

Økosystemforvaltning

- Hvorfor økonomisk analyse er viktig

Ola Flaaten,
Professor emeritus
Norges fiskerihøgskole
UIT Norges Arktiske universitet
Postboks 6050, Langnes
9037 Tromsø

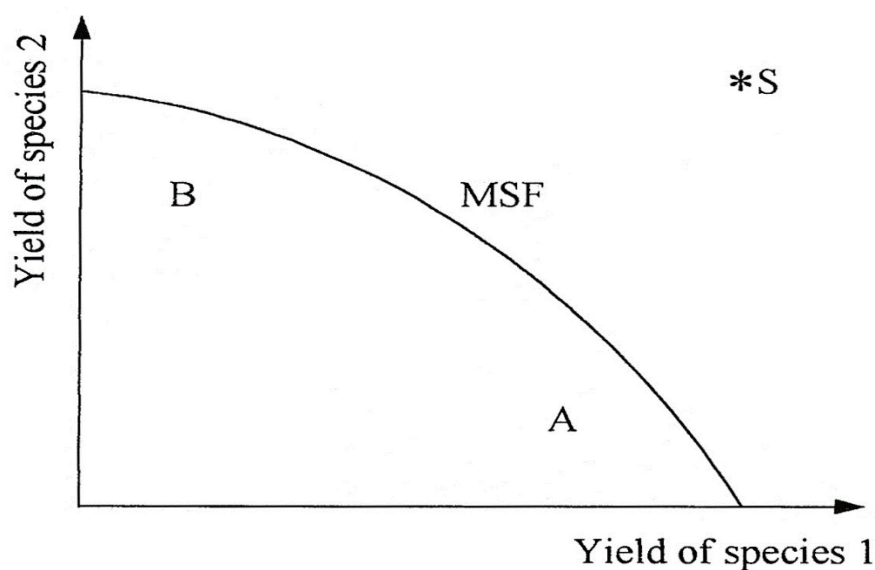
INTRODUKSJON

I et økosystem vil noen arter være byttedyr, andre predatorer og mange begge deler, skiftende gjennom sitt livsløp. Så også i de marine økosystem der norske fiskere årlig fisker mellom 2 og 3 millioner tonn, noe som gjør at Norge er blant de 10 største fiskerinasjoner i verden. De fleste fiskebestander av stor kommersiell verdi har en utbredelse som innebærer at årlige totalkvoter fastsettes og fordeles i samråd med relevante parter i Nord-øst Atlanteren. For disse fiskebestandene er det utarbeidet høstingsregler basert på den enkelte fiskebestands biologiske produktivitet. Det tas med andre ord ikke eksplisitt hensyn til hverken kostnader eller priser for fangsten. Det tas heller ikke hensyn til de kostnader en stor predatorbestand kan ha ved at den desimerer en byttedyrbestand og gjennom dette reduserer fangstpotensialet som byttedyret kan ha for fiskerne. Et viktig samfunnsøkonomisk spørsmål er: kan den samlede netto fangstverdien fra, eksempelvis, de norske fiskeriene økes dersom en tar hensyn til inntekter og kostnader, og særlig predatorkostnader ved utarbeidelse og bruk av høstingsregler? Dette diskuteres, uten at målet er å gi et endelig svar. Til det trengs det vesentlig mer arbeid.

Formålet med denne artikkelen er å introdusere leseren til bioøkonomisk flerbestands-analyse og modellering, som er viktig for god forvaltning av våre marine økosystem. Jeg skal gjøre dette ved diskusjon av nyere og eldre litteratur, og med eksempler relatert hovedsakelig til Nord-øst Atlanteren. De viktigste resultatene av bioøkonomisk analyse av enkeltbestander er at det optimale nivået av fiskeinnsats (beskatningsgrad) er mindre enn det som ville vært ved fritt fiske, og at det optimale bestandsnivået er høyere enn ved fritt fiske. Disse generelle resultatene for enbestands-modeller er gyldige enten optimum er avledet ved å maksimere årlig økonomisk overskudd, grunnrente, eller nåverdien av grunnrente for mange år. I en rovdyr-bytte-modell kan imidlertid resultatet bli at det er økonomisk gunstig å overbeskatte rovdyret for å utnytte byttedyret bedre.

Ved Stortingets behandling av Meld. St. 10 (2015-2016) Sjømatindustrimeldingen ble det fattet anmodningsvedtak hvor "Stortinget ber regjeringen utarbeide en opptrappingsplan for norsk bestands – og ressursforskning med mål om å utvikle og innføre en modell for flerbestandsforvaltning av fiskeriene". Et utvalg nedsatt av Nærings- og fiskeridepartementet, med medlemmer fra Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet, utarbeidet en slik plan i form av rapporten Huse et al., 2018. Rapporten omhandler i liten grad økonomiske aspekter ved flerbestandsforvaltning, og er også tynn på flerbestands-modellering før tusenårsskiftet. Jeg tar sikte på å gi et supplement til dette.

I enbestands-modeller er den biologiske begrensningen for optimaliseringsproblemet langsiktig likevekts-fangst, som danner grunnlaget for den langsiktige inntektskurven. Utvider vi analysen fra en- til to-bestands modeller endres den biologiske begrensningen til for eksempel maksimal bærekraftig fangstfront (vist som MSF i figur 1). Maksimering av fangst fra hver enkelt av de to artene, som om den var uavhengig av den andre, gir kombinasjonen i punktet S i figur 1. Dette er imidlertid ikke en bærekraftig kombinasjon av fangst siden den er utenfor MSF. Ethvert punkt på eller innenfor MSF ville være bærekraftig (se Flaaten, 1988 og 2018).



Figur 1. Den maksimale bærekraftige fangstfront (MSF) gir maksimal langsiktig fangst for én bestand gitt fangsten av den andre bestanden (Flaaten, 1988 og 2018).

Hvilken kombinasjon av fangst som bør velges, avhenger generelt av formålet med forvaltningen, kostnadene ved hvert av de to fiskeriene, og forholdet mellom førstehåndsprisene for de to bestandene. Hvis bestandene forvaltes i fellesskap, kan målet være å maksimere den samlede ressursrenten fra dem. Ved mer enn to bestander vil man måtte ta hensyn til enda mer komplekse biologiske interaksjoner og restriksjoner enn det som diskuteres her.

EN INTERESSANT HISTORISK NOTE OM FLERBESTANDSFORSKNING

Eksemplene på flerbstands-modellering som følger i denne artikkelen er fra våre fiskerier Nord-øst Atlanteren. Også i andre deler av verden er det imidlertid eksempler på særlig biologisk flerbstands-modellering. Et interessant historisk eksempel er fra Middelhavet, og dette er ikke bare et vanlig eksempel, men et av de viktigste i historien om flerbstands-modellering og forvaltning. Det første forsøket på flerbstandsanalyse av fiskerier er, meg bekjent, grensesykel-modellene til den italienske matematiker V. Volterra med publikasjonen Volterra (1928), utforsket og publisert omlag samtidig, men uavhengig av den amerikanske Lotka (1925). Det som er mindre kjent er hans samarbeid med empirisk orienterte forskere. Empiriske studier av fangstene fra fiskeriene i øvre-Adriaterhavet før, under og etter den første verdenskrig, beskrevet i D 'Ancona (1926), var en viktig kilde til inspirasjon for de teoretiske verkene av Volterra, som vist i dette sitatet:

“Doctor UMBERTO D'ANCONA (D 'Ancona, 1926) har mange ganger snakket med meg om statistikken han samlet for fiskeriene i perioden under krigen og i perioder før og etter, og spurte om det var mulig å gi en matematisk forklaring av resultatene han fikk for prosentfordelingen av de ulike artene i disse forskjellige perioder. Denne forespørselen har inspirert meg til å formulere problemet og løse det, samt etablere lovene som er angitt i § 7. Både D 'Ancona og jeg, som hadde arbeidet uavhengig av hverandre, var like fornøyd ved å sammenligne resultatene som ble åpenbart for oss ved beregning og observasjon. Disse resultatene samsvarte og viste for eksempel at mennesket i fiskeriet, ved å forstyrre den naturlige tilstanden av to arter, hvorav den ene predaterer på den andre, forårsaker reduksjon i mengden av arten som spiser den andre, og en økning i arten som blir spist”. (Volterra, 1928, s. 4., oversetting for forfatteren, gjengitt i Flaaten, 1988).

Basert på hans empiriske studier av fiskeriene i Øvre Adriaterhavet, konkluderte D 'Ancona (1926) at mengden av rovdirene i dette havet, haiene, burde reduseres ved økt fangstintensitet. Det ville gjøre det mulig å øke mengden i havet og avkastningen av mer verdifulle byttedyr.

EKSEMPLER FRA FISKERIENE I NORD-ØST ATLANTEREN

Biologer og andre forskere innen naturvitenskap i de nordatlantiske kyststatene har lenge forsket på biologiske flerbstands-interaksjoner (Rødseth, 1998; Giske et al., 1998). Russiske og norske forskere har i flere tiår samlet mageprøver av fisk og utført studier av "hvem spiser hvem" i Barentshavet, og har modellert disse flerbstands-interaksjonene. Slik forskning, som i stor grad er basert på bruk av havgående forskningsfartøy, er svært kostbar. Norges Forskningsråds tverrfaglige Flerbestands Program før tusenårsskiftet prøvde å syntetisere og videreutvikle denne kunnskapen, bl.a. med modellen MULTSPEC (Bogstad et al. 1997; Tjelmeland og Bogstad, 1998) og å drøfte betydningen av dette for forvaltning (Sandberg, 1998). MULTSPEC, fra Havforskningsinstituttet (HI), Bergen (Bogstad et al., 1995), er en biologisk flerbstands-modell for Barentshavets plankton/fisk/sjø-pattedyr system. MULTSPEC omfatter torsk (*Gadus morhua*), lodde (*Mallotus villosus*), sild (*Clupea*

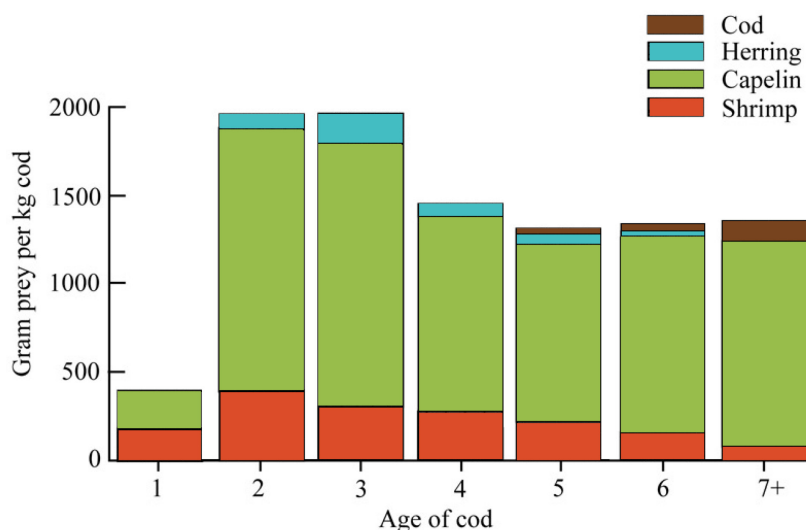
harengus), vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*), grønlandssel (*Pagophilus groenlandicus*) og arter av dyreplankton. Modellen Gadget er en videreføring av MULTSPEC og har med omlag de samme bestander (Huse et al., 2018). Mye av den nyere forskningen, særlig etter tusenårsskiftet, er gjennomgått i Bogstad et al., 2015 og Huse et al., 2018. I forvaltningen og kvotefastsettingen for lodde har det i lang tid vært tatt hensyn til matbehovet til torsk (Gjøsæter et al., 2002). Meg bekjent er imidlertid dette den eneste flerbstands-interaksjonen som er operasjonalisert og i bruk i den norske fiskeri-forvaltningen. Lodde, sild og torsk er imidlertid med i modellen i Hamre, 2003. Store årsklasser sild beiter sterkt på lodde yngel og interaksjonene mellom disse to sentrale pelagiske bestandene i Barentshavet og Norskehavet gir opphav til store fluktuasjoner i årsklasser og bestander, og i tilhørende kvoter. Denne modellen er imidlertid ikke tatt i bruk i forvaltningen.

Det finnes eksempler på bioøkonomisk flerbstands-analyse av fiskeriene i Barentshav området (Flaaten, 1988; Eide og Flaaten, 1998; Flaaten, 2018). ECONMULT-modellen (Eide og Flaaten, 1998) er en bioøkonomisk fler-flåte-modell som kan brukes sammen med biologiske flerbstands-modeller. For å unngå for mange detaljer, som i den høyt oppløste MULTSPEC, utviklet forskere ved Havforskningsinstituttet (HI) MULTSIMP og AGGMULT som aggregerte modeller (se Tjelmeland, 1990 og 1992; Eide og Flaaten, 1998).

Her skal vi nøye oss med å diskutere to figurer som eksempel på hvorfor det kan være viktig å ta med økonomiske aspekter ved flerbstands-modellering. Særlig når en kommer til modeller for forvaltning er dette viktig, og av for stor økonomisk betydning til å bli overlatt helt til marinbiologer og andre havforskere. I hvor stor grad disse byttedyrene ville vært tilgjengelige for fiske, om de ikke hadde blitt spist av torsk, kan havforskerne vanskelig svare eksakt på. For eksempel finnes reker i store mengder spredt utover hele Barentshavet. Både torsk og fiskere foretrekker stor tetthet av byttedyr, og selv om torskens konsum endrer tettheten av reker er det ikke sikkert at dette fordeles jevnt på og utenfor fiskefeltene.

Figur 2 viser nordøst-atlantisk torsks aldersavhengige gjennomsnittlige årlige konsum av noen kommersielt viktige byttedyr. Arter inkludert er reker, lodde, sild og torsk (kannibalisme) over henholdsvis 5, 10, 10 og 20 cm lengde, det vil si lengder der fisken nærmer seg kommersiell minstelengde. Tallene er i gram byttedyr per kg torsk, for hver aldersklasse torsk fra 1 til 7+ år. Figuren viser at ett år gammel torsk har lite konsum av de angitte arter og størrelser byttedyr. Forklaringen er enkel, disse byttedyrene er i hovedsak for store til at ettåringene kan spise dem. Videre viser Figur 2 at pr. kg to år gammel torsk var årsforbruket 2000 gram byttedyr av disse fire artene over den angitte størrelsen, og at ca. 75% av dette var lodde. Lodde er, når den er tilstede i stort omfang i Barentshavet, den foretrukne mat for torsk. Den er energirik, opptrer i stim, overlapper mye med torsk i tid og rom og lar seg rimelig lett fange og konsumeres. Lodde er hovedbyttet for alle aldersklasser torsk i Figur 2. Den største torsken, aldersgruppe 7+, har et visst innslag av småtorsk i dietten, altså

kannibalisme. Reker konsumeres av alle aldersgrupper torsk og utgjør omlag 20 prosent av matkonsumet for 2-åring. Sild, over 10 cm, konsumeres av torske-aldersgruppene 2 – 6 år, men er knapt synlig for 1 åringer og aldersgruppen 7+. Dersom konsumet målt i gram hadde vært regnet om til kcal ville vi sett at særlig reker, men også torsk, fikk mindre betydning, og lodde og sild større enn i Figur 2.



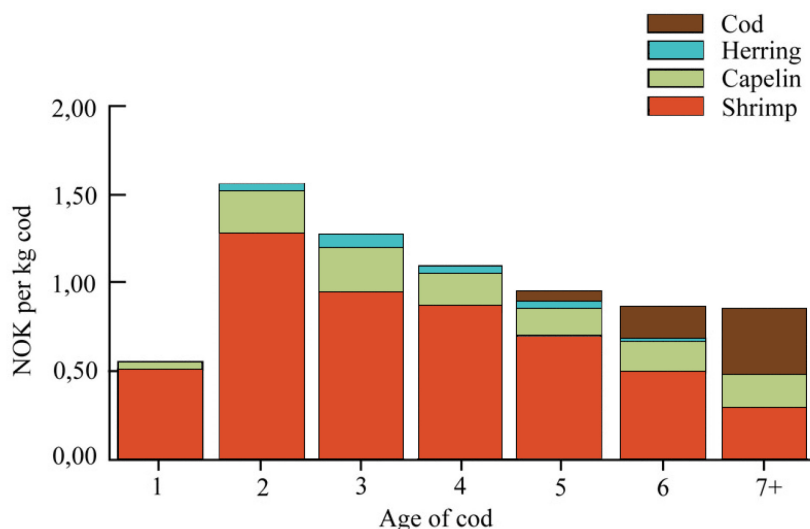
Figur 2. Norsk-Arktisk torsks aldersavhengige gjennomsnittlige årlig forbruk av noen kommersielt viktige byttedyr. Arter inkludert er reker (*Pandalus borealis*), lodde (*Mallotus villosus*), sild (*Clupea harengus*) og torsk (*Gadus morhua*) over henholdsvis 5, 10, 10 og 20 cm. I gram byttedyr pr. kg torsk, 1984-92.

Kilder: Beregninger basert på data fra Havforskningsinstituttet, Bergen (Flaaten og Kolsvik, 1995).

Torskens konsumbilde som vises i Figur 2, er basert på data fra 1984-92. Også for senere år er det årlige konsumet av de fire nevnte byttedyrene beregnet, samt også for gapeflyndre, kolmule, blåkveite, uer, hyse, polartorsk, krill, amfipoder og annet, gjengitt i Bogstad et al., 2015 og Huse et al., 2018. Lodde er det viktigste byttedyret, med unntak av noen kortere perioder da loddebestanden var lav. Torskens konsum av byttedyr varierer mye geografisk, over året og mellom år, og variasjon og usikkerhet i gjennomsnittstall er stor (Bogstad et al., 2015). I denne artikkelen nøyer vi oss imidlertid med å bruke en del gjennomsnittstall.

Med utgangspunkt i Figur 2 kan vi ta nettoverdien, som et uttrykk for alternativkostnaden av fôr for torsk (Flaaten og Kolsvik, 1995), og får resultatene som vist i Figur 3. Nettoverdien av byttedyr er netto bidrag som fisken i havet kunne ha gitt fiskerne dersom de hadde hatt mindre konkurranse fra

rovdycet, torsken, med de forbehold som er nevnt foran. Nettoverdi per fangstenhet ble beregnet til 30% av førstehandsprisen i disse fiskeriene (dekningsbidrag).



Figur 3. Aldersavhengig gjennomsnittlig årlig verdi for Norsk-Arktisk torsks konsum av noen kommersielt viktige byttedyr. Arter inkludert er reker (*Pandalus borealis*), lodde (*Mallotus villosus*), sild (*Clupea harengus*) og torsk (*Gadus morhua*) over henholdsvis 5, 10, 10 og 20 cm lengde, i kroner per kg torsk, i 1991-92 priser. Konsumdata for 1984-92.

Kilder: Beregninger basert på biologiske data fra Havforskningsinstituttet, Bergen, og økonomiske data fra Fiskeridirektoratet, Bergen (Flaaten og Kolsvik, 1995).

Hvis et rovdycr eter fisk verdt kr. 1,00 på kaien, er fiskernes nettotap beregnet til kr. 0,30 siden de må bruke kr. 0,70, inkludert drivstoff og arbeidskraft kostnader, for å fange fisken. Figur 3 viser blant annet at to år gammel torsk årlig hadde førkostnader på vel kr. 1,50 per kg biomasse, og at ca. 75% av dette ble påført rekefisket. Et meget viktig poeng her er at reker dominerer de økonomiske tallene i Figur 3, mens lodde dominerer de biologiske resultatene i Figur 2, bortsett fra for aldersklassen 7+. Kr. 1,50 i 1992 tilsvarer kr. 2,56 i 2018, justert med Konsumprisindeksen fra Statistisk Sentralbyrå. For stor torsk, 6 år og eldre, er kostnaden ved kannibalisme betydelig - for alder 7+ er den over 40 prosent av predasjonskostnaden på nesten 90 øre pr. kg torsk, tilsvarende kr. 1,54 i 2018. I en utvidet bioøkonomisk analyse må man også ta hensyn til tilveksten av torsk etter alder. Yngre torsk har prosentvis større årlig tilvekst enn eldre torsk og de fallende predasjons-kostnadene med alder, vist i Figur 3, ville derfor blitt noe utjevnet hvis man regnet i forhold til tilvekst. En slik utvidelse vil være nødvendig i en komplett bioøkonomisk analyse, mens tabellene 2 og 3 har som hovedhensikt å indikere predasjonskostnadene og forskjellen på biologisk og økonomisk tilnærming til flerbstandsmodellering og forvaltning. I en bioøkonomisk analyse er avveiningen mellom

predasjonskostnadene og inntektsgevinsten av disse gjennom økt vekst (og dermed fangst) av torsk viktig.

Som nevnt er flerbestands-interaksjoner nesten helt fraværende i modeller for forvaltning av våre fiskerier. Utviklingen har heller gått i retning av relativt enkle og forståelige forvaltningskriterier basert på én-bestands analyser. Norsk-Arktisk (NA) torsk er verdens største torskebestand og har vært gjenstand for grundige undersøkelser i felt og analyser innen det Internasjonale råd for havforskning (ICES). Fangst-kontroll regler (harvest control rule – HCR) knyttet til bestandsstørrelse og tilvekst brukes av for å tilrå kvotene i våre viktigste fiskerier. Fra 2004 ble den årlige totalkvoten (TAC) for NA torsk bestemt av omforent HCR vedtatt i den Felles norsk-russiske fiskerikommisjon (JNRFC, 2002). Tidligere ble kvotene bestemt etter mål om mest mulig konstant TAC. Etter 2004 ble TAC for torsk beregnet basert på en fiskedødelighet F_{pa} som skal gi størst fangst med langsiktig bærekraftig gytebestand (SSB) og rimelig grad av sikkerhet (pa - precautionary approach). Hvert år ble TAC beregnet på samme måte for de tre følgende år basert på en stokastisk projeksjonsmodell (PROST). Imidlertid ble TAC vanligvis ikke tillatt å endre mer enn +/- 10% i forhold til året før. Hvis SSB faller under det definerte føre-var nivået, blir TAC redusert etter hvor mye SSB er under føre-var nivået (Armstrong et al., 2014). Med Havressursloven av 2009 er det bestemt at fiskeressursene skal forvaltes med hensyntaken til økosystemets bærekraft; «Ved å integrere bevaring og bærekraftig bruk, representerer havressursloven et regimeskift der målet er en økosystembasert fiskeriforvaltning» (EAFM) (Fiskeridirektoratet, 2019).

I 2016 vedtok den Felles norsk-russiske fiskerikommisjon, etter bestilte analyser i ICES, en ny HCR for NA torsk (JNRFC, 2016a og 2016b). Hovedforskjellen fra den forrige er at mål-nivået for fiskedødelighet F_{tr} øker med større gytebestand; fra $F_{tr}=0,40$ når gytebestanden er lik pa-nivået, $B_{pa}=460$ tusen tonn, lineært til $F_{tr}=0,60$ når gytebestanden er to ganger pa-nivået, $2B_{pa}=920$ tusen tonn. Det er beregnet at maksimal bærekraftig fangst, MSY , nåes for $F_{msy}=0,40$ med gytebestand $B_{msy}=460$ tusen tonn. Mål-nivået for fiskedødelighet beregnes basert på gytebestanden (SSB) i det førstkommende år. Dersom gytebestanden i inneværende år, foregående år og hvert av de tre kommende år er over B_{pa} , skal TAC ikke endres med mer enn +/- 20% i forhold til TAC for inneværende år. I dette tilfellet skal imidlertid F likevel ikke falle under 0,30.

Den HCR for torsk som ble innført fra 2016 medfører at bestanden beskattes mer ved større gytebestand enn det en gjorde tidligere. Imidlertid er flerbestands-interaksjoner og økonomiske aspekter fortsatt ikke eksplisitt med i modellering og analyser som ligger til grunn for HCR og fastsetting av TAC (JNRFC, 2016a og 2016b, Gullestad et al., 2017). På den annen side kan HCR vedtaket, med økende F_{tr} ved økende SSB, indirekte ha tatt hensyn til at stor bestand medfører store predasjonskostnader uten at det nødvendigvis gir tilsvarende økning i inntektene fra torskefiskeriet. Men beregninger og analyser savnes fortsatt.

SJØPATTEDYRENE I NORD-ØST ATLANTEREN

Noen arter av hval og sel er viktige rovdyr for fisk i Nord-øst Atlanteren. Islandske, norske og andre forskere (Trijoulet et al., 2018) har i mange år gjennomført forskning på fødingsøkologi av hval og sel. Sigurjonsson og Vikingsson, 1997 er en omfattende gjennomgang av mye av arbeidene på hval, delfiner og niser i området mellom Grønland, Island, Jan Mayen og Færøyene før årtusenskiftet. Nilssen et al., 2000 og Bogstad et al., 2015 gir beregninger og synteser av mye av forskningen i Barentshav-området også i overgangen og etter tusenårsskiftet. Disse tre rapportene gir beregninger, ved ulike metoder, på sjøpattedyrs årlige konsum av fisk i forskjellige deler av disse viktige havområdene. I gjennomsnitt er konsumet av fisk i islandske og nærliggende farvann ca. 25% av den totale årlige føden til sjøpattedyrene. Det totale fiskekonsumet først på 1990-tallet er omlag 2 million tonn per år. Når det gjelder konsekvensene for forvaltningsmessig bruk av resultatene, er Sigurjonsson og Vikingsson, 1997 forsiktige med sine konklusjoner. I Nilssen et al. 2000 er estimatet for grønlandsselens årlige konsum i Barentshav-området for 2,2 million sel i 1998, 1,5-2,3 tonn mat pr. sel, i alt 3,4-5,0 million tonn. Selv om bare mellom en tredjedel og halvparten er fra kommersielle bestander er dette vesentlig i forhold til det som fiskes av lodde, sild og torskefisk. Bogstad et al., 2015 viser til at bestanden av grønlandssel i Barentshav-området er redusert etter tusenårsskiftet, estimert til omlag 1,4 million dyr i 2013.

Av hvalene i våre farvann har vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) den største biomassen, den fangstes på og er mest utforsket. I likhet med grønlandssel og torsk er den en opportunistisk predator som eter stort sett det som er tilgjengelig der og da, men som de to andre toppredatorene foretrekker også vågehval energirike byttedyr. Dietten varierer imidlertid mye fra område til område og tidspunkt på sesongen. Folkow et al., 2000 estimerte at daværende bestand på omlag 85000 dyr tilsammen konsumerte mer enn 1,8 million tonn byttedyr i kystnære områder i Nord-Norge, i Barentshavet og ved Svalbard. Av dette utgjorde kommersiell fisk omlag to-tredjedeler. Ifølge Bogstad et al., 2015 har senere forskning bekreftet at vågehvalens diett varierer med område og tid på sesongen. Schweder et al., 1998 utviklet og parametriserte en fire-bestands modell for toppredatoren vågehval og byttebestandene torsk, sild og lodde. Målet var å studere hvilke effekter endring i Den Internasjonale hvalfangst komites (IWC) reviderte forvaltningsprosedyre (RMP) kunne ha på byttebestandene og deres fiskerier. Daværende RMP mål var en bestandsstørrelse på 72% av maksimal vågehval bestand (carrying capacity), mens en reduksjon til 60% ble simulert over en 90-års periode i modellen. Flere interessante resultat ble funnet, inkludert at gjennomsnittlig årlig fangst av hval ville øke med 300 dyr og torskefangsten med 100 tusen tonn. En marginal reduksjon i hvalbestanden på ett dyr ville i gjennomsnitt øke den årlige torskefangsten med om lag 6 tonn. Effektene på silde og lodde fiskeriene ble funnet å være usikre.

I en bioøkonomisk analyse av Barentshavets fiskerier innen en tre-bestands-modell med sjøpattedyr (to selbestander og mer enn ti hvalbestander, aggregert), torskefisk (torsk, hyse og sei, aggregert) og pelagisk fisk (sild og lodde, aggregert) framkom det et par viktige, og til dels kontroversielle konklusjoner når formålet er størst mulig samlet økonomisk utbytte av økosystemet (Flaaten, 1988). For det første bør de pelagiske bestandene i stor grad tjene som føde for torskefisk og ikke høstes for sterkt. Relative markedspriser har betydning for resultatet. For det andre bør bestanden av sjøpattedyr, aggregert, reduseres ved økt fangst, slik at konsumet av fisk blir mindre og fiskebestandene øker til fordel for fiskeriene. Disse resultatene er basert på daværende relative markedspriser og fangstkostnader i norske fiskerier, og selvsagt også på modelldesignet og parametere utledet ved studier av naturvitenskapelige modeller og data fra norske, russiske og andre lands forskere. I hovedresultatet med konstante relative priser på fangst er det optimalt å subsidiere fangsten av sjøpattedyr. Alternativet med betalingsvillighet nasjonalt og internasjonalt for å holde lavere fangster og større bestander av sel og kval er nevnt, men ikke nærmere analysert. Boncoeur et al. 2002 er et eksempel på hvor slike verdier trekkes eksplisitt inn i analysen og ikke uventet fører det til større optimalt bestandsnivå for predatoren, sel.

Som et alternativ til omfattende bioøkonomisk analyse ved hjelp av økologiske modeller, med større eller mindre aggregeringsnivå, kan man bruke partielle modeller. Utgangspunktet er en gitt tilstand i økosystemet og man spør hva som skjer økonomisk ved en marginal endring i f.eks. predatorbestanden. Flaaten og Stollery, 1996 utviklet ulike metoder for beregning av nettokostnaden per enhet rovdyr som følge av predasjon av kommersielle byttedyr. Ved å anvende den anbefalte metode på vågehval, basert på tilgjengelig biologi, økologi og økonomi data ble de årlige predasjonskostnadene per vågehval estimert til mellom USD 1780 og USD 2370, som tilsvarer henholdsvis kr. 19300 og kr. 25700 i 2018 verdi, inflasjonsjustert med konsumprisindeksen. En økning i bestanden på f.eks. ett tusen dyr vil øke predasjonskostnadene, det vil si de indirekte kostnadene for fiskeriene, med mellom 19 og 26 million 2018 kroner pr. år. I femårsperioden 2014-18 var den gjennomsnittlige års-kvoten på vågehval 1146 dyr mens fangsten var 575 dyr, det vil si en kvoteutnyttning på bare 50%. Som den øvrige norske fiskerinæringen er også hvalfangsten fri for subsidier (unntaket er selfangst – se nedenfor). Når ikke hele kvoten blir tatt avspeiler dette dårlige lønnsomhetsforhold for fartøyene. Småhvalfangsten er sesongbetont og næringen sammen med salgslagene vurderer sesonginterne reguleringer for blant annet å hindre prisfall.

I 1982 vedtok Den internasjonale hvalfangstkommissjonen (IWC) en fangststopp (moratorium) for all kommersiell hvalfangst med virkning fra 1986. Norge reserverte seg mot stans i småhvalfangsten i Nordøst-Atlanteren, men innførte likevel ensidig midlertidig stans i vågehvalfangsten fra 1987 i påvente av bedre kunnskap om bestandsstørrelsen. På bakgrunn av bl.a. økt norsk forskning har vitenskapskomiteen i IWC lagt fram både sikrere bestandsanslag og en revidert forvaltningsprosedyre (RMP), men har siden 1990 likevel ikke vært villig til å revurdere moratoriet og fangstkvoteene. Norge

har benyttet reservasjonsretten til å fastsette kvoter og forvalte fangsten som ble gjenopptatt i 1993. Populasjonsdynamiske modeller har vist sammenhenger mellom fangst og bestand, men på grunn av kostnadene med bestandsestimering (blant annet systematisk telling fra fartøy på særskilte forskningstokt) gjøres dette bare omlag hvert femte år. Fire tellinger gjengitt i Bogstad et al., 2015 viser ingen klar oppgang eller nedgang i bestanden av vågehval i norske områder. Det er ikke fangst på andre hvalarter i norske farvann.

Fangst av grønlandssel (*Pagophilus groenlandicus*) og klappmyss (*Cystophora cristata*) har vært kvoteregulert i mange år, men interessen for å delta i Østisen, i russisk sone, og i Vestisen, mellom Island og Grønland, har blitt stadig mindre. I 2018 deltok to skuter, og sammen med ett mottaksanlegg mottok de 2,5 million kroner i tilskudd fra staten. Kvotene var til sammen 33000 dyr, mens fangsten var bare vel 4300. Seljakt for rekreasjon på norskekysten foregår i begrenset omfang etter havert (*Halichoerus grypus*) og steinkobbe (*Phoca vitulina*). Fangsten av disse to kystlevende bestandene ble kvoteregulert fra 1997. Forfatteren er ikke kjent med nyere bioøkonomiske analyser av norsk selfangst, heller ikke for andre indirekte kostnader som skader på fiskeredskap og oppdrettsanlegg, samt nematoder i fiskefilet og sel-død i fiskeredskap (Holma et al., 2014).

KONKLUSJON

Denne korte artikkelen har vist at i noen tilfelle er flerbestands-modellering nyttig, hvis ikke nødvendig, for forbedret forvaltning. Dette er spesielt tilfelle når det er sterke rovdyr-byttedyr, eller biologiske interaksjoner mellom konkurrerende arter som kan høstes uavhengig av hverandre. En biologisk flerbestands-modell gir den biologiske begrensningen på mulige kombinasjoner av høstingsrater for bestandene i et bestemt område. I tillegg bidrar en bioøkonomisk flerbestands-modell til valget av den optimale kombinasjonen av høstingsrater for bestandene, under hensyntaken til markedspriser og fangstkostnader.

De biologiske modellene for Barentshavet inkluderer bare til en viss grad reker, men figurene 2 og 3 indikerer at reker bør inngå i bioøkonomiske flerbestands-analyser av Barentshavets fiskerier. De samme figurene indikerer også at torskens kannibalisme kan være av vesentlig økonomisk betydning - hvor stor gytebestand trenger man egentlig for å få gode fiskbare aldersklasser av torsk? Kan man spare predasjonskostnader (reke og kannibalisme) ved å holde en noe lavere gytebestand enn nært det maksimale som inntil nylig ser ut til å ha vært ICES og norsk-russisk politikk? Endringen i HCR for torsk som ble gjort i 2016 kan være en forbedring også økonomisk, men det gjenstår å se analyser som eventuelt viser dette. HCR, for blant annet torsk, kan utvides ved å legge til elementer fra andre viktige arter i økosystemet, og ikke minst bør økonomiske forhold inkluderes.

For hval- og sel-fangst er det fortsatt slik at disse tradisjonelle norske næringene knapt kan eksistere uten offentlige tilskudd - det gjelder særlig selfangst, ikke minst etter at EU i 2009 innførte

importforbud for selprodukter. Men, som vi har sett, medfører disse bestandene store indirekte kostnader for de vanlige fiskeriene, og det er all grunn til at faglig og økonomisk støtte fortsetter. Det er behov for nye bioøkonomiske flerbstands-analyser for sjøpattedyr og deres beitebestander, samt av andre indirekte virkninger for fiske og fiskeoppdrett.

Om lag 90 prosent av norske fangster tas av bestander vi etter Havrettstraktaten forvalter i fellesskap med andre land som kan ha andre relative priser og kostnader enn oss. Predasjonskostnader må veies opp mot den økte vekst og fangst av predatorer som gjøres mulig ved at den utnytter et rikt matfat. Havressursloven og ulike internasjonale avtaler (eksempelvis FN avtalen om vandrende og langt migrerende arter) setter begrensninger for våre valgmuligheter. Selv om det skulle være økonomisk rasjonelt for Norge å redusere en predatorbestand ved fiske og fangst setter kravene til å drive en føre-var forvaltning grenser for hvor langt en kan gå. Konklusjonen min er imidlertid at predasjonskostnader og andre økosystemsammenhenger er ønskelige, om ikke nødvendige betingelser for å bedre de økonomiske høstingsstrategier for predatorbestandene, enten dette er sjøpattedyr eller torsk, og for andre viktige bestander i våre økosystem.

TAKK

Forfatteren takker Arne Eide, UiT, redaktør Ragnhild Balsvik og en anonym konsulent for kommentarer til et tidligere utkast, mens eventuelle gjenværende mangler og feil er mitt ansvar. Artikkelen er et bidrag til prosjektet «Integrated fish and seal management in a blue bioeconomy» ved University of Copenhagen, Department of Food and Resource Economics, støttet økonomisk av Nordisk ministerråd, Nordisk arbeidsgruppe for fiskeriforskning.

REFERANSER

Armstrong, C.W., A. Eide, O. Flaaten, K. Heen and I.W. Kaspersen (2014). Rebuilding the Northeast Arctic cod fisheries – economic and social issues. *Arctic Review on Law and Politics* 5, 11-37.

Bogstad, B., K. Hiis Hauge and Ø. Ulltang (1995). Results of simulation studies using a multispecies model for the Barents Sea (MULTSPEC). International Whaling Commission SC/47/NA1.

Bogstad, B., K. Hiis Hauge and Ø. Ulltang (1997). MULTSPEC – a multi-species model for fish and marine mammals in the Barents Sea. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 22: 317-341.

Bogstad, B., H. Gjøsæter, T. Haug and U. Lindstrøm (2015). A review of the battle for food in the Barents Sea: Cod vs. marine mammals. *Front. Ecol. Evol.* 3:29. Doi: 10.3389/fevo.2015.00029.

Boncoeur, J., F. Alban, F.O. Guyader, F., O. Thebaud (2002). Fish, fishers, seals and tourists: economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Natural resource modelling* 15(4): 387-411.

D'Ancona, U., (1926). Dell' influenza della stasi peschereccia del periodo 1914-18 sul patrimonio ittico dell' Alto Adriatico. (On the influence on the fishstocks in the Upper Adriatic Sea from the abolition of harvesting in the period 1914-18). Memoria CXXVI, of R. Comitato Talassografico Italiano.

Eide, A. and O. Flaaten (1998). Bioeconomic multispecies models of the Barents Sea fisheries, in T. Rødseth (ed.) *Models for Multispecies Management*. Springer-Verlag. Berlin.

Eide, A., G.H. Eriksen and O. Flaaten (2006). Bioeconomic implications of six harvest rules for Northeast Arctic cod. Paper presented at the 13th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade, 11-14 July 2006, Portsmouth, UK. Proceedings at <http://oregonstate.edu/dept/IIFET/publications.html>

Fiskeridirektoratet, 2019. <https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/OEkosystembasert-forvaltning> nedlastet 8. april, 2019.

Flaaten, O. (2018). *Fisheries and aquaculture economics*. Bookboon, Copenhagen. <https://bookboon.com/en/fisheries-and-aquaculture-economics-ebook> pp. 297 (gratis åpen adgang e-bok).

Flaaten, O., (1988). *The economics of multispecies harvesting - theory and application to the Barents Sea fisheries*. Studies in Contemporary Economics. Berlin - Tokyo. Springer-Verlag.

Flaaten, O. (1991). Bioeconomics of sustainable harvest of competing species. *Journal of Environmental Economics and Management* 20, 163-180.

- Flaaten, O. and E. Kolsvik (1995). On the optimal harvesting of a wild population when the opportunity cost of feed is considered. Paper presented at the annual conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, June 1995, Umeå, Sweden. The Norwegian College of Fishery Science, Tromsø.
- Flaaten, O. and K. Stollery (1996). The economic costs of biological predation - theory and application to the case of the Northeast Atlantic minke whale's (*Balaenoptera acutorostrata*) consumption of fish. *Environmental and Resource Economics* 8, 75-95.
- Flaaten, O. (1996). Bioeconomic multispecies modelling of fisheries - a prerequisite for better management? In *Proceedings from the VIIIth Annual Conference of the European Association of Fisheries Economists*, 1-3 April, 1996, Barcelona, Spain.
- Folkow, L.P., T. Haug, K.T. Nilssen, E.S. Nordøy (2000). Estimated food consumption of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in northeast Atlantic waters in 1992-1995. *NAMMCO Sci. Publ.* 2: 65-80.
- Giske, J., H.R. Skjoldal, D. Slagstad (1998). Ecological modelling for fisheries. In T. Rødseth (Ed.) *Models for Multispecies Management*. Springer-Verlag. Berlin.
- Gjørseter, H., B. Bogstad and S. Tjelmeland (2002). Assessment methodology for Barents Sea capelin, *Mallotus villosus* (Müller). *ICES J. Mar Sci* 59: 1086-1095.
- Gullestad, P., A.M. Abotnes, M. Skern-Mauritzen, G. Bakke, K. Nedreaas, G. Søvik (2017). Towards ecosystem-based fisheries management in Norway – Practical tools for keeping track of relevant issues and prioritising management efforts. *Marine Policy* 77:104-110.
- Hamre, J., 2003. Capelin and herring as key species for the yield of north-east Arctic cod. Results from multispecies runs. *Sci. Mar.* 67:315–323.
- Holma, M., M. Lindroos, S. Oinonen (2014). The economics of conflicting interests: Northern Baltic salmon fishery adaptation to grey seal abundance. *Natural Resource Modeling* 27(3): 275-299.
- Huse, G, M. Skern-Mauritzen, B. Bogstad, P. Sandberg, T. Ottemo, A. Kjos Veim, E. Sør Dahl og B. Bertelsen (2018). Muligheter og prioriteringer for flerbstandsforvaltning i norske fiskerier. *Fisken og Havet* 7: 1-29.
- JNRFC (2002). Protokoll for den 30. sesjon i den blandete Norsk-Russiske Fiskerikommisjon 2002.
- JNRFC (2016a) Protokoll for den 46. sesjon i den blandete Norsk-Russiske Fiskerikommisjon 2016.
- JNRFC (2016b) Protokoll for den 46. sesjon i den blandete Norsk-Russiske Fiskerikommisjon 2016, Vedlegg 12.

- Lotka, A. J. (1925). *Elements of Physical Biology*, reprinted by Dover in 1956 as *Elements of Mathematical Biology*.
- Meld. St. 10 (2015-2016). En konkurranskraftig sjømatindustri.
- Rødseth, T. (ed.) (1998). *Models for Multispecies Management*. Springer-Verlag. Berlin.
- Sandberg, P. (1998). The use of multi-species models in fisheries management. In Rødseth, T. (ed.) *Models for Multispecies Management*. Springer-Verlag. Berlin.
- Sigurjónsson, J. and G. A. Víkingsson (1997). Seasonal abundance of and estimated food consumption by cetaceans in Icelandic and adjacent waters. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*
- Schweder, T., G.S. Hagen, E. Hatlebakk (1998). On the effect on cod and herring fisheries of retuning the Revised Management Procedure for minke whaling in the greater Barents Sea. *Fisheries Research* 37: 77-95.
- Tjelmeland, S., (1990). MULTSIMP: A simplified multispecies model for the Barents Sea. Working paper. Institute of Marine Research. Bergen.
- Tjelmeland, S., (1992). AGGMULT. A documentation. International report, Institute of Marine Research. Bergen.
- Tjelmeland, S., Bogstad, B., 1998. Biological modelling. In: Rødseth, T. (Ed.), *Models of Multispecies Management*. Springer-Verlag, pp. 69–92
- Trijoulet, V., H. Dobby, S.J. Holmes and R.M. Cook (2018). Bioeconomic modelling of grey seal predation impacts on the West of Scotland demersal fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 75(4): 1374–1382
- Volterra, V., (1928). Variations and fluctuations of the number of individuals in animal species living together. *Journal du Conseil*, Vol. III, pp. 1-51. (Conseil Permanent International pour L'Exploration de la Mer).