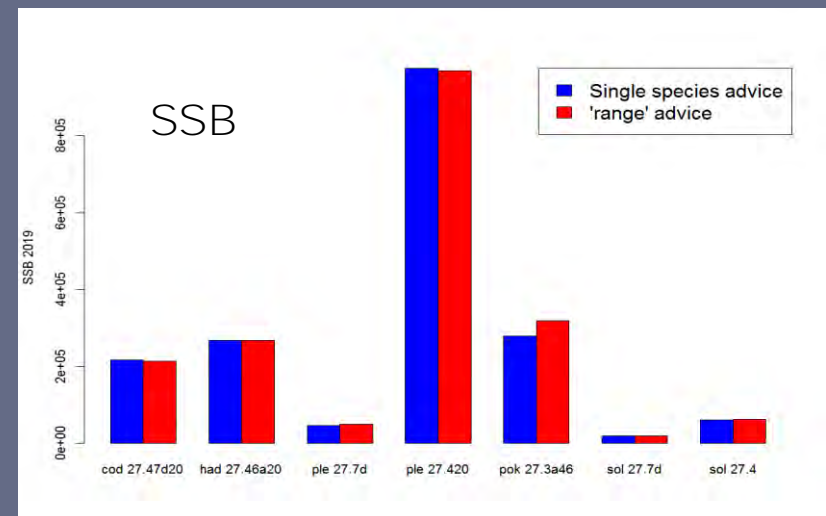
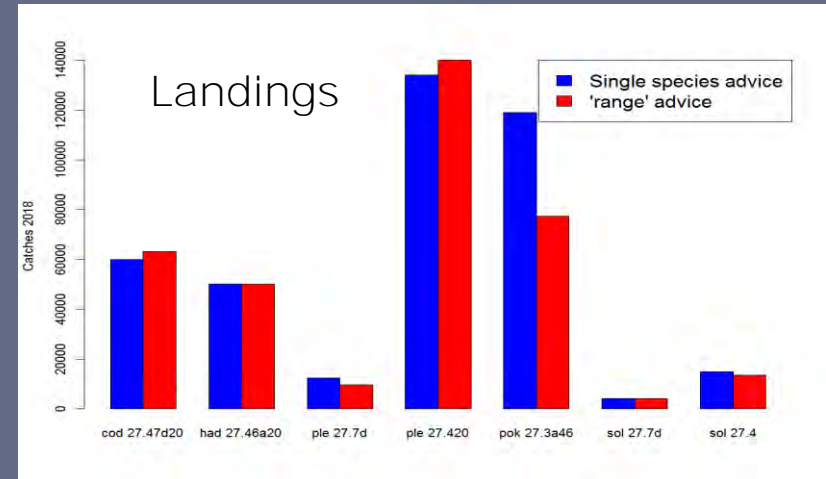
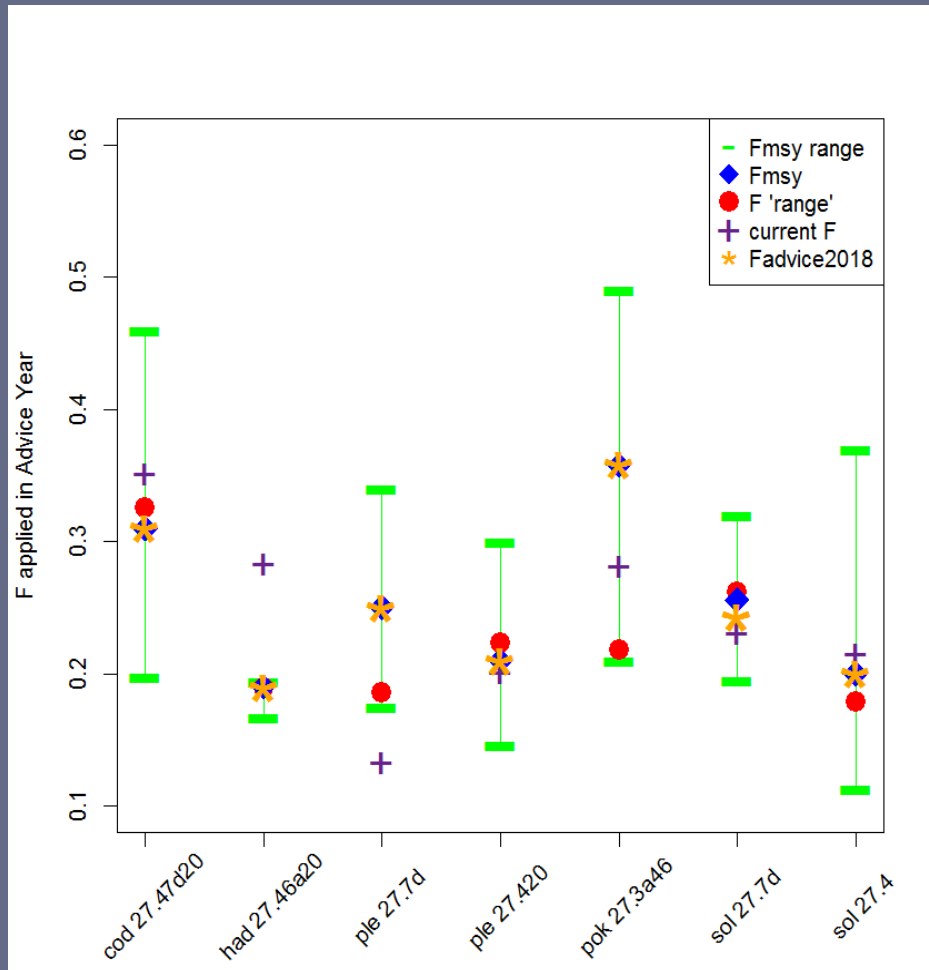
- Plaice
- Saithe
- Some Nephrops stocks

Short-term Mixed-fisheries advice (II): Choke species by fleet

(Subset)



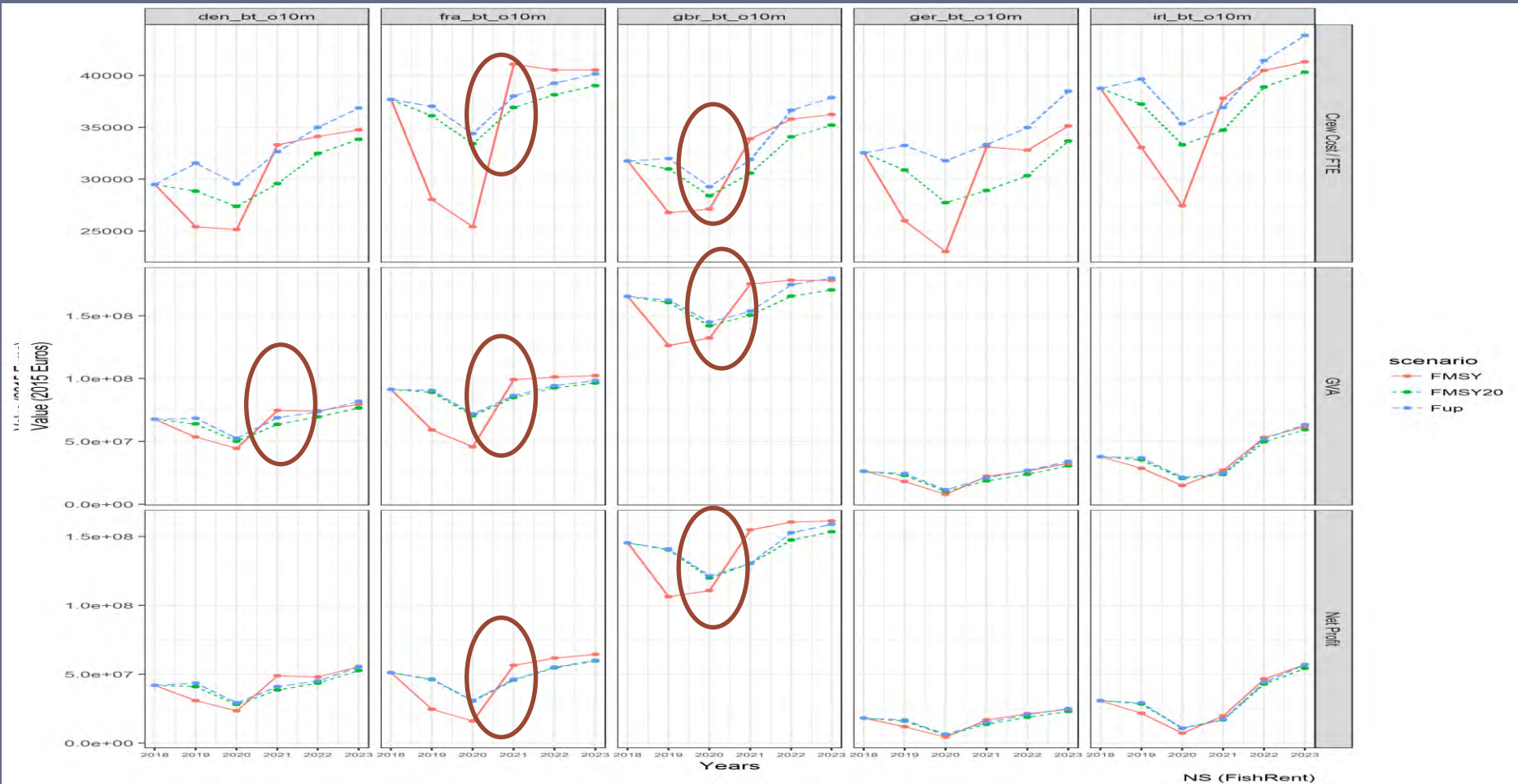
Short-term Mixed-fisheries advice (III): Minimising risks within Fmsy ranges



Short vs. medium-term bioeconomic impact analyses (I)



Higher TACs (Fupper) maintains the short term perspective (better results next year)
 But **in the mid term there is a shift (due to the higher F's)**

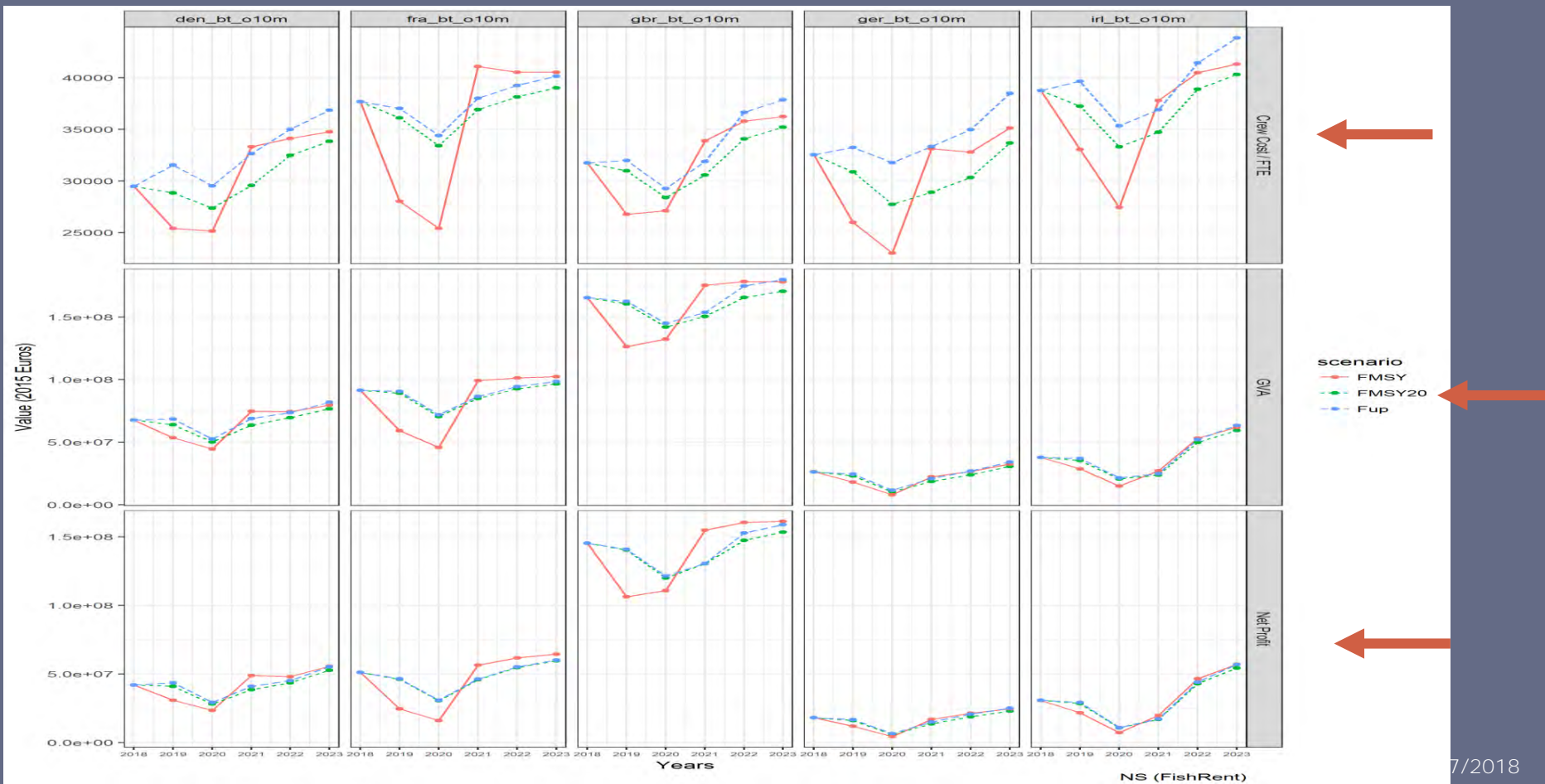


Short vs. medium-term bioeconomic impact analyses (II)



Projecting further (2023)

perspective for society (GVA), capital (Net profit) and labour (Wages)



Short vs. medium-term bioeconomic impact analyses (III)



Changes in likely choke species over time

Fleet Segment	Scenario	2019	2020	2021	2022	2023
den_bt_o10m	FMSY19	Hake	Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSY20	Hake	Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSYUP	haddock	haddock	haddock	haddock	haddock
fra_bt_o10m	FMSY19	Cod	Cod	Cod	Cod	Cod
	FMSY20	Cod	Cod	Cod	Cod	Cod
	FMSYUP	Cod	Cod	Cod	Cod	Cod
gbr_bt_o10m	FMSY19	Hake	Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSY20	Hake	Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSYUP	Cod	Cod	Cod	Haddock & Cod	Haddock & Cod
ger_bt_o10m	FMSY19	Hake	Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSY20	Hake	Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSYUP	Cod	Cod	Cod	Cod	Cod
irl_bt_o10m	FMSY19	Cod & Hake	Cod & Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSY20	Hake	Hake	Hake	Hake	Hake
	FMSYUP	Cod	Cod	Cod	Cod	Cod

- **FROM ACADEMIA TO ADVICE...**

- Many bio-economic models available in academia, focusing on different aspects of the same fisheries
- Bioeconomic advice not standardised as biological advice
- Not all models thus equally consistent, updated and timely
- Challenge to define what is needed

- **MIXED-FISHERIES MSY AND MANAGEMENT PLANS**

- No unique best solution
- Trade-offs between stocks and between short and medium-term
- Choke species vary over years and fleets

- **WHAT'S NEXT?**

- 2018: test case – First year of implementation of the North Sea plan
- Co-developement between managers and scientists

As simple as possible,

As complicated as necessary



