

Økosystemmodel for Ringkøbing Fjord - skarvbestandens påvirkning af fiskebestandene

Et samarbejde mellem DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøcenter Ringkøbing, Skov- og Naturstyrelsen og Aarhus Universitet.

Anne Johanne Dalsgaard, DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, DTU
Villy Christensen, University of British Columbia, Vancouver, Canada
Hanne Nicolajsen, DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, DTU
Anders Koed, DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, DTU
Josianne Støttrup, DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, DTU
Jane Grooss, Miljøcenter Ringkøbing, Miljøministeriet
Thomas Bregnballe, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
Henrik Løkke Sørensen, Skov- og Naturstyrelsen
Jens Tang Christensen, Aarhus Universitet
Rasmus Nielsen, Aarhus Universitet

DTU Aqua

Afdelingen for Havøkologi og Akvakultur
Nordsøcentret
9850 Hirtshals

Indholdsfortegnelse

1. Sammenfatning og konklusioner	4
2. Executive summary and conclusions (English)	6
3. Introduktion	8
3.1. Formål.....	8
3.2. Beskrivelse af Ringkøbing Fjord.....	8
3.3. Miljøtilstanden i Ringkøbing Fjord.....	9
3.4. Baggrund for projektet	10
3.5. Modellering	10
3.6. Delmål for projektet	11
4. Materialer og metoder	13
4.1. Ecopath	13
4.2. Ecosim	14
4.3. Dokumentation af inputdata til 2003-2005 modellen.....	15
4.4. 1980 model og tidsseriedata	15
5. Resultater	16
5.1. Balancering af 2003-2005 modellen.....	16
5.2. 1980 modellen og simulering af perioden 1980-2005.....	18
5.3. Simulering af fremtidsscenarier med forskellige skarvtætheder	22
6. Diskussion og konklusion	24
6.1. Skarvernes rolle i Ringkøbing Fjord økosystemet.	24
6.2. Fremtidssimuleringer: modellering af effekten af forskellige niveauer af skarvtætheder i Ringkøbing Fjord.....	26
6.3. Skarvenes indflydelse på skrubbebestanden i Ringkøbing Fjord.....	27
6.4. Skarvenes indflydelse på bestanden af ål i Ringkøbing Fjord.....	27
6.5. Skarvenes indflydelse på havørred og laksesmolt.....	27
6.6. Skarvenes betydning for fiskeriet i Ringkøbing Fjord	27
6.7. Troværdigheden af de modellerede fremtidsscenerierne.....	28
6.8. Vurdering og diskussion af hvorvidt resultaterne fra Ringkøbing Fjord kan overføres til andre fjord- og kystområder	30
7. Data mangler	31
8. Tak til	32
Bilag 1. Inputparametre til 2003-2005 modellen for Ringkøbing Fjord.....	33
Bilag 2. Tidsseriedata for Ringkøbing Fjord, 1980-2005	56
Bilag 3. Vulnerability settings i Ecosim.....	61
Bilag 4. Fremtidsscenerier af bmassen (B) samt fangstbiomassen (forudsat nuværende fangstintensitet) af forskellige grupper i Ringkøbing Fjord under forskellige skarvtætheder ..	62
Litteraturliste	68

1. Sammenfatning og konklusioner

Formålet med at opstille en økosystemmodel for Ringkøbing Fjord var at samle og sammenholde al den viden, der eksisterer om systemet, for på denne baggrund at: i) belyse effekten af skarvens prædation på alle led i fødekæden, og ii) simulere forskellige fremtidsscenerier for hele økosystemet under alternative skarvtætheder.

Princippet i modellen var at dele alle døde og levende organismer i økosystemet ind i et antal homogene grupper og derefter, som i et bogholderisystem, at redegøre for alle ”indtægter” og ”udgifter” grupperne imellem i form af prædation. Til dette formål var det nødvendigt at kende de enkelte gruppers biomasse, fødesammensætning, årlige konsum, årlige omsætningshastighed samt årlige fangster.

Ringkøbing Fjord modellen består af 27 organismegrupper: 2 detritusgrupper, 3 primærproducentgrupper og 22 heterotrofe grupper. De nødvendige informationer om hver af grupperne blev baseret på tilgængelig viden fra perioden 2003-2005, samt realistiske antagelser om størrelser fundet i litteraturen og udtalelser fra eksperter. For at fremtidssimuleringerne skulle være så realistiske som muligt, krævedes det som minimum, at modellen med rimelig præcision kunne simulere biomasseudviklingen i grupperne tilbage i tiden. Hvor det var muligt, blev der derfor også samlet informationer om de forskellige grupper tilbage til 1980 inklusiv såkaldte tidsseriedata, der viste fluktuationerne i biomassen og fangsterne af de forskellige grupper fra 1980 og frem til i dag.

Ringkøbing Fjord er et forholdsvist velbeskrevet / veldokumenteret system, og modellen bygger på et rimelig solidt datagrundlag i form af gennemsnitsdata fra perioden 2003-2005. Det gælder først og fremmest biomasseestimerne af de forskellige grupper og især de lavere led i fødekæden, hvor der desuden findes gode tidsseriedata tilbage til 1980. Skarven er systemets absolutte toppredator og fouragerer på samtlige fiskegrupper i modellen dog med udtagelse af toårige- og ældre skrubber. Jævnfør modellen hentede de skarver, der optrådte i Ringkøbing Fjord i perioden 2003-2005, i gennemsnit 49 % af deres føde i fjorden, mens de hentede de resterende 51 % uden for fjorden (her er føden opgjort som den konsumerede vægt). Af de grupper, der blev høstet af både skarver og fiskeriet, fjernede skarverne den største biomasseandel af 0 og 1-årige skrubber, aborrer, skaller og hesterejer, mens fiskeriet fjernede den største biomasseandel af toårige- og ældre skrubber, ål, sild, smelt og helt.

Det var umiddelbart svært at tilpasse modellen til tidsseriedata fra systemet fra 1980 og frem til i dag. Det skyldtes først og fremmest store påvirkninger i perioden af faktorer uden for systemet, som det var svært at få modellen til at fange, heriblandt: i) variationer i næringsstofbelastningen og saltholdigheden med ændringer i fjordens artssammensætning til følge (f.eks. indvandring af sandmuslinger), ii) biomassen af helt og laksesmolt der har været styret af yngeludsætninger, iii) et fald i tætheden af skarv fra år 2001 og fremefter, hvilket kan tilskrives oliering af æg, iv) et globalt fald i biomassen af ål, og v) biomassen af sild, skrubber og rødspætter der til dels har været styret af migration til og fra Nordsøen. Dertil skal lægges en generel manglende viden om fiskeriindsatsen i fjorden. Denne viden var nødvendig for at ”drive” simuleringerne af fangsterne. Endelig var det kun muligt at simulere den kraftige stigning i skarvbiomassen op gennem 1980erne og 1990erne, hvis især hesterejer, men også sandkutling, udgjorde en langt større andel af føden (hhv. ca. 40 og 15 %) end den, der var estimeret ud fra gylpanalyser (hhv. 13 og 10 %). Andelen af især hesterejer er svær at kvantificere ud fra skarvgylp, fordi der kun er skalrester tilbage, og en stor del af differencen mellem modellen og gylpanalyserne kan formentlig tilskrives dette faktum.

Til trods for disse problemer, lykkedes det at få nogle rimelige tilpasninger af modellen til tidsseriedataene, og dermed et mere solidt grundlag for fremtidssimuleringerne. Samlet set viste simuleringerne, at økosystemet primært styres af de nederste led i fødekæden ("bottom-up"), der omvendt kobler til abiotiske faktorer såsom saltholdighedsforholdene og næringsstofkoncentrationerne.

Fælles for skarvens rolle i fremtidssimuleringerne var, at biomassen af laksesmolt (tvunget), havørreder, skrubber (alle aldersgrupper), juvenile rødspætter, sandkutling, hesterejer, strandkrabber, sandmuslinger og anden bundfauna vil gå mere eller mindre frem i forhold til i dag, hvis biomassen af skarv holdes konstant, reguleres ned til ca. 300 reder eller helt forsvinder, og forudsat at fiskeritrykket forbliver det samme (relativt) som i dag. Hvis biomassen af skarv derimod stiger til 3.000 reder, viser fremtidssimuleringerne, at biomassen af alle aldersgrupper af skrubber vil falde, og hvis skarvreguleringen helt indstilles, og skarvbestanden vokser uden regulering, forudsiger fremtidssimuleringerne, at biomassen af de fleste fiskegrupper vil falde.

Det skal fremhæves, at resultaterne og konklusionerne af fremtidsscenerierne bygger på en model af systemet, og at modeller ikke er bedre end det datagrundlag, de hviler på. Resultaterne af modellen og simuleringerne må derfor kun tolkes som indikationer på de retninger, systemet kunne bevæge sig i under forskellige, fremtidige skarvtætheder. Det skal i denne sammenhæng også fremhæves, at resultaterne af fremtidsscenerierne er betinget af, at fjordens saltholdighed ikke ændres. Hvis saltholdigheden ændres, vil det sandsynligvis få betydning for vigtige byttedyrsgrupper såsom sandmuslinger, havbørsteorm, hesterejer, og anden bundfauna og dermed resten af fødekæden. Ligeledes var udviklingen i fytoplankton-, måge-, åle- og smoltbiomassen låst fast i simuleringerne. Disse grupper kan meget vel opføre sig helt anderledes i virkeligheden / fremtiden, med vigtige konsekvenser for resten af økosystemet.

2. Executive summary and conclusions (English)

The objective of the present study was to create an ecosystem model of Ringkøbing Fjord using Ecopath with Ecosim (EwE), in order to: i) assess the impact of cormorant predation throughout the food web, and ii) simulate the effect of potential, future cormorant abundances on the food web.

An Ecopath model is a snapshot of the resources in the ecosystem and their interactions, represented by trophically linked biomass ‘pools’ or groups. The biomass pools consist of a single species, or species groups representing ecological guilds. Ecopath data requirements are relatively simple, comprising biomass estimates, total mortality estimates, consumption estimates, diet compositions, and fishery catches.

The present model consisted of 27 groups: 2 detritus groups, 3 primary producer groups and 22 heterotrophic groups. Information on the groups was obtained from databases covering the period 2003-2005, the literature, and from experts. The model was fitted / calibrated to time series data of different groups where such data were available for the period 1980 – 2005, in order to simulate and explore the effect of potential, future cormorant abundances on the food web.

Ringkøbing Fjord is a relatively well documented ecosystem especially with respect to biomass estimates of the different groups. The cormorant is the top predator in the system, preying on almost all fish groups included in the model. The model predicted that cormorants in 2003-2005 obtained 49 % of their food by weight within the fjord compared to 51 % outside the fjord. They removed the largest fraction of perch, roach and brown shrimp, while the fishery removed the largest fraction of eel, herring, smelt and whitefish.

It was relatively difficult to fit the model to the time series data from 1980 to 2005 due to the impact of factors outside the model system, including: i) variations in nutrient loadings and salinity affecting the species composition in the fjord; ii) the biomass of whitefish and salmon smolt, which has been affected by restocking; iii) a decrease in cormorant abundances from 2001 and onwards caused by oil spraying of eggs; iv) a global decrease in eel abundances; and v) biomass fluctuations of herring, flounder and plaice which were due to migration to and from the North Sea. In addition, there were no time series data on fishing effort in the fjord, which was necessary to ‘drive’ the simulations of the fishery.

Despite these problems, it was possible to obtain reasonable fit of the model to the time series data. The simulations showed that the ecosystem is primarily controlled by bottom-up processes that couple to abiotic factors such as salinity and nutrient loadings. To simulate the increase in cormorant abundances in the 1980’s it was necessary to change their diet composition to comprise a higher proportion of brown shrimp and sand goby (40 % and 15 %, respectively) as compared to the proportions estimated from pellet analyses (13 % and 10 %, respectively).

Overall, the simulations of potential future cormorant abundances showed that the biomass of sea trout, flounder, juvenile plaice, sand goby, brown shrimp, shore crabs, soft-shell clams and benthos will increase if the biomass of cormorants stays constant at 300 nests or decreases. If, on the other hand, the biomass of cormorants increases to 3,000 nests, the biomass of flounder will decrease, and if cormorants are left unregulated the biomass of most fish groups will decrease.

It should be emphasized that the results and conclusions from the simulations are based on a model of the system, which is no better than the data comprised in the model. A precondition for the simulations and conclusions is that the salinity in the fjord does not change in the future, as

this may impact on the species composition, and thereby on the whole food web. In addition, the biomass of phytoplankton, sea gulls, eels and salmon smolts was forced in the simulations, while in reality these groups may behave very different in the system in the future, affecting the rest of the food web.

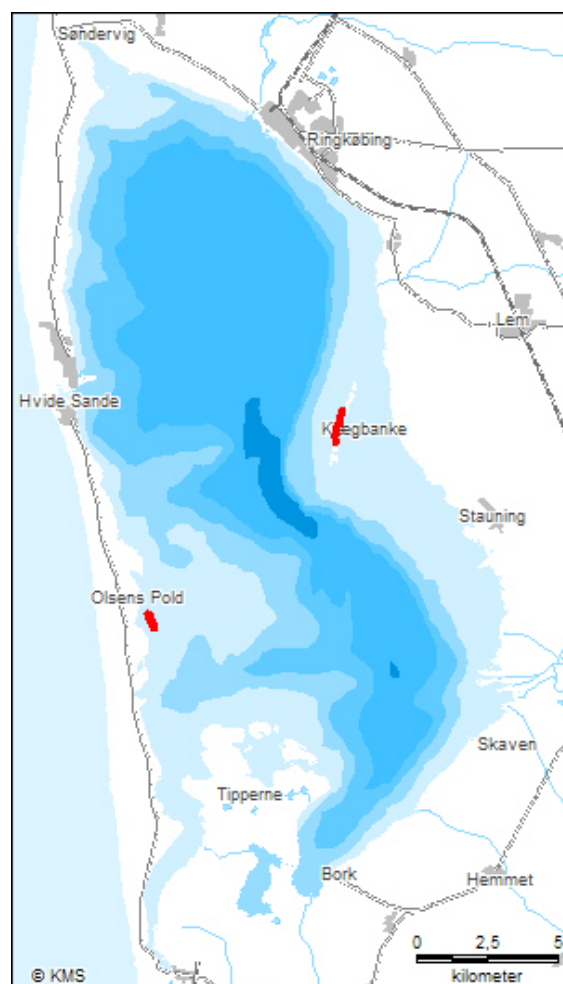
3. Introduktion

3.1. Formål

Hovedformålet med denne rapport var at opstille og anvende en økosystemmodel til at belyse effekten af skarvers prædation på fiskebestandene i og omkring Ringkøbing Fjord. Gennem modelbeskrivelse, modelopstilling og modelanalyser var det hensigten at opnå en øget viden og et forbedret grundlag for udarbejdelsen af en revideret skarvforvaltningsplan i Danmark i 2007.

3.2. Beskrivelse af Ringkøbing Fjord

Ringkøbing Fjord (figur 1) er landets største lagunefjord. Den har en udstrækning fra nord til syd på ca. 30 km og fra øst til vest på 10-12 km. Kystlinien er ca. 110 km, og fjordens areal er ca. 294 km². Fjorden er lavvandet med en gennemsnitsdybde på 1,9 m. Dybeste sted er 5,1 m ved Stauning Dyb, men generelt udgør områderne mellem 0,0-0,5 m, 0,5-2,5 m, og 2,5-3,5 meters dybde hhv. ca. 25, 42 og 33 % af det samlede areal. Fjorden har et vandvolumen på ca. 560 mio. m³, og den tilføres årligt ferskvand svarende til 3-4 gange dette volumen. Størstedelen (ca. 75 %) af ferskvandstilstrømningen stammer fra Skjern Å, der løber ud i fjordens sydlige del.



Figur 1. Ringkøbing Fjord med placering af skarvkolonier.

Fjorden står i forbindelse med Vesterhavet gennem slusen ved Hvide Sande, og saltholdighed i fjorden varierer alt afhængig af slusepraksis. I perioden 1961-1995 prioriterede man således en konstant, lav middelsaltholdighed på 5-7 ‰. I 1995 indførtes den nuværende slusepraksis, som sikrer, at saltholdigheden varierer mellem 8 og 15 ‰ i sommerhalvåret, og mellem 12 og 15 ‰ i perioden maj – september.

Fjorden er præget af stor vindeksponering, og fjordvandet er generelt godt opblandet. Trods den store ferskvandsafstrømning fra Skjern Å varierer saltholdigheden fra nord til syd typisk kun med 0 til 2 ‰. Forskellen i saltholdighed mellem overfladen og bunden varierer afhængig af indslusningen af havvand. Når vand fra Vesterhavet sluses ind dannes et tyndt, højsalint bundlag, der søger mod fjordens dybeste områder, men som også kan bevæge sig rundt i fjorden afhængig af vindretningen. Der er sjældent iltsvindsproblemer i fjorden. Bundlaget opblandes afhængig af vindhastigheden, og det tilstræbes at foretage indslusninger af havvand ved vindstyrker over 8 m/s.

3.3. Miljøtilstanden i Ringkøbing Fjord

Miljøtilstanden i Ringkøbing Fjord kollapsede sidst i 1970'erne, hvor fjorden ændrede sig fra at være et område med klart vand og udbredt plantedække, til et område med uklart vand domineret af store mængder planteplankton og med en ringe dybdeudbredelse af bundplanter. Ændringerne var en følge af tilførsel af store mængder næringsstoffer gennem mange år, og medførte bl.a., at antallet af planteædende fugle såsom svaner, spidsænder og blishøne gik kraftigt tilbage.

Siden 1980'erne har der været ydet en stor indsats for at reducere næringsstofftilførslen til fjorden. Det har bl.a. drejet sig om tiltag på rensningsanlæg og i industrier, dambrug og landbrug. Tiltagene har betydet, at specielt fosfortilførslen er blevet reduceret, men siden 1992 er også kvælstofftilførslen blevet reduceret. Reduktionen i næringsstofftilførslerne har dog ikke været tilstrækkelig til at skabe en tilfredsstillende tilstand i fjorden, dvs. en sommersigtedybde større end 2 m, et udbredt bundplantedække og et varieret dyreliv tilpasset fjordens saltholdighedsforhold. I 1995 blev saltholdigheden derfor hævet i et forsøg på at forbedre miljøtilstanden. Det medførte, at sandmuslinger etablerede sig i fjorden, og de har siden kunne holde vandet så klart, at målsætningen om en gennemsnitlig sommersigtedybde på 2,0 m blev nået i 1997, og siden 2001 har sommersigtedybden ligget mellem 1,5 m og 2,0 m. Den forbedrede sigtedybde har været en forudsætning for, at bundplanter har kunne brede sig ud på større vanddybder, og efter nogle år med ringe plantedække er bundplanterne nu igen på vej til at brede sig over store arealer i hele fjorden. I 2006 var 20 % af de undersøgte områder således dækket med planter, og fortsætter den gunstige udvikling vil målsætningen om et udbredt plantedække formodentlig kunne opfyldes i løbet af nogle år. I takt med den øgede plantedækning forventes antallet af planteædende fugle desuden at øges.

Mængden af søsalat øgedes kraftigt i årene efter den ændrende slusepraksis i 1995 og udgør næsten hver sommer et ildelugtende indslag langs kysterne, når det blæser ind på land og rådner. Selvom søsalat er til gene for lokalbefolkningen, udgør det ikke en væsentlig faktor for økosystemet, og nogle fugle, specielt svaner, kan udnytte det som fødekilde.

Skrubber og ål har traditionelt været de største indtægtskilder for lokale fiskere, men antallet af ål og skrubber er gået kraftigt tilbage gennem årene, hvorimod helten er gået frem som følge af en vellykket udsætningspraksis. I de seneste år har sandkutling, krabber og rejer været dominerende på fjordbunden. Laks og ørred søger hvert år gennem fjorden på deres vandringer mellem åerne og havet. Bestandene er imidlertid sårbare over for fiskeri, og der er derfor indført fiskerirestriktioner, der skal øge fiskenes overlevelsesrate, når de migrerer gennem fjorden.

Ringkøbing Fjord er omfattet af Vandramme- og Natura 2000-direktiverne. Desuden er området syd for en linie mellem Ringkøbing og Hvide Sande udpeget som Ramsarområde, EF-fuglebeskyttelsesområde og EF-Habitatområde. Området er derfor omfattet af en række internationale forpligtelser, og målsætning for miljøtilstanden i området er skærpet.

3.4. Baggrund for projektet

Miljøministeriets Skarvforvaltningsgruppe arbejder i øjeblikket på at øge sin viden og forbedre grundlaget for en revision af forvaltningsplanen for skarverne i Danmark. En revideret skarvforvaltningsplan skal være færdig i 2007. I 2004 anbefalede arbejdsgruppen:

- At det ved revisionen af planen i 2007 overvejes forsøgsvis at udpege særligt værdifulde og sårbare opvækstområder for saltvandsfisk med henblik på at gøre en særlig indsats for at nedbringe skarvernes prædation i disse områder. Den eksisterende viden bør sammenstilles forud for revisionen, mangler identificeres og en plan for indsamling af den manglende viden udarbejdes.
- At viden om skarv og skarvkonflikter fra det øvrige Europa med relevans for danske forhold sammenstilles inden 2007.
- At de igangsatte undersøgelser i Ringkøbing Fjord fortsat prioriteres af såvel Fødevarer- som Miljøministeriet.

Det blev af skarvforvaltningsgruppen (DFU og DMU) den 7. september 2005 forslået, at der blev udviklet en økosystemmodel for Ringkøbing Fjord til brug i analyserne af de økologiske problemer med de store kolonier af skarver. Ringkøbing Fjord blev valgt fordi:

- Det er et afgrænset område velegnet til opstillingen af en økosystemmodel, idet der er overskuelige forbindelser til fersk- og saltvand.
- Områdets økosystemkomponenter (bl.a. skarv og fisk) er godt undersøgt gennem mange år (især de seneste år).
- Der er konflikter mellem skarv og fiskeri.
- Model og modelresultater vil formentlig kunne overføres og sammenlignes med tilsvarende undersøgelser i andre kyst- og fjordområder, f.eks. Limfjorden.

3.5. Modellering

Modeller er nødvendige ”værktøjer” i analyser af økologiske problemstillinger og udarbejdelsen af langsigtede strategiplaner for forvaltningen af økosystemer. I de senere år er de politiske problemer med de voksende kolonier af skarver i Danmark blevet stadigt større (f.eks. SNS, 2005; Nyhedsbrev 2, 2005). Der er stor utilfredshed blandt fiskere over antallet af skarver, der optræder i Danmark, bl.a. fordi det formodes, at skarverne æder en stor andel af fiskebestandene i fjord- og kystområder. Nogle fiskere mener, at skarverne er en væsentlig medvirkende årsag til, at fiskerne fanger færre fisk nu end førhen.

Den eksisterende viden om skarvernes effekter på fisk er baseret på undersøgelser af skarvgylp og beregninger af skarvers prædation på lokale bestande af enkelte fiskearter (Hald-Mortensen, 1994, 1995, 2000, 2005; Jepsen and Sonnesen, 2005). Disse undersøgelser har kun sjældent inddraget effekterne på andre arter og trofiske niveauer i økosystemet. De har heller ikke belyst effekten på fiskebestandsniveau og dermed effekten på fiskeriet. Undersøgelserne har desuden været foretaget af forskellige aktører, hvorfor et samlet overblik over skarvers indflydelse og

påvirkning af økosystemet i øjeblikket ikke eksisterer. Ved at sammenstille den eksisterende viden om økosystemers struktur og funktion i et afgrænset område i en økosystemmodel, kan der skabes en større samlet viden om skarvernes effekter på andre arter, herunder fiskebestandene og fiskeriudbyttet fra området. En økosystemmodel kan bruges til at beregne sandsynlige forandringer i økosystemets struktur og funktion over tid ved ændringer i skarvpopulationers størrelse i et område. Modellen vil eksempelvis kunne give svar på, hvordan en reduktion i skarvbestanden vil påvirke rekrutteringen til fiskebestandene og fangstmulighederne for fiskeriet. Fra arbejdet med modellen kan der desuden identificeres mangler i den eksisterende viden om økosystemets struktur og funktion.

Den i projektet anvendte økosystemmodel er en såkaldt "Ecopath with Ecosim (EwE)" model, der er en vidt udbredte softwarepakke (www.ecopath.org). Ecopathmodellering bygger på antagelsen om, at et sø- eller afgrænset havøkosystem inden for et år eller en periode på nogle år kan beskrives som værende i årlig massebalance. Simpelt kan Ecopathprogrammet forklares som et bogholderisystem, der hjælper brugeren til at få øget indsigt i regnskabet for produktionen, omsætningen og strømningerne af organisk stof i et på forhånd defineret og afgrænset økosystem udsat for fiskeri. Modelleringen tager udgangspunkt i, at der kan opnås væsentlig indsigt i økosystemets struktur og funktion ved en helhedsbetragtning, dvs. uden at kende og beskrive alle interaktioner og processer i systemet til mindste detalje. Afgørende for opnåelse af massebalance er realistiske estimater for gruppernes (nøglearternes) biomasse og produktion, samt realistiske estimater for graden af interaktioner mellem grupperne, som følge af at de æder hinanden og fanges ved fiskeri (og jagt). En Ecopathmodel er specielt velegnet til at analysere effekten af top prædatorer i et økosystem.

En stor værdi i opstilling af en Ecopathmodel for Ringkøbing Fjord er skabelsen af et samlet overblik (beskrivelse) over viden om økosystemets struktur og funktion. De i modellen indgående organismegrupperes størrelser, biomasse, produktion og fødevalg blev således baseret på tilgængelig viden og realistiske antagelser om størrelser fundet i litteraturen samt på udtalelser fra eksperter.

En Ecopathmodel er velegnet til at analysere "hvad hvis spørgsmål", eksempelvis hvordan vil biomassestrukturen, stoftransportveje og omsætningen ændre sig ved en reduktion af skarvbestanden? Vil det resultere i flere fisk og bedre fiskeri?

En Ecopathmodel, og herunder den datadokumentation og viden der opbygges, vil kunne anvendes til analyser af andre væsentlige problemstillinger i forbindelse med udarbejdelsen af langsigtede økosystembaserede forvaltningsplaner for Ringkøbing Fjord. F.eks. effekter på systemet af øget / mindsket eutrofiering (iltvind) og klimaændringer. Derudover vil viden og modelkompetence fra Ringkøbing Fjord være meget værdifuld i fremtidige vurderinger af tilsvarende problemstillinger i andre fjorde og kystnære områder i Danmark.

3.6. Delmål for projektet

For at gennemføre projektet, blev der defineret følgende delmål:

1. Belyse skarvernes rolle i Ringkøbing Fjord økosystemet på baggrund af Ecopath modellen.
2. Modellere effekten af forskellige antal skarver i Ringkøbing Fjord vha. Ecosim, og på baggrund heraf:
3. Belyse skarvernes indflydelse på skrubbebestanden i Ringkøbing Fjord.
4. Belyse skarvernes indflydelse på bestanden af ål i Ringkøbing Fjord.

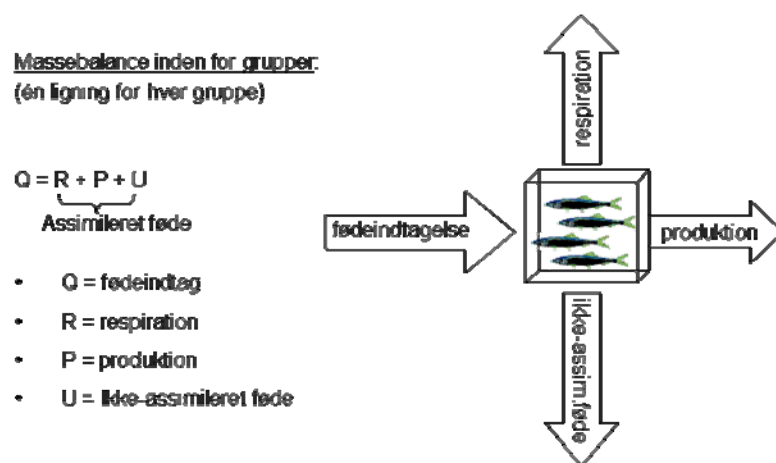
5. Belyse skarvernes indflydelse på bestanden af havørreder og laksesmolt i Ringkøbing Fjord.
6. Belyse skarvernes indflydelse på fiskeriet i Ringkøbing Fjord.
7. Vurdere troværdigheden af de modellerede fremtidsscenarier .
8. Vurdere og diskutere hvorvidt resultaterne fra Ringkøbing Fjord kan overføres til andre kystområder.

4. Materialer og metoder

4.1. Ecopath

Princippet i en Ecopath model er, at der skal være balance i energiregnskabet både inden for den enkelte gruppe i systemet (figur 2) samt grupperne imellem (figur 3). Inden for den enkelte gruppe (figur 2) betyder det, at fødeindtagelsen (Q) skal svare til den mængde energi, der bruges til produktion (P) og respiration (R), eller ender som ufordøjet materiale (U):

Formel 1: $Q = R + P + U$



Figur 2. Energiregnskab inden for grupperne i en Ecopath model.

Produktionen af den enkelte gruppe (i) bruges dernæst til at knytte fødekæden sammen (figur 3). Produktionen skal balancere med den mængde energi, der går til fangst (Y_i), prædation fra andre grupper ($M2_i$), anden dødelighed f.eks. i form af alder ($1-EE_i$, hvor EE_i står for "ecotrophic efficiency" og er den del af produktionen, der passerer videre op gennem fødekæden, eller eksporteres ud af systemet), migration (E_i) samt biomasseakkumulation (BA_i):

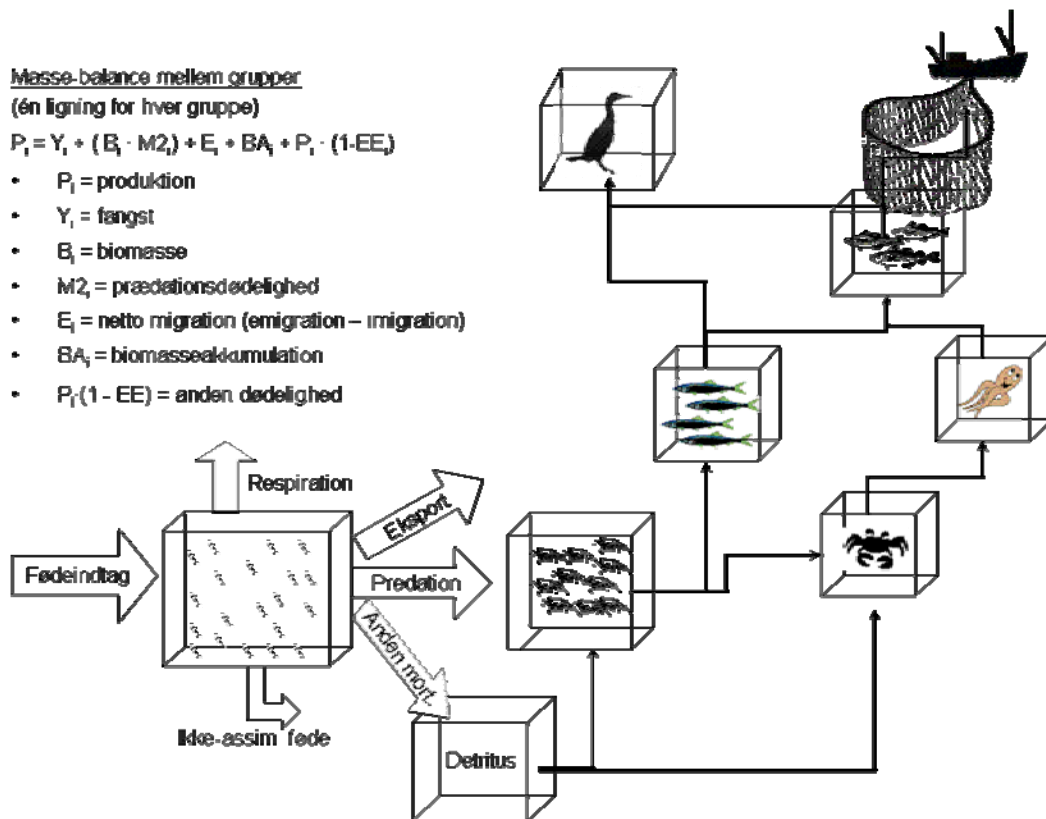
Formel 2: $P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + E_i + BA_i + P_i \cdot (1-EE_i)$

Formel 2 kan omformuleres, så den inkorporer konsumtionsligningen (formel 1):

Formel 3: $B_i \cdot P/B_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot Q/B_j \cdot DC_{ji} - P/B_i \cdot B_i \cdot (1-EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0$,

hvor B_i og P/B_i er hhv. biomassen og produktion/biomasse forholdet af den i'te gruppe, B_j og Q/B_j er hhv. biomassen og konsumtion/biomasse forholdet af den j'te prædator, og DC_{ij} er andelen af bytte (i) i føden for prædator (j).

Modellen balanceres vha. én ligning for hver gruppe. Ligningerne opstilles i et matrixsystem, der løses vha. generel matrix algebra. For at modellen kan balancere, skal den fodres med tre af følgende fire inputparametre for hver gruppe: B_i , P/B_i , Q/B_i eller EE_i . Den undladte parameter beregnes på baggrund af de tre andre, samt oplysninger om fødesammensætning, eventuelle fangster, biomasseakkumulation samt eventuel eksport af den enkelte gruppe (Christensen *et al.* 2005).



Figur 3. Energiregnskab mellem grupperne i en Ecopath model.

4.2. Ecosim

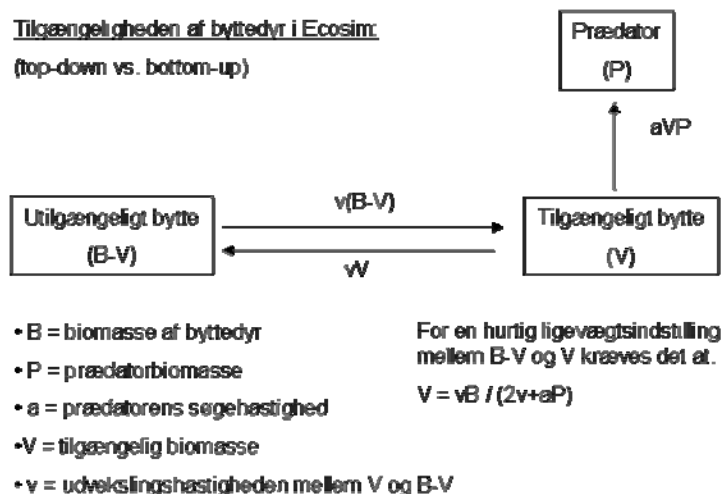
Ecosim er en dynamisk overbygning af Ecopath, der beskriver energistrømmene mellem grupperne vha. koblede differentialligninger (Christensen *et al.* 2005). Differentialligningerne er afledt af formel 2 og har formen:

Formel 4:

$$dB_i/dt = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) B_i,$$

hvor dB_i/dt repræsenterer biomassetilvæksten af gruppe (i) i tidsintervallet dt , g_i er væksteffektiviteten (P/Q), M_i er anden naturlig dødelighed end prædation, F_i er fiskeridødeligheden, e_i er emigration, og I_i er immigration af gruppen. De to summationstegn repræsenterer hhv. den totale konsumtion af gruppen og den totale prædation på gruppen. Konsumtionshastigheden Q_{ji} beregnes på baggrund af et koncept kaldet "foraging arena", der deler biomassen B_i op i hhv. en tilgængelig og en ikke tilgængelig pulje. Dernæst bestemmer

”vulnerability settings” (udvekslingshastigheden; v_{ij}) mellem de to puljer, om der er tale om ”top-down”, eller ”bottom-up” kontrol (figur 4). En lille vulnerability (tæt på 1) betyder, at der sker en langsom udveksling mellem puljen af tilgængeligt og ikke tilgængeligt bytte (figur 4), og ændringer i prædatorbiomassen vil derfor have en relativ lille indflydelse på dødeligheden af byttet (”bottom-up”). Omvendt betyder en høj vulnerability (på f.eks. 100), at indhug i puljen af tilgængeligt bytte hurtigt suppleres fra puljen af utilgængeligt bytte (”top-down”). F.eks. vil en fordobling af prædatorbiomassen medføre tæt ved en fordobling af prædationsdødeligheden af byttet.



Figur 4. Skematisk præsentation af ”vulnerability” konceptet i Ecosim.

4.3. Dokumentation af inputdata til 2003-2005 modellen

Ringkøbing Fjord modellen består af 27 grupper omfattende de væsentligste organismer i systemet: 2 detritusgrupper, 3 primærproducentgrupper og 22 heterotrofe organismegrupper. Grupperne blev valgt, så de hver især repræsenterer en gruppe af homogene (mht. størrelse, fødevalg, mv.) organismer. En omfattende dokumentation af samtlige inputparametre kan findes i bilag 1.

4.4. 1980 model og tidsseriedata

For at simulere så troværdige fremtidsscenarier som muligt var det nødvendigt at ”kalibrere” / tilpasse modellen til tidsseriedata fra systemet (biomasse, fangster, CPUE data mm.). Jo bedre modellen kan simulere kendte, observerede ændringer i systemet tilbage i tiden, des større tiltro vil man umiddelbart også have til simulerede fremtidsscenarier. At tilpasse modellen til tidsseriedata kræver, at man successivt ændrer inputparametrene, primært ”vulnerability settings” (v_{ij}) mellem grupperne (jf. afsnit 4.2.), og på den måde finder de værdier, der bedst beskriver / simulerer de observerede tidsseriedata.

Da der fandtes en del biomasseopgørelser og fangstdata for forskellige grupper, primært lavere trofiske niveauer, i Ringkøbing Fjord tilbage til 1980 (bilag 2), blev det besluttet at konstruere en 1980 model og bruge tidsseriedataene til at tilpasse modellen til perioden 1980–2005. Den ”kalibrerede” model blev herefter brugt som udgangspunkt for simuleringerne af de forskellige fremtidsscenarier.

5. Resultater

5.1. Balancering af 2003-2005 modellen

Som forventet balancerede modellen ikke ved første gennemkørsel. EE værdier (se afsnit 4.1.) større end 1 for flere af grupperne indikerede, at der i modellen blev spist / udnyttet mere af disse grupper, end der eksisterede i systemet. Der blev derfor foretaget følgende justeringer med henblik på at få modellen til at balancere (figur 5):

- a) Laksesmolt blev nedjusteret med en faktor 10 i skarvens føde og siden hen yderligere halveret (se afsnit 6.1.).
- b) Andelen af skaller, aborrrer og ål i skarvens føde blev nedjusteret med 75 % og overført til import, dvs. føde taget uden for fjorden (se afsnit 6.1.).
- c) P/B værdien (dødeligheden Z) for aborrrer blev opjusteret med 50 % fra 0,42 pr. år (Z = 34 %) til 0,63 pr. år (Z = 47 %). Den oprindelige værdi var et usikkert estimat baseret på en naturlig dødelighed på 0,22 pr. år (fra Fishbase; www.fishbase.org) og en skønnet fiskeridødelighed i fjorden på 0,20 pr. år.
- d) Aborrekannibalisme blev fjernet og fordelt ud på de andre grupper i aborrens føde. Aborregruppen bestod i modellen primært af voksne individer, hvor forekomsten af kannibalisme formentlig er meget lille.
- e) P/B værdien for skaller blev opjusteret fra 0,33 pr. år (Z = 28 %) til 1,2 pr. år (Z = 70 %). Den oprindelige værdi var et usikkert estimat baseret på en naturlig dødelighed på 0,23 pr. år (fra Fishbase; www.fishbase.org) og en skønnet fiskeridødelighed i fjorden på 0,10 pr. år.
- f) Q/B værdien for skaller blev halveret fra 10,30 til 5,15 pr. år. Den oprindelige værdi var et usikkert estimat baseret på et studie i hhv. Frankrig (Q/B = 13,63 pr. år) og Sverige (Q/B = 2,68 pr. år) (Palomares og Pauly, 1998).
- g) Biomassen af sild blev fordoblet med henvisning til, at høstsild og juvenile sild ikke var medtaget i det oprindelige biomasseestimat.
- h) P/B værdien for sild blev opjusteret fra 0,57 pr. år (Z = 43 %) til 0,79 pr. år (Z = 55 %). Den oprindelige værdi var et usikkert estimat baseret på en naturlig dødelighed på 0,22 pr. år (fra Fishbase; www.fishbase.org) og en skønnet fiskeridødelighed i fjorden på 0,35 pr. år.
- i) P/B værdien for bundfauna blev opjusteret fra 1,66 pr. år (Z = 81 %) til 3,00 pr. år (Z = 95 %). Den oprindelige P/B værdi var et gennemsnit af studier i andre systemer og varierede mellem 2,10 og 4,00 pr. år. Desuden blev kannibalisme i gruppen halveret fra 10 til 5 %, begge tal baseret på et skøn.
- j) Biomassen for hesterejer blev opjusteret fra 0,376 til 0,537 ton vådvægt pr. km² i overensstemmelse med, at den oprindeligt anvendte fangsteffektivitet på hesterejer i yngeltrawlet på 100 % blev reduceret til 70 %.
- k) P/B værdien for smelt blev opjusteret fra 0,64 til 1,00 pr. år. Den oprindelige værdi var et usikkert estimat baseret på en naturlig dødelighed på 0,23 pr. år (fra Fishbase; www.fishbase.org) og en skønnet fiskeridødelighed i fjorden på 0,20 pr. år.
- l) Biomassen af ål blev ændret fra 0,020 til 0,027 ton vådvægt pr. km² svarende til, at der skønnet blev fanget 30 % frem for 40 % af biomassen.

- m) P/Q værdien (væksteffektiviteten) for havbørsteorm var meget høj (0,56 pr. år), hvilket formentlig skyldes en lav Q/B værdi (3,87 pr. år) behæftet med store usikkerheder. I stedet blev der anvendt en ”default” P/Q værdi på 0,20 pr. år, hvorved modellen estimerede en Q/B værdi på 10,80 pr. år.
- n) P/Q værdien (væksteffektiviteten) for sandmuslinger var meget høj (0,57 pr. år). Q/B værdien blev derfor hævet til 3,65 pr. år, svarende til at muslingerne udnytter 30 % af primærproduktionen frem for det oprindeligt, anvendte gennemsnit på 20,5 %. Dette reducerede P/Q værdien til 0,39 pr. år, hvilket stadig var højt, men dog nok mere realistisk.

Results form: displays mass-balance solution

	Group name	Trophic level	Habitat area	Biomass in habitat area (t/km ²)	Biomass (t/km ²)	Prod./biom. (/year)	Cons./biom. (/year)	Ecotrophic efficiency	Production / consumption
1	Skarv	4.13	1.000	0.0176	0.0176	0.180	76.040	0.000	0.002
2	Måger	3.89	1.000	0.0305	0.0305	0.270	120.500	0.000	0.002
3	Herbivore vandfugle	2.00	1.000	0.0405	0.0405	0.370	231.400	0.000	0.002
4	Aal	3.46	1.000	0.0270	0.0270	0.570	2.500	0.842	0.228
5	Laksesmolt	3.11	1.000	0.000700	0.000700	3.220	10.950	0.907	0.294
6	Havørred	3.67	1.000	0.0110	0.0110	1.300	10.950	0.804	0.119
7	Aborrer	3.09	1.000	0.0730	0.0730	0.630	5.500	0.873	0.115
8	Skaller	3.10	1.000	0.0590	0.0590	1.200	5.150	0.913	0.233
9	Sild	3.12	1.000	0.460	0.460	0.790	4.500	0.977	0.176
10	Smelt	3.11	1.000	0.0940	0.0940	1.000	6.100	0.880	0.164
11	Helt	3.29	1.000	1.186	1.186	0.610	3.200	0.494	0.191
12	0-årige skrubber	3.05	1.000	0.135	0.135	4.430	23.500	0.117	0.189
13	1-årige skrubber	3.02	1.000	0.103	0.103	3.120	55.500	0.507	0.056
14	2-årige skrubber	3.02	1.000	0.277	0.277	0.600	3.900	0.698	0.154
15	Juvenile rødspætter	3.67	1.000	0.0604	0.0604	4.500	28.000	0.193	0.161
16	Sandkutling	3.30	1.000	0.245	0.245	2.900	9.700	0.165	0.299
17	Hesterejer	2.82	1.000	0.537	0.537	8.350	18.250	0.894	0.458
18	Strandkrabber	3.01	1.000	0.800	0.800	0.470	2.350	0.344	0.200
19	Sandmuslinger	2.00	1.000	114.600	114.600	1.430	3.650	0.039	0.392
20	Havbørsteorm	2.00	1.000	61.000	61.000	2.160	10.800	0.049	0.200
21	Anden bundfauna	2.05	1.000	6.200	6.200	3.000	29.700	0.787	0.101
22	Zooplankton	2.11	1.000	1.550	1.550	56.240	89.710	0.234	0.627
23	Makrofytter	1.00	1.000	107.700	107.700	0.331	-	0.100	-
24	Fytoplankton	1.00	1.000	1.480	1.480	1026.000	-	0.400	-
25	Bentiske mikroalger	1.00	1.000	2.320	2.320	442.000	-	0.249	-
26	POM	1.00	1.000	338.010	338.010	-	-	0.219	-
27	SOM	1.00	1.000	69.900	69.900	-	-	0.000	-

Figur 5. Den balancerede model for Ringkøbing Fjord i 2003-2005. POM = partikulært organisk materiale. SOM = suspenderet organisk materiale. Værdier fremhævet med hhv. rødt og blåt blev estimeret af programmet på baggrund af de andre inputparametre. De røde ”Ecotrophic efficiency” værdier på 0,000 markerer, at de pågældende grupper ikke udnyttes af andre grupper i systemet. ”Production / consumption” forholdet for zooplankton er ligeledes fremhævet med rødt, fordi det var bemærkelsesværdigt højere end andre P/B værdier (se afsnit 6.7.).

5.2. 1980 modellen og simulering af perioden 1980-2005

Da der var forholdsvis mange ukendte parametre i systemet i 1980, tog konstruktionen af 1980 modellen udgangspunkt i 2003-2005 modellen med primære ændringer i biomassen af de forskellige grupper til følge. Dette skete i overensstemmelse med tidsseriedataene, hvor de gik så langt tilbage i tiden, samt "best guesstimates". Derudover blev der foretaget ændringer i gruppernes fødesammensætning. Af væsentligste ændringer blev chironomider indført som byttedyrsgruppe, jævnfør at systemet tidligere var mere ferskvandspræget, og formentlig derfor indeholdt mange ferskvandsinvertebrater. Den primære prædation fra bentivore grupper blev herefter flyttet fra mere saltvandskrævende byttedyr (sandmusling, børsteorm, anden bundfauna, hesterejer, sandkutling) til den nye gruppe. Den balancerede model for 1980 er gengivet i figur 6.

Results form: displays mass-balance solution

	Group name	Trophic level	Habitat area	Biomass in habitat area (t/km ²)	Biomass (t/km ²)	Prod./biom. (/year)	Cons./biom. (/year)	Ecotrophic efficiency	Production / consumption
1	Skarv	4.01	1.000	0.000300	0.000300	0.180	76.040	0.000	0.002
2	Måger	3.89	1.000	0.0500	0.0500	0.270	120.500	0.000	0.002
3	Herbivore vandfugle	2.00	1.000	0.01000	0.01000	0.370	231.400	0.000	0.002
4	Aal	3.18	1.000	1.000	1.000	0.570	2.500	0.781	0.228
5	Laksesmolt	3.01	1.000	0.0001000	0.0001000	3.220	10.950	0.187	0.294
6	Havørred	3.27	1.000	0.0110	0.0110	1.300	10.950	0.245	0.119
7	Aborrer	3.01	1.000	0.150	0.150	0.630	5.500	0.294	0.115
8	Skaller	3.01	1.000	0.100	0.100	1.200	5.150	0.613	0.233
9	Sild	3.01	1.000	5.000	5.000	0.790	4.500	0.632	0.176
10	Smelt	3.01	1.000	0.500	0.500	1.208	6.100	0.273	0.198
11	Helt	3.01	1.000	0.250	0.250	0.500	3.200	0.467	0.156
12	Skrubber 0	3.00	1.000	0.618	0.618	4.430	20.825	0.035	0.213
13	Skrubber I	3.00	1.000	0.428	0.428	3.120	8.862	0.075	0.352
14	Skrubber II+	3.00	1.000	1.000	1.000	0.600	3.900	0.980	0.154
15	Rødspætte juv	3.03	1.000	0.01000	0.01000	4.500	28.000	0.134	0.161
16	Sandkutling	2.70	1.000	0.01000	0.01000	2.900	9.700	0.355	0.299
17	Hesterejer	2.80	1.000	0.00500	0.00500	8.350	18.250	0.827	0.458
18	Strandkrabber	2.60	1.000	0.400	0.400	0.470	2.350	0.997	0.200
19	Sandmuslinger	2.00	1.000	0.100	0.100	1.430	3.650	0.023	0.392
20	Havbørsteorm	2.00	1.000	0.600	0.600	2.160	10.800	0.063	0.200
21	Anden bundfauna	2.01	1.000	0.600	0.600	3.000	29.700	0.410	0.101
22	Chironomider	2.00	1.000	5.600	5.600	3.000	29.000	0.813	0.103
23	Zooplankton	2.01	1.000	6.000	6.000	56.240	89.710	0.099	0.627
24	Makrofytter	1.00	1.000	1.000	1.000	8.793	-	0.100	-
25	Fytoplankton	1.00	1.000	30.000	30.000	85.000	-	0.209	-
26	Bentiske mikroalger	1.00	1.000	2.320	2.320	442.000	-	0.141	-
27	Salinitet	1.00	1.000	4.500	4.500	1.000	-	0.000	-
28	POM	1.00	1.000	338.010	338.010	-	-	0.023	-
29	SOM	1.00	1.000	69.900	69.900	-	-	0.000	-

Figur 6. Den balancerede model for Ringkøbing Fjord i 1980. POM = partikulært organisk materiale. SOM = suspenderet organisk materiale. Værdier fremhævet med rødt og blåt blev estimeret af programmet på baggrund af de andre inputparametre. De røde Ecotrophic efficiency værdier på 0,000 markerer, at de pågældende grupper ikke udnyttes af andre grupper i systemet. Production / consumption forholdet for zooplankton er ligeledes fremhævet med rødt, fordi det var bemærkelsesværdigt højere end andre P/B værdier (se afsnit 6.7.).

Modellen for 1980 blev efterfølgende tilpasset tidsseriedataene frem til i dag (figur 7). En beskrivelse af tilpasningerne samt de justeringer af modellen, der var nødvendige for at frembringe dem, følger herunder:

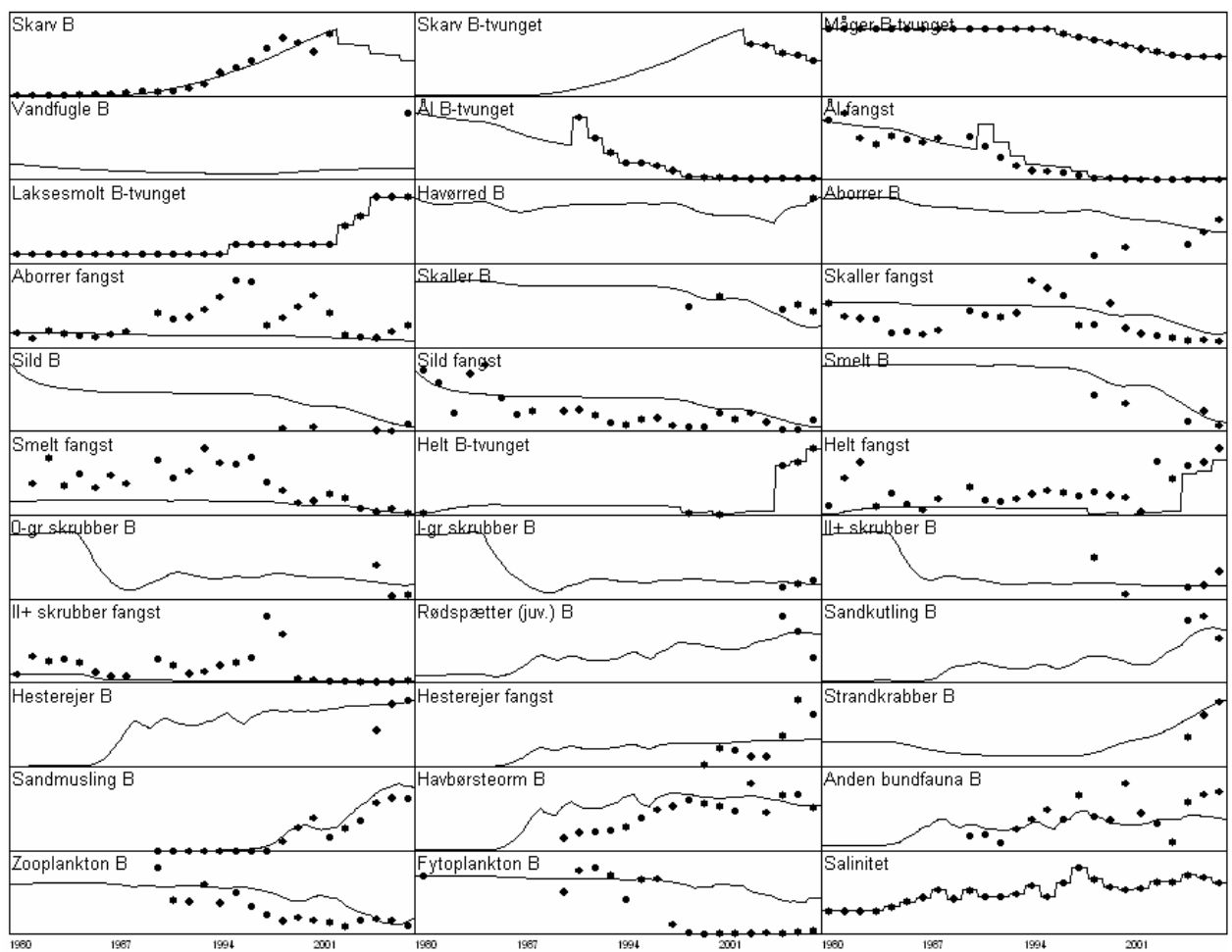
- a) Skarv: Biomasseændringerne blev simuleret ved at sætte en høj vulnerability for gruppen (bilag 3) i overensstemmelse med, at skarven i 1980 var langt fra sin bærekapacitet. Desuden blev der anvendt en høj grad af plasticitet i skarvens valg af bytte (switching parameter = 2; se Christensen *et al.* 2005), eftersom at skarven er opportunist i sit fødevalg jf. dens høje omnivorindex (se afsnit 6.1.). Simuleringen blev tvunget til at følge tidsserien fra 2001-2005, hvor biomassen faldt pga. oilering af æg.
- b) Måger: Simuleringen blev tvunget til at følge biomassetidsserien, da antallet af måger i fjorden formentlig har været styret af faktorer uden for fjorden. Tidsserien var baseret på viden om, at der fra 1994 til 2005 skete et fald på mindst 40 % i antallet af måger, der optrådte i fjorden. Før da var der år til år udsving, men hverken en klar stigning eller et klart fald.
- c) Herbivore vandfugle: Simuleringen viste ingen tendenser og på nær biomasseopgørelsen i 2003-2005, var der ingen tidsseriedata at sammenligne med.
- d) Ål: Der blev anvendt en negativ biomasseakkumulation ($BA = -0,05$) for at simulere faldet i fangsterne gennem perioden. Desuden blev simuleringen tvunget til at følge biomassetidsserien fra 1990 og fremefter, da faldet i fangsterne formentlig skyldtes faktorer uden for fjorden. Tidsserien var baseret på et skøn om, at der siden 1990 årligt blev fanget ca. 30 % af biomassen.
- e) Laksesmolt: Simuleringen blev tvunget til at følge biomassetidsserien, da ændringer i biomassen primært blev styret af udsætningen af smolt.
- f) Havørred: Fødesammensætningen i 1980 blev fordelt med 50 % på zooplankton og resten på pelagiske fiskearter, chironomider og havbørsteorm (Notat til Ringkøbing Amt, 2003) jf. deres individuelle biomasseforhold i 1980. Simuleringen viste en stigning sidst i perioden, men på nær biomasseopgørelsen fra 2003-2005 var der ingen tidsseriedata at sammenligne med.
- g) Aborrer: Simuleringen viste et fald i biomassen og fangsten i løbet af perioden. Tidsseriedataene viste derimod en stigning i landingerne fra sidst i 1980'erne til slutningen af 1990'erne, hvorefter der skete et kraftigt fald. Modellen kunne ikke simulere disse ændringer, da der ikke var noget i modellen til at drive / tvinge dem med (f.eks. effortdata).
- h) Skaller: Simuleringerne viste et fald i biomassen og fangsterne hen over perioden i lighed med tidsseriedataene.
- i) Sild: Der blev anvendt en negativ biomasseakkumulation ($BA = -0,3$) for at simulere faldet i fangsterne hen over perioden, der formodes at reflektere biomasseudviklingen i systemet. Udsvingene i landingerne afhang formentlig af, hvor mange sild der søgte ind i fjorden for at gyde, dvs. biomassen i fjorden har til dels koblet til faktorer uden for systemet.
- j) Smelt: P/B værdien blev fordoblet til 1,2 pr. år for at simulere faldet i biomassen hen over perioden. Modellen kunne ikke simulere de høje fangster først i perioden, da der ikke var noget i modellen til at drive / tvinge dem med (f.eks. effortdata).
- k) Helt: Simuleringen blev tvunget til at følge biomassetidsserien, da biomassen har været styret af udsætningen af helt. Man har således udsat helt i fjorden siden slutningen af 1970'erne.

Opdrættet var ikke særlig succesfuldt i starten, men i 1985 kom der ekstra gang i udsætningerne i takt med, at man blev bedre til at opdrætte fiskene. Der blev sat det samme antal ud hvert år. De øgede fangster sidst i perioden skyldes sandsynligvis, at helten var lidt ældre ved udsætning sidst i perioden, samt forbedrede levedmuligheder i fjorden.

- l) Skrubber: Modellen blev ændret, så den kobler de 3 livsstadier af skrubber sammen (multi-stanza jf. Christensen *et al.* 2005). Til dette formål blev der anvendt følgende vækstparametre fra Fishbase (www.fishbase.org): $K = 0,25$ pr. år (ændret til 0,20 for at opnå bedre overensstemmelse med originale "best guesstimates" af biomassen), $L_{mat}/L_{oo} = 0,5$ og $W_{mat}/W_{oo} = 0,125$. Simuleringerne af 1- og 2 årige og ældre skrubber var stærkt påvirket af andelen af sandmuslinger i føden. Skrubber spiser helt små muslinger, der udgør en meget lille andel af den opgjorte muslingebiomasse. Det var derfor nødvendigt at sætte andelen af muslinger i føden ned til et absolut minimum (0,1 %), for at simuleringerne ikke skulle løbe løbsk sidst i perioden, hvor biomassen af sandmuslinger steg kraftigt. Modellen kunne ikke simulere stigningen i landingerne i 1996-97. Fangsterne steg muligvis så drastisk her pga. en stor gydeårgang i Nordsøen i 1993, der resulterede i, at et stort antal yngel migrerede ind i fjorden årene efter, samt et meget stort fødeudbud i form af sandmuslinger i fjorden efter at saltholdigheden blev hævet i 1995. I 1996-97 var fiskeritrykket i fjorden meget højt, idet mange havfiskere kom til fjorden for at deltage i "skrubbeeventyret". Fangsterne faldt samtidigt i alle de vestjyske fjorde fra slutningen af 1980'erne til starten af 1990'erne, og man kunne derfor formode, at faldet i fangsterne i Ringkøbing Fjord skyldtes forhold i Nordsøen eller parallelle hændelser i de vestjyske fjorde.
- m) Juvenile rødspætter: Simuleringen viste en stigning i biomassen fra midt 1990'erne frem til i dag. Der var imidlertid ingen tidsseriedata at sammenligne med.
- n) Sandkutling: Simuleringen viste i lighed med tidsserien en kraftig stigning i biomassen frem til i dag i takt med at saltholdigheden, og dermed fødegrundlaget, øgedes.
- o) Hesterejer: Simuleringen viste i lighed med tidsserien en stigning i biomassen frem til i dag i takt med at saltholdigheden, og dermed fødegrundlaget (primært havbørsteorm), øgedes. Fangsten var svær at simulere, fordi modellen krævede et start fiskeriinput i 1980 mens fiskeriet i virkeligheden først startede i 1998.
- p) Strandkrabber: Simuleringen viste en stigning i biomassen frem til i dag i takt med at saltholdigheden, og dermed fødegrundlaget (primært sandmuslinger), øgedes. Der var ingen tidsseriedata at sammenligne med, men ifølge fiskere i Ringkøbing Fjord er der mange flere strandkrabber i dag end i 1980.
- q) Sandmuslinger: Simuleringen blev koblet til en "mediation function" (Christensen *et al.* 2005), der blev styret af saltholdigheden i fjorden, og viste i lighed med tidsseriedataene en kraftig stigning i biomassen frem til i dag. Vulnerabiliteten for gruppen blev sat forholdsvist højt (bilag 3), hvilket garanterede, at muslingerne ikke var fødebegrænsede.
- r) Havbørsteorm: Simuleringen blev koblet til en "mediation function" (Christensen *et al.* 2005), der blev styret af saltholdigheden i fjorden, og viste i lighed med tidsseriedataene en stigning i biomassen frem til i dag. Desuden blev chironomider indført som en ny byttedyrsgruppe i modellen for at aflaste prædationen på havbørsteorm tidligt i perioden, hvor systemet var mere ferskvandspræget.
- s) Anden bundfauna: Simuleringen blev koblet til en "mediation function" (Christensen *et al.* 2005), der blev styret af saltholdigheden i fjorden, og viste i lighed med tidsseriedataene en stigende tendens i biomassen frem mod i dag. Kannibalisme blev sat til et minimum (0,5 %),

for at gruppen ikke skulle udslutte sig selv. Desuden blev chironomider indført som en ny byttedyrsgruppe i modellen for at aflaste prædationen på anden bundfauna tidligt i perioden, hvor systemet var mere ferskvandspræget.

- t) Chironomider: I erkendelse af at der tidligere må have været ferskvandsinvertebrater til stede i systemet, blev chironomider indført som en primær byttedyrsgruppe for bentivore grupper i 1980. Simuleringen af gruppen blev koblet til en "mediation function" (Christensen *et al.* 2005), der blev styret af saltholdigheden i fjorden, og gruppen blev tvunget til at kollapse midt i 1980'erne.
- u) Zooplankton: Simuleringen viste i lighed med tidsseriedataene et fald i biomassen frem mod i dag. P/B og P/Q værdierne for denne gruppe var meget høje, hvilket indikerede, at P/B værdien måske var overestimeret (se afsnit 6.7). Kannibalismen blev sat ned fra 10 til 1 %, for at prædationstrykket fra gruppen selv ikke skulle blive for højt.
- v) Fytoplankton: Simuleringen viste et fald i biomassen frem mod i dag. Faldet skyldtes primært prædationen fra sandmuslinger, men var dog langt fra så kraftigt som det, tidsseriedataene antydede (se afsnit 6.7).



Figur 7. Tilpasning / "kalibrering" af Ecopathmodellen fra 1980 til biomasse (B)- og fangst biomassetidsserier af forskellig grupper i Ringkøbing Fjord i perioden 1980 – 2005.

5.3. Simulering af fremtidsscenarier med forskellige skarvtætheder

På baggrund af den ”kalibrerede” / tilpassede 1980 model, blev der simuleret følgende fremtidsscenarier med en tidshorisont på 20 år (se bilag 4 for figurer af de forskellige fremtidsscenarier):

- 1) Skarven forbliver på sit nuværende niveau.
- 2) Skarven nedtrappes gradvist over de næste 20 år fra sit nuværende niveau på ca. 2230 reder (gennemsnit for 2003-2005) til 300 reder.
- 3) Skarven nedtrappes hurtigt over de næste 6 år fra sit nuværende niveau på ca. 2230 reder til 300 reder.
- 4) Skarven forsvinder helt fra Ringkøbing Fjord i løbet af de næste 6 år.
- 5) Skarven stiger fra sit nuværende niveau på ca. 2230 reder til 3000 reder i løbet af 6 år, hvorefter den stabiliseres.
- 6) Ingen skarvregulering. Antallet af skarver får lov at vokse til bærekapacitet i systemet er nået.

Fælles for scenarierne var at: i) saltholdigheden blev bibeholdt på sit nuværende niveau (10,8 ‰), ii) biomassen af helt, der styres af udsætningen af yngel, blev bibeholdt på sit nuværende niveau (1,4 ton vådvægt pr. km²), iii) biomassen af laksesmolt, der styres af udsætningen af smolt, vokser til det dobbelte over 10 år, hvorefter den stabiliseres, iv) biomassen af måger holdes på sit nuværende niveau for ikke at ”eksplodere” i modellen, og v) biomassen af ål holdes på sit nuværende niveau (se afsnit 6.4.). Den procentvise ændring i biomassen af grupperne fra 2005 til 2025 under forskellige fremtidsscenarier er gengivet i tabel 1.

Tabel 1. Den procentvise ændring i biomassen af forskellige grupper i modellen fra 2005 til 2025 under forskellige skarvtætheder, men med samme fiskeriindsats (relativ) som i dag.

Gruppe	Fremtidsscenario (simulerede, fremtidige skarvtætheder) ¹					
	1. Konstant	2. 300 reder på 20 år	3. 300 reder på 6 år	4. Væk på 6 år	5. 3000 reder på 6 år	6. Ingen regulering
Skarv ²	0	-88	-88	-100	56	413
Måger ²	0	0	0	0	0	0
Ål ²	0	0	0	0	0	0
Laksesmolt ²	100	100	100	100	100	100
Havørred	10	10	20	20	10	-30
Aborrer	-11	-12	-12	-15	-11	-32
Skaller	-19	-19	-19	-19	-19	-26
Sild ³	-	-	-	-	-	-
Smelt ³	-	-	-	-	-	-
Helt ²	4	4	4	4	4	4
0-årige skrubber	10	19	23	23	-3	-72
1-årige skrubber	12	31	37	38	-8	-78
2-årige skrubber	28	59	73	77	-2	-81
Juv. rødspætter	5	8	8	8	3	0
Sandkutling	11	44	49	122	8	8
Hesterejer	13	14	15	37	13	16
Strandkrabber	37	37	37	37	37	37
Sandmuslinger	7	7	7	7	7	7
Havbørsteorm	-4	-4	-4	-4	-3	-1
Anden bundfauna	6	3	2	-2	8	13
Zooplankton	-17	-16	-16	-16	-17	-16
Fytoplankton	-9	-8	-8	-8	-9	-9
Bentiske mikroalger	-1	0	0	0	-1	-2

¹Se listen i afsnit 5.3. for definitionen af fremtidsscenarierne med forskellige skarvtætheder.

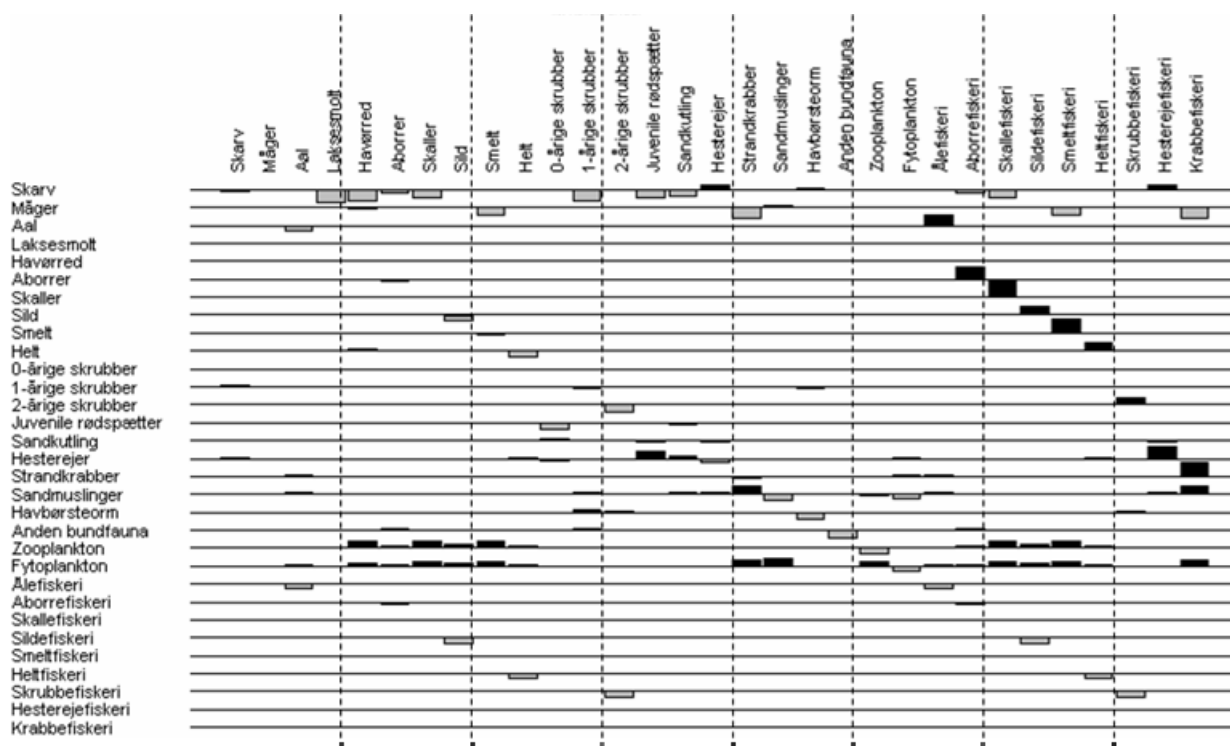
²Tvunget fremtidsscenario.

³Forsvinder ud af systemet. Se afsnit 6.6.

6. Diskussion og konklusion

Ringkøbing Fjord er et forholdsvis velbeskrevet / veldokumenteret system, og 2003-2005 modellen bygger på et rimelig, solidt datagrundlag. Det gælder først og fremmest biomasseestimerne af de forskellige grupper og især de lavere trofiske niveauer, hvor der desuden findes gode tidsseriedata tilbage til 1980. Omvendt er der en generel mangel på dokumentation af produktions- og konsumtionshastighederne af grupperne i systemet, og bortset fra skarven er der også en generel mangel på viden om gruppernes fødesammensætning i fjorden.

De høje EE værdier (se afsnit 4.1.) i den balancerede 2003-2005 model (figur 5) indikerer, at der er en forholdsvis høj udnyttelse af de fleste grupper i systemet. Figur 8 er en slags sensitivitetsanalyse af systemet og viser, at de fleste grupper har en negativ indflydelse på sig selv, hvilket skyldes konkurrence om føde inden for gruppen. Grupper udnyttet af fiskeriet har i sagens natur en positiv indflydelse på de respektive fiskerier. Skarven har en negativ indflydelse på det meste af sit bytte på nær hesterejer og havbørsteorm. Den positive indflydelse her skyldes, at skarven fouragerer på sandkutling, der omvendt er en prædator af hesterejer og havbørsteorm.



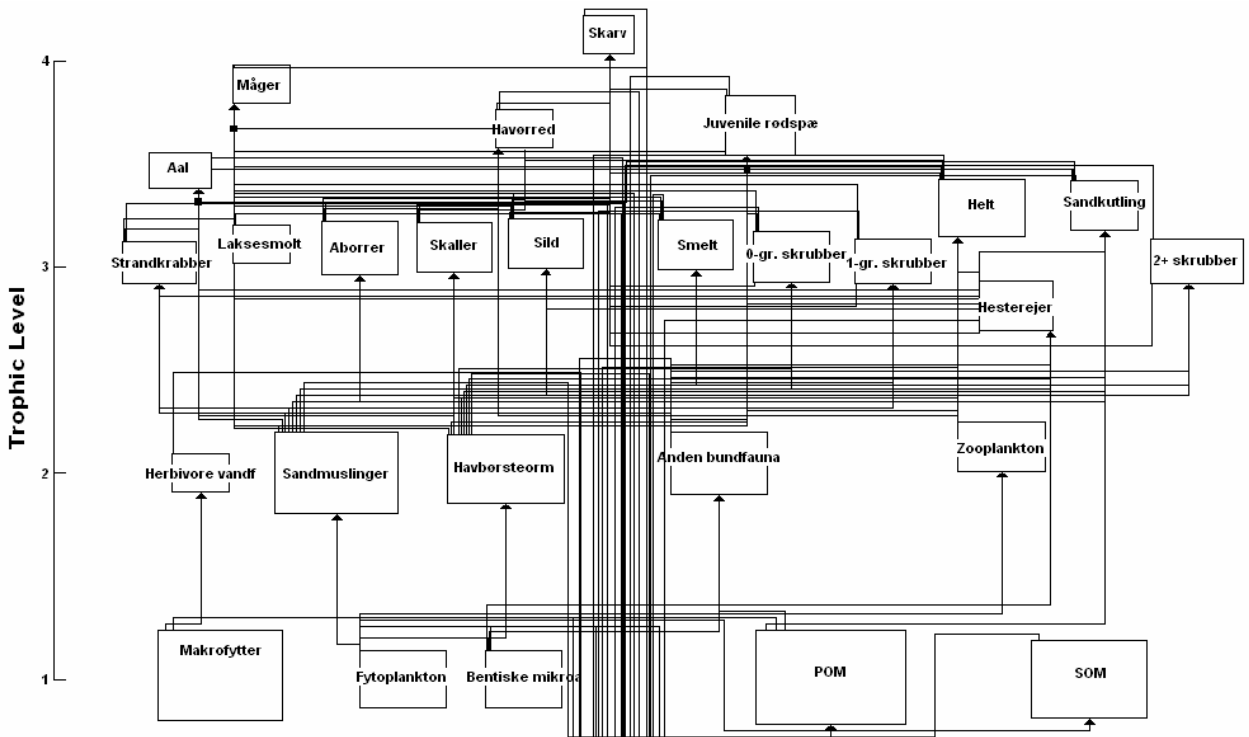
Figur 8. "Sensitivitetsanalyse" baseret på 2003-2005 modellen. Figuren viser hvilken indflydelse, en lille ændring i biomassen af en gruppe til venstre i histogrammet har på biomassen af grupperne øverst i histogrammet. Sorte, opadvendte søjler indikerer en positiv interaktion, mens grå, nedadvendte søjler signalerer en negativ interaktion. Søjlerne skal tolkes i relativ og ikke absolut forstand, og de kan sammenlignes grupperne imellem.

6.1. Skarvernes rolle i Ringkøbing Fjord økosystemet.

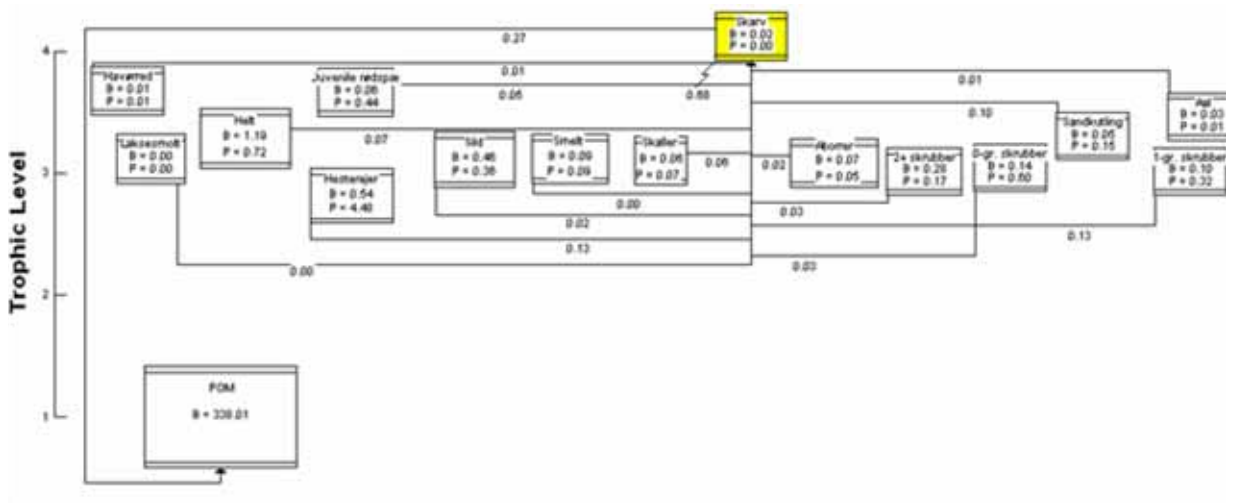
På nær toårige- og ældre skrubber fouragerer skarven på samtlige fiskegrupper i systemet (figur 10), der i de fleste tilfælde i modellen består af både juvenile og voksne fisk (se liste med mulige modelforbedringer i afsnit 6.7.). Den er, som det fremgår af figur 9, systemets absolutte

topprædator med et trofisk niveau på 4,1 og et omnivorindeks på 1,3. Et omnivorindeks på 0,0 indikerer i denne sammenhæng, at prædatoren er specialist og kun fouragerer på ét trofisk niveau. Til sammenligning med skarven har dens bytte et omnivorindeks på mellem 0,0 og 0,6.

Skarvens prædation på laksesmolt, skaller, aborrer og ål beregnet vha. gylpanalyser, var oprindelig sat for højt i modellen i forhold til den estimerede biomasse af de forskellige grupper i fjorden (EE værdier > 1). Skarvens prædation på laksesmolt var svær at gengive i modellen, da smolten kun opholder sig i fjorden i en kort periode i forbindelse med udtrækket til Nordsøen. Dertil kommer, at slusen ved Hvide Sande fungerer som en flaskehals, hvor smolten koncentrerer, og risikoen for skarv (-og måge) prædation øges derfor i dette område. Disse forhold gør, at gylpanalyser kunne give et forkert indtryk af smoltens betydning i skarvens føde (i forhold til modellen), hvis gylpen blev indsamlet ”uheldigt” i tid og sted. Mht. skaller, aborrer og ål tager skarven formentlig en stor del i åløb o.a. ferske områder, hvilket der oprindeligt ikke var taget højde for i beregningen til modellen af skarvens fødesammensætning. Andelen af skaller, aborrer og ål i skarvens føde blev derfor nedjusteret med 75 % (den overskydende del overført til fødeimport) for at modellen kunne balancere.



Figur 9. Flowdiagram af samtlige gruppeinteraktioner i Ringkøbing fjord (fiskeriet undtaget) baseret på 2003-2005 modellen. Kassernes størrelse er proportional med biomassen af de enkelte grupper.



Figur 10. Flowdiagram af skarvens direkte interaktioner med andre grupper i Ringkøbing Fjord baseret på 2003-2005 modellen. Tallene i kasserne angiver hhv. biomassen (B; ton vådvægt pr. km²) og produktionen (P; ton vådvægt pr. km²) af de enkelte grupper, mens værdierne på linierne, der forbinder kasserne, viser, hvor mange tons skarven spiste af de forskellige grupper. Lynet fra skarvboksen angiver mængden (biomassen) af importeret føde.

6.2. Fremtidssimuleringer: modellering af effekten af forskellige niveauer af skarvtætheder i Ringkøbing Fjord

For at modellere forskellige skarvtætheder i fremtiden vha. Ecosim var det nødvendigt at optimere Ecosim inputparametrene ved at konstruere en 1980 model og tilpasse den til tidsseriedata frem til 2005. Det var svært at simulere systemet fra 1980 og frem til i dag både pga. en generel mangel på viden om systemet i 1980 samt en stor påvirkning fra faktorer uden for systemet, heriblandt: i) variationer i næringsstofbelastningen og saltholdigheden med ændringer i fjordens artssammensætning til følge, ii) biomassen af helt og lakse-smolt der har været styret af yngeludsætninger, iii) det seneste fald i tætheden af skarv forårsaget af oliering af æg, iv) faldet i biomassen af ål der formentlig kan tilskrives globale ændringer, v) måger og herbivore vandfugle på gennemtræk, og vi) biomassen af sild, skrubber og rødspætter der til dels har været styret af migration til og fra Nordsøen. Dertil skal lægges en generel mangel på viden om fiskeriindsatsen i fjorden.

Tilpasningen til tidsseriedataene afhæng først og fremmest af "vulnerability settings" samt gruppernes fødesammensætning tilbage i 1980. Da der ikke eksisterer nogen viden om gruppernes fødesammensætning på dette tidspunkt, måtte inputdata tage udgangspunkt i 2003-2005 modellen samt "best guesstimates". Uafhængigt af forskellige inputdata fremgik det dog klart, at det kun var muligt at simulere stigningen i skarvbiomassen frem til i dag, hvis hesterejer og sandkutling udgjorde en langt større andel af føden (hhv. 40 og 15 %), end den der var estimeret ud fra gylpanalyserne (hhv. 13 og 10 %). Andelen af især hesterejer (40 %) var langt fra de ca. 13 %, som var estimeret ud fra gylpanalyserne. Det er imidlertid svært at estimere andelen af hesterejer i skarvgylp, fordi der kun er skalrester tilbage (se bilag 1).

Til trods for de ovenstående problemer, lykkedes det at opnå nogle rimelige tilpasninger til tidsseriedataene og dermed et mere solidt grundlag for fremtidssimuleringerne. Samlet set viste simuleringerne, at økosystemet primært har været styret af de nederste led i fødekæden

(”bottom-up”), der omvendt kobler til abiotiske faktorer såsom saltholdighedsforhold og næringsstofkoncentrationer.

Fælles for skarvens rolle i fremtidssimuleringerne var (tabel 1), at biomassen af laksesmolt (tvunget), havørred, skrubber, juvenile rødspætter, sandkutling, hesterejer, strandkrabber, sandmuslinger og anden bundfauna vil gå frem i forhold til i dag, hvis biomassen af skarv holdes konstant, reguleres ned til ca. 300 reder eller helt forsvinder, og forudsat at fiskeritrykket er det samme (relativt) som i dag. Hvis biomassen af skarv derimod stiger til 3000 reder, viser simuleringerne, at biomassen af især skrubber vil falde, og hvis skarvreguleringen helt falder bort, viser simuleringerne, at biomassen af de fleste fiskegrupper vil falde (tabel 1). Simuleringerne viser desuden, at biomassen af skaller, aborrer, sild og smelt vil falde uafhængigt af ændringerne i skarvbiomassen (se afsnit 6.6).

6.3. Skarvens indflydelse på skrubbebestanden i Ringkøbing Fjord

Selv om skarven ikke fouragerer på toårige- og ældre skrubber i modellen, viser fremtidssimuleringerne, at biomassen af gruppen vil stige med 60 - 74 %, hvis skarven reguleres ned til 300 reder over 6 - 20 år (tabel 1). Derimod vil biomassen falde med 2 - 81 %, hvis skarven stiger til hhv. 3000 reder eller reguleringen falder helt bort. Det skyldes, at de tre livsstadier af skrubber i modellen er koblet sammen, så yngre grupper rekrutterer ind i ældre grupper. Modellen viser desuden, at den primære dødelighed af toårige- og ældre skrubber kan tilskrives fiskeriet (se afsnit 6.6), og at skrubbebiomassen med det nuværende skarvniveau og skrubberekrutteringsmønster fra Nordsøen ville vokse med 175 til 250 %, hvis fiskeriet f.eks. blev reduceret med 25 - 50 %.

6.4. Skarvens indflydelse på bestanden af ål i Ringkøbing Fjord

Skarven er den eneste naturlige prædator af ål i systemet, men den har ifølge fremtidssimuleringerne en meget lille indflydelse på udviklingen i ålens biomasse. Således stiger biomassen af ål eksplosivt i samtlige fremtidsscenarier uafhængigt af, om biomassen af skarv går op eller ned, og forudsat at biomassen af ål ”gives fri” i simuleringerne frem for at tvinge den ind på sit nuværende niveau. Disse resultater indikerer, at ålen er langt fra sin bærekapacitet i systemet, og at det er faktorer uden for Ringkøbing Fjord, frem for skarven, der p.t. sætter begrænsninger for biomassen af ål i fjorden. Den primære dødelighed af ål kan, ifølge modellen, tilskrives fiskeriet (se afsnit 6.6.). Det var imidlertid ikke muligt at simulere forskellige, fremtidige, fiskeritryk under nuværende omstændigheder, hvor fremtidssimuleringen som nævnt ovenfor nødvendigvis må tvinges til at følge den nuværende biomasse.

6.5. Skarvens indflydelse på havørred og laksesmolt

Skarv er den vigtigste prædator af laksesmolt, efterfulgt af måger. Ifølge modellen er der imidlertid en relativ lille udnyttelse af smolt i fjorden ($EE = 0,187$). Da udviklingen i biomassen af laksesmolt hidtil har været styret af smoltudsætninger frem for af naturlige processer i fjorden, var det nødvendigt at låse smoltbiomassen fast i fremtidssimuleringerne med en forventet fordobling og stabilisering af biomassen over de næste 10 år. Det var derfor ikke muligt at simulere forskellige fremtidsscenarier for denne gruppe

6.6. Skarvens betydning for fiskeriet i Ringkøbing Fjord

Ifølge figur 8 har skarven på sit nuværende niveau en negativ indvirkning på skalle- og aborrefiskeriet, en minimal / ingen indvirkning på åle-, silde-, smelt-, helt-, skrubbe- og

krabbefiskeriet¹, og en positiv indflydelse på hesterejefiskeriet. Sidstnævnte skyldes, at skarven fouragerer på sandkutling, der omvendt er en vigtig prædator af hesterejer. Tabel 2 er en sammenligning af skarvernes gennemsnitlige, årlige konsum og de årlige landingerne fra fiskeriet i perioden 2003 – 2005. Af de grupper, der blev høstet af både skarven og fiskeriet, fjernede skarven den største biomasseandel af 0 og 1-årige skrubber, aborrer, skaller og hesterejer, mens fiskeriet fjernede den største biomasseandel af toårige- og ældre skrubber, ål, sild, smelt og helt.

Fremtidssimuleringerne viste, at biomassen af skaller og aborrer vil falde uafhængigt af ændringerne i skarvbiomassen, og at sild og smelt forsvinder helt ud af systemet. For aborre og skaller skal fiskeritrykket reduceres med mindst 50 % før biomassen stiger, mens det helt skal ophøre, før biomassen af sild kommer op. Det sidste kan synes uforståeligt, da den fangede sild indvandrer fra Nordsøen, hvilket imidlertid var svært at simulere i modellen. Skal silden ikke forsvinde fra systemet jf. modellen, vil det være nødvendigt at tvinge fremtidssimuleringerne i lighed med tilfældet for laksesmolt og helt. Smelt kommer ikke tilbage selv om fiskeriet helt fjernes, hvilket til dels hænger sammen med en stor dødelighed pga. prædation fra måger.

Tabel 2. Sammenligning af skarvens gennemsnitlige, årlige konsum og fiskeriets gennemsnitlige, årlige landinger i Ringkøbing Fjord i perioden 2003-2005 opgjort i henholdsvis ton vådvægt pr. år (t vv/år) og procent af den samlede fjernelse (skarvkonsum + fiskerilandinger).

Gruppe	Konsumeret af skarv		Landet af fiskeriet	
	(t vv/år)	(%) ¹	(t vv/år)	(%) ¹
Ål	1,5	38	2,4	62
Laksesmolt	0,6	100	0,0	0
Havørred	2,6	100	0,0	0
Aborrer	6,8	61	4,4	39
Skaller	16,5	90	1,8	10
Sild	5,9	6	95,0	94
Smelt	0,9	14	5,6	86
Helt	22,1	24	69,7	76
0-årige skrubber	8,5	100	0,0	0
1-årige skrubber	46,7	100	0,0	0
2-årige skrubber	0,0	0	34,1	100
Juvenile rødspætter	14,7	100	0,0	0
Sandkutling	28,8	100	0,0	0
Hesterejer	37,3	84	7,1	16
Strandkrabber	0,0	0	0,1	100
Import	200,8	100	0,0	0
Sum	393,4	64	220,0	36

¹Procent af den samlede fjernelse (skarvkonsum og landinger)

6.7. Troværdigheden af de modellerede fremtidsscenerierne

Se afsnit 6.2. – 6.6.

Det kan ikke fremhæves nok, at resultaterne og konklusionerne af denne rapport bygger på en model af systemet, og at modeller ikke er bedre end det datagrundlag, de hviler på. Resultaterne af modellen og fremtidssimuleringerne skal derfor kun tolkes som indikationer på de retninger, systemet kunne tage under forskellige, fremtidige skarvtætheder. Vigtigst at fremhæve i denne

¹ Der foregår et lille krabbefiskeri jf. Fiskeridirektoratets registreringsdatabase (se bilag 1).

sammenhæng er nok, at resultatet af fremtidsscenerierne er betinget af, at fjordens saltholdighed ikke ændres. Hvis saltholdigheden ændres, vil det få betydning for vigtige byttedyrsgrupper såsom sandmuslinger, havbørsteorm, hesterejer, og anden bundfauna og dermed resten af fødekæden. Ligeledes var udviklingen i fytoplankton-, måge-, åle- og smoltbiomassen låst fast i fremtidssimuleringerne. Disse grupper kan meget vel opføre sig helt anderledes i virkeligheden / fremtiden med vigtige konsekvenser for resten af systemet.

Problemet med at ”kalibrere” / tilpasse modellen til tidsserien for fytoplankton bør også fremhæves og skyldes formentlig, at algerne har været delvist fosfatbegrænsede i sommerhalvåret, hvilket der ikke tages højde for i modellen. Modellen, som den er nu, tager heller ikke højde for sæson eller årlige ændringer i næringsstofbelastningen i fjorden, selv om sådanne ændringer i fremtiden utvivlsomt vil kunne få stor betydning for fjordens økosystem.

Med henvisning til udgangspunktet for fremtidssimuleringerne stemte tilpasningerne af 1980 modellen vha. tidsseriedataene fra 1980 – 2005 rimelig godt overens med 2003-2005 modellen (tabel 3). Udgangspunktet for fremtidssimuleringerne var således ”tæt på virkeligheden”. Størst afvigelse mellem den ”kalibrerede” 1980 model og 2003-2005 modellen var i gruppen af herbivore vandfugle, makrofytter, fytoplankton, skallefiskeriet og krabbefiskeriet. Herbivore vandfugle og makrofytter har umiddelbart ingen betydning for fremtidsvurderingen af skarvens rolle i systemet, da de ikke indgår i nogen skarvrelationer. Fytoplankton og krabbefiskeriet er, jf. figur 8, heller ikke direkte vigtige for skarven. Skallefiskeriet er evt. lidt mere problematisk, da skaller ifølge gylpanalyserne udgør 11 % af skarvens føde. Skallefiskeriet er imidlertid ikke særlig stort (tabel 2), og det har derfor næppe nogen større indflydelse på fremtidssimuleringerne af forskellige skarvtætheder.

Modellen for Ringkøbing Fjord vil med fordel kunne forbedres på flere punkter. F.eks. kunne man:

- Koble udviklingen i skaller og aborrer til ændringerne i fjordens saltholdighed.
- Indføre flere størrelsesgrupper af zooplankton (f.eks., mikro-, meso-, og makrozooplankton), heriblandt en gruppe omfattende fiskeyngel, så det vil være muligt at tage højde for f.eks. aborrekanibalisme, prædation fra havørreder mv.
- Dele sandmuslinger op i en gruppe bestående af

Tabel 3. Den simulerede biomasse i 2005 (med udgangspunkt i 1980 modellen) angivet som procent af biomasseopgørelserne i 2003-2005 modellen

Gruppe	Simuleret (%) ¹
Skarv	91
Måger	102
Herbivore vandfugle	17
Ål	104
Laksesmolt	143
Havørred	91
Aborrer	101
Skaller	53
Sild	97
Smelt	90
Helt	113
0-årige skrubber	101
1-årige skrubber	100
2-årige skrubber	76
Juvenile rødspætter	104
Sandkutling	95
Hesterejer	81
Strandkrabber	128
Havbørsteorm	86
Anden bundfauna	62
Zooplankton	84
Makrofytter	1
Fytoplankton	1210
Bentiske mikroalger	79
POM	68
SOM	59
Ålefiskeri	175
Aborrefiskeri	87
Skallefiskeri	383
Sildefiskeri	110
Smeltfiskeri	58
Heltfiskeri	93
Skrubbefiskeri	107
Hesterejefiskeri	54
Krabbefiskeri	250

¹Den simulerede biomasse i 2005 angivet som procent af biomasseopgørelserne i 2003-2005 modellen.

hhv. nysettlede og store individer, og lede prædationen fra andre grupper hen på den rigtige størrelsesgruppe.

- Koble biomassen af makrofytter sammen med f.eks. ændringer i fjordens sigtedybde.
- Koble biomassen af herbivore vandfugle sammen med makrofytter via. en ”mediation function”.
- Koble biomassen af fytoplankton sammen med ændringerne i næringsstofkoncentrationerne i fjorden.
- Undersøge P/B værdien for zooplankton. Værdien var umiddelbart meget høj, hvilket medførte en meget høj P/Q værdi (væksteffektivitet).
- Undersøge produktionen af fytoplankton da den estimerede P/B værdi var meget høj (1026 pr. år).

6.8. Vurdering og diskussion af hvorvidt resultaterne fra Ringkøbing Fjord kan overføres til andre fjord- og kystområder

Man vil ikke umiddelbart kunne overføre resultaterne fra Ringkøbing Fjord modellen til andre systemer såsom f.eks. Limfjorden, Vejle Fjord eller Roskilde Fjord. Dertil er indflydelsen af menneskeskabte faktorer (ændringer i næringsstofbelastningen og styring af saltholdigheden med ændringer i fjordens artssammensætning til følge), samt påvirkningerne fra Nordsøen (migration af arter), for store. Man vil dog kunne anvende mange af de fundne litteraturværdier for de enkelte grupper (se bilag 1) i andre økosystemmodeller med tilsvarende grupper, da mange af værdierne er generisk gældende.

7. Data mangler

Nedenfor følger en liste over de væsentligste datamangler i modellen (mulige ideer til specialestudier):

- Biomasseopgørelser af fjordens fiskegrupper.
- Effortdata (fiskeriindsatser og tidsseriedata).
- Produktionen og dødeligheden af diverse fiskegrupper i fjorden (med henblik på at understøtte eller korrigere P/B rater baseret på litteraturværdier fra andre økosystemer).
- Konsumtionen af diverse fiske- og invertebratgrupper i fjorden (med henblik på at understøtte eller korrigere Q/B rater baseret på litteraturværdier fra andre økosystemer).
- Fødesammensætningen af diverse fiske- og invertebratgrupper i fjorden (med henblik på at understøtte eller korrigere fødekompositioner baseret på litteratur værdier fra andre økosystemer).
- Metode til estimering af andelen af hesterejer i skarvens føde.
- Monitering / opgørelse over forekomsten af gopler, mysider, fiskeæg og fiskelarver i fjorden.

8. Tak til

Arbejdet med rapporten blev finansieret af fiskeplejemidler igennem Direktoratet for Fødevareerhverv, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, forhenværende Ringkøbing Amt samt Skov- og Naturstyrelsen.

En stor tak til Niels Hestehaven, Martha Laursen og Jens Würbler Hansen (Ringkøbing Amt), Kurt Thomas Jensen (Aarhus Universitet), Niels Jepsen og Per Sonnesen (Danmarks Fiskeriundersøgelser), samt Ole Amstrup (Danmarks Miljøundersøgelser) for tilvejebringelse af essentielle data til modellen.

Bilag 1. Inputparametre til 2003-2005 modellen for Ringkøbing Fjord

Modellen bygger på gennemsnitsdata fra perioden 2003-2005. Denne periode blev valgt, fordi systemet her var relativt stabilt, og fordi der eksisterer mange data fra netop disse 3 år. Biomassen i ton vådvægt pr. km² (t vv/km²) blev brugt som energienhed i modellen.

Partikulært organisk materiale (POM)

Mængden af organisk kulstof i sedimentet blev undersøgt i 2004. Der blev taget prøver af sedimentet på 10 transekter med hver 5 stationer. Heraf blev en station undersøgt i profil til 10 cm (opskåret i en række dybder), mens de 4 andre blev puljet for de øverste 5 cm (ved vanddybder > 2 m) eller 7 cm (ved vanddybder < 2 m). Mængden af organisk kulstof varierede ned gennem sedimentsøjlen, og det antages her, at kun de øverste 0,0-0,5 cm svarende til ca. 15 % af det organisk kulstofindhold i de puljede prøver havde relevans for / var produceret i den modellerede periode. Tabel 1 angiver det gennemsnitlige indhold af organisk kulstof (dødt og levende organisk materiale) i de puljede prøver samt omregningen til POM. Som det ses af tabellen, varierede mængden af sedimenteret organisk materiale alt afhængig af på hvilke vanddybder, prøverne blev taget.

Tabel 1. Biomassen af partikulært organisk materiale i Ringkøbing Fjord, 2004. Det antages, at tabellen er repræsentativ for hele den modellerede periode (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

Vanddybde (m)	Dybde dækning (%)	Organisk kulstof ¹ (t/km ²)	POM ² (t/km ²)
≤ 2	60	156	175,04
>2	40	577	165,29
Total	100	324 ³	340,33
POM korrigeret for bentiske mikroalger (tabel 6):			338,01

¹Det gennemsnitlige indhold af organisk kulstof i hele sedimentsøjlen.

²Mængden af organisk kulstof blev omregnet til POM under antagelse af, at organisk kulstof udgør 40 % af det organiske materiale (tørvægt), at tørvægt - vådvægtsforholdet er 20 %, samt at 15 % af prøvevægten var repræsentativ for den modellerede periode.

³Gennemsnit vægtet med dybde dækningen.

Suspenderet organisk materiale (SOM)

Der udtages jævnligt prøver af suspenderet stof i fjorden. Prøverne udtages i 1 meters dybde ved indsejlingen til Ringkøbing havn, og data præsenteres som µg glødetab pr. liter. Det antages her, at glødetabet svarer til forbrændt kulstof, og at kulstof udgør 13 % af vådvægten, hvilket er baseret på et gennemsnitligt kulstofindhold af alger i fjorden (tabel 2). Da SOM indeholder fytoplankton, blev den beregnede biomasse af SOM korrigeret for biomassen af fytoplankton jf. tabel 4.

Tabel 2. Biomasse af suspenderet stof i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (baseret på Ringkøbing Amts målinger)¹.

År	Antal prøvetagninger	Glødetab (µg/l)	Biomasse ¹ (t vv/km ²)
2003	43	3637	53,00
2004	46	5394	78,61
2005	47	5663	82,52
Gennemsnit	45	4898	71,38
SOM korrigeret for andelen af fytoplankton jf. tabel 4			69,90

¹Biomassen blev beregnet som: ton glødetab pr. km³ x 0,557 km³ / 294 km² / 0,13.

Fytoplankton

Biomassen af fytoplankton

Der tages dybdeintegrerede prøver af fytoplankton 26 gange om året ved indløbet til Ringkøbing Havn. Gruppen består hovedsageligt af kiselalger, grønalger, furealger og nanoflagellater (tabel 3). Biomassen af fytoplankton angives i μg kulstof pr. liter ($\mu\text{g C/l}$) og blev omregnet til ton vådvægt pr. km^2 jf. tabel 4.

Tabel 3. Den procentvise sammensætning af fytoplankton i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

År	Kiselalger	Grønalger	Furealger	Nanoflagellater	Blågrønalger
2003	64,5	0,0	23,9	11,6	0,0
2004	68,1	2,1	6,6	23,3	0,0
2005	79,7	1,8	3,7	14,8	0,0

Tabel 4. Biomassen af fytoplankton i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

År	Antal prøvetagninger	Biomasse ($\mu\text{g C/l}$)	Biomasse ¹ (t vv/ km^2)
2003	24	45,48	0,75
2004	26	88,22	1,50
2005	27	126,58	2,17
Gennemsnit	26	86,76	1,48

¹Det blev antaget, at kulstof udgør 11 % af vådvægten af fytoplankton (minus furealger) og 13 % af vådvægten af furealger (baseret på Olrik, 1991). Biomassen blev beregnet vha. disse omregningsfaktorer, fjordens areal (294 km^2) og volumen ($0,557 \text{ km}^3$), og blev vægtet med den procentvise sammensætning af planktongrupperne jf. tabel 3.

Primærproduktionen og P/B forholdet for fytoplankton

Den årlige primærproduktion beregnes af Dansk Hydraulisk Institut og opgives som g kulstof pr. m^2 pr. år ($\text{g C/m}^2/\text{år}$; tabel 5). For at omregne primærproduktionen til ton vådvægt pr. km^2 pr. år blev det antaget, at kulstof udgør 11 % af vådvægten. Dette er et vægtet gennemsnit baseret på, at furealger i gennemsnit udgør 11 % af biomassen, mens andre alger udgør 89 %. Desuden blev det antaget, at kulstof udgør 13 % af vådvægten af furealger og 11 % af andre alger jf. Olrik (1991).

Tabel 5. Primærproduktionen og P/B forholdet af fytoplankton i Ringkøbing Fjord, 2003-2005.

År	Primærproduktion		P/B (år^{-1}) ³
	$\text{g C/m}^2/\text{år}$ ¹	t vv/ $\text{km}^2/\text{år}$ ²	
2003	101	918	1224
2004	187	1700	1133
2005	172	1564	721
Gennemsnit	153	1394	1026

¹Dansk Hydraulisk Institut (ikke publiceret).

²Primærproduktionen blev beregnet som: ($\text{t C/m}^2/\text{år}$) / 0,11.

³P/B forholdet blev beregnet vha. primærproduktionen og biomassen fra tabel 4.

Bentiske mikroalger

Biomassen af bentiske mikroalger

De bentiske mikroalger i fjorden domineres af kiselalger, og biomassen måles i mg chlorofyl pr. m² (mg chl/m²; tabel 6). Omregningen til ton vådvægt pr. km² var behæftet med store usikkerheder pga. et meget varierende kulstofindhold i forskellige alger. Der blev foretaget en måling på ét tidspunkt i ét år (oktober 2005) i den modellerede periode, og tallene var derfor ikke nødvendigvis repræsentative for hele året / hele den modellerede periode. Det blev derfor valgt at medtage en måling fra april 2006, der, på trods af at den lå uden for den modellerede periode, understøttede tallene fra oktober 2005. Desuden blev det antaget, at forholdet mellem klorofyl og kulstof er 1:30, og at kulstof udgør 10 % af vådvægten (Edler, 1979).

Tabel 6. Biomassen af bentiske mikroalger i Ringkøbing Fjord, oktober 2005 og april 2006. Undersøgelserne bestod af 98 stationer fordelt over hele fjorden (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

Vanddybde (m)	Areal (% af fjorden)	mg chl/m ²			Biomasse ¹ (t vv/km ²)
		Okt. 2005	Apr. 2006	Vægtet gns. ²	
0,0-0,5	25,3	8,0	13,0	2,65	0,80
0,5-1,0	12,3	10,0	12,0	1,35	0,41
1,0-1,5	9,8	13,5	11,0	1,20	0,36
1,5-2,0	7,5	13,0	4,0	0,64	0,19
2,0-2,5	7,3	10,0	4,0	0,51	0,15
2,5-3,0	9,6	8,0	2,0	0,48	0,14
3,0-3,5	20,0	4,0	3,0	0,70	0,21
3,5-4,0	7,6	4,0	0,5	0,17	0,05
4,0-4,5	0,5	4,0	0,5	0,01	0,00
> 4,5	0,1	0,0	0,0	0,00	0,00
Total	100,0	74,5	50,0	7,72	2,32

¹Biomassen blev beregnet som: mg chl/m² / 1000 x 30 / 0,1, idet g/m² = t/km², kulstof: klorofyl = 1:30, og kulstof:vådvægt = 0,1 (Edler 1979).

²Gennemsnitlige mg chl/m² vægtet med arealet.

Primærproduktionen og P/B forholdet for bentiske mikroalger

En væsentlig del af primærproduktionen i fjorden foretages af bentiske mikroalger. Den faktiske produktion kendes imidlertid ikke, men blev som udgangspunkt sat lig den pelagiske primærproduktion (se Fossing *et al.*, 2005). Givet en pelagisk primærproduktion på 1394 ton vådvægt pr. km² pr. år (tabel 5) samt en biomasse af bentiske primærproducenter på 2,32 ton vådvægt pr. km² (tabel 6), blev P/B værdien estimeret til 601 pr. år.

Makrofytter

Biomassen af makrofytter

Makrofytter domineres i varierende grad af børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*), langstilket havgræs (*Ruppia cirrhosa*) og ålegræs (*Zostera marina*). Dækningsgraden af fastvoksende makrofytter opgøres visuelt ved vadning / dykning en gang om året i juli / august måned. Biomassen af fastvoksende makrofytter blev bestemt i 2005 på 4 dybde-transekter fordelt over fjorden hver med 1-3 dybdestationer og 6 delstationer. Disse data samt dækningsgraderne dannede baggrund for biomassebestemmelserne i perioden 2003-2005 (tabel 7).

Vegetationen domineres til tider af løstdrivende søsalat (*Ulva lactuca*), der er en eutrofieringsbetinget alge, og hvis forekomst er både års- samt årstidsbestemt. Søsalat starter som en fastvoksende plante i det tidlige forår, men river sig siden løs og samles typisk i de dybere partier i fjorden eller skylles op på stranden. Biomassen af søsalat er derfor meget svær at opgøre, og der findes ikke noget egentligt monitoringsprogram. På trods af dette, blev det alligevel forsøgt at estimere biomassen af søsalat ud fra luftfotos af fjorden i august 2002 (table 7).

Tabel 7. Biomassen af makrofytter i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

År	Biomasse (g/m ²) ¹	Dækningsgrad (%)	Biomasse ² (t vv/km ²)
<i>Fastvoksende makrofytter</i>			
2003	-	2,1	63,6
2004	-	3,2	96,9
2005	3028	5,3	160,5
Gennemsnit 2003-2005	3028	3,5	107,0
<i>Søsalat</i> ³			
	-	-	0,7
Total (fastvoksende makrofytter og søsalat)			107,7

¹Biomassen ikke bestemt i 2003 og 2004.

²Biomassen af fastvoksende makrofytter blev beregnet som g/m² (= t/km²) i 2005 x dækningsgraden i 2003-2005.

³Det skønnedes, at ca. 2 km² af fjordens areal var dækket af søsalat med en gennemsnitlig lagtykkelse på 5 cm. Det blev antaget, at søsalat vejer 1,2 mg tørstof pr. cm² (Krause-Jensen *et al.*, 2002) svarende til 12 ton pr. km². Ud fra disse antagelser beregnedes en biomasse af søsalat på 0,4 ton tørstof pr. km². Dette svarer til 1,41 ton vådvægt pr. km² idet der anvendes et vådvægt:tørstof forhold på 3,5 (Giannotti and McGlathery, 2001). Den fundne biomasse blev derefter halveret, da vækstsæsonen for søsalat kun strækker sig over ca. 6 af årets 12 måneder.

P/B forholdet for makrofytter

Primærproduktionen for makrofytter i Ringkøbing Fjord kendes ikke. Det blev derfor antaget, at 10 % af biomassen konsumeres, mens resten ender som detritus, hvilket svarer til en EE værdi på 0,1.

Zooplankton

Denne gruppe omfatter både holo- og meroplankton (tilbringer hhv. hele eller dele af livet som plankton), og defineres her som størrelsesgruppen 0,2–2 mm. Mysider, gopler, fiskeæg- og larver er større, og indgår derfor ikke i gruppen. Der findes ikke noget mål for biomassen og produktionen af disse grupper i fjorden.

Fra marts til april domineres zooplankton biomassen af havbørsteormelarver, og fra maj til oktober domineres den hovedsageligt af vandloppen *Acartia tonsa*. Resten af året domineres biomassen af bakterier (NOVANA-rapportering, 2005).

Biomassen af zooplankton

Der udtages jævnlige prøver (ca. 26 prøvetagninger pr. år) ved indsejlingen til Ringkøbing havn. Biomassen af zooplankton opgøres som µg kulstof pr. liter (µg C/l), og det blev her antaget, at kulstofindholdet udgør 12 % af vådvægten (Andersen *et al.*, 2004).

Tabel 8. Biomassen af zooplankton (bakterier, protozoer, mero- og holoplankton) i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

År	mg C/l	Biomasse ¹ (t vv/km ²)
2003	119	1,88
2004	106	1,67
2005	70	1,11
Gennemsnit	98	1,55

¹Biomassen blev beregnet som: t C/km³ x 0,557 km³ / 294 km² / 0,12.

P/B forholdet for zooplankton

”Sekundærproduktionen af de forskellige heterotrofe pelagiske organismegrupper kan beregnes ud fra den beregnede græsning ved antagelse af, at 1/3 af fødeoptagelsen anvendes til produktion af biomasse. For bakterierne antages det dog, at 2/3 af fødeoptagelsen anvendes til produktion af biomasse” (Andersen *et al.*, 2004). Den tidsvægtede, gennemsnitlige sekundærproduktionen i fjorden for perioden 2003-2005 blev således beregnet til 15 µg kulstof pr. liter pr. døgn (Ringkøbing Amt, ikke publiceret). Dette svarer til 0,239 ton vådvægt pr. km² pr. døgn under antagelse af, at kulstof udgør 12 % af vådvægten (Andersen *et al.*, 2004), fjorden har et areal på 294 km², samt et volumen på 0,557 km³. Med en gennemsnitlig biomasse for perioden 2003-2005 på 1,55 ton vådvægt pr. km² (tabel 8), resulterede dette i en årlig P/B værdi på 56,24.

Q/B forholdet zooplankton

For årene 2003-2005 svingede den totale pelagiske græsning mellem 0,11–299,69 µg kulstof pr. liter pr. døgn (Ringkøbing Amt, ikke publiceret). Den tidsvægtede, totale konsumtion var på 13,4 mg kulstof pr. liter pr. år, svarende til 139,4 ton vådvægt pr. km² pr. år under antagelse af, at kulstof udgør 12 % af vådvægten (Andersen *et al.*, 2004), fjorden har et areal på 294 km² samt et volumen på 0,557 km³. Med en gennemsnitlig biomasse på 1,55 ton vådvægt pr. km², resulterede dette i en Q/B værdi på 89,71 pr. år.

Fødesammensætning for zooplankton

Zooplanktonet græsser på fytoplankton, men fouragerer også på sig selv. Andelen af ”kannibalisme” kendes ikke, men blev skønnet til 10 % mens andelen af fytoplankton i føden blev sat til 90 %.

Sandmuslinger (Mya arenaria)

Biomassen af sandmuslinger

Individtætheden af bundfaunaen registreres hvert år i maj måned på 50 stationer fordelt over fjorden. Prøverne udtages med en haps (dækkende et areal på 0,0143 m²). Biomassen opgøres som g tørstof pr. m² (g ts/m²; tabel 9).

Tabel 9. Biomassen af sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

Årstal	Individtæthed (antal/m ²)	Tørvægt inkl. skaller (g ts/m ²)	Vådvægt inkl. skaller ¹ (t vv/km ²)	Kødvægt ² (t vv/km ²)
2003	815	244,6	611,6	107,0
2004	1116	272,0	680,0	119,0
2005	505	269,3	673,2	117,8
Gennemsnit	812	262,0	654,9	114,6

¹Tørvægten udgør ca. 40 % af vådvægten inkl. skaller (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

²Kødpcenten for bundlevende muslinger ligger typisk mellem 15-20 % (gennemsnit 17,5 %) af vådvægten (Svend Steinfeldt, pers. komm.).

P/B forholdet for sandmuslinger

Widt *et al.* (under udarb.) beregnede en gennemsnitlig P/B rate (1997-1999) for sandmuslinger i Ringkøbing Fjord på 1,43 pr. år.

Q/B forholdet for sandmuslinger

Ifølge Widt *et al.* (under udarb.) varierede den andel af primærproduktionen i Ringkøbing Fjord, der skulle til for at forklare muslingebestandens produktion i perioden fra 2000 til 2004, mellem 11 og 30 %. Bruger man gennemsnittet på 20,5 % af primærproduktionen, svarer det til en årlig konsumtion af fytoplankton på 286 ton vådvægt pr. km². Sammenholdt med en biomasse af sandmuslinger på 114,6 ton vådvægt pr. km², giver det en Q/B værdi på 2,5 pr. år.

Fødesammensætning for sandmuslinger

Det blev forudsat i modellen, at sandmuslinger udelukkende lever af fytoplankton.

Havbørsteorm (primært *Hediste diversicolor*, *Heteromastus filiformis*, *Marenzelleria sp.* og *Alkmaria romijni*)

Biomassen af havbørsteorm

Individtætheden af bundfaunaen registreres hvert år i maj måned på 50 stationer fordelt over fjorden. Prøverne udtages med en haps (dækkende et areal på 0,0143 m²). Biomassen opgøres som g tørstof pr. m² (tabel 10).

Tabel 10. Biomassen af havbørsteorm i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

År	g tørstof/m ²	Biomasse ¹ (t vv/km ²)
2003	13,1	65,5
2004	13,3	66,5
2005	10,2	51,0
Gennemsnit	12,2	61,0

¹Tørvægten udgør ca. 20 % af vådvægten (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

P/B forholdet for havbørsteorm

P/B raten for havbørsteorm blev sat til 2,16 pr. år, hvilket er et gennemsnit af 1,97 pr. år for *Hediste diversicolor* i et estuarie i Biscayen (García-Arberal and Rallo, 2002), og 2,35 pr. år for *Hediste diversicolor* i Loire estuariet (Gillet and Torresani, 2003).

Q/B forholdet for havbørsteorm

Filtrationspotential (dvs. det antal gange vandsøjlen filtreres i døgnet) for havbørsteorm vurderes til at være < 0,2 pr. døgn, mens den for sandmuslinger varierer mellem 1-4 pr. døgn (Petersen *et al.*, 2007). Bruges et maksimum filtrationspotential for havbørsteorm på 0,2 pr. døgn og et gennemsnitligt filtrationspotential for sandmuslinger på 2,5 pr. døgn, svarer det til, at havbørsteorm filtrerer 8 % af sandmuslingernes filtrationspotential. Det blev estimeret, at sandmuslinger årligt konsumerer 286 ton fytoplankton pr. km² pr. år. Otte procent heraf svarer til at havbørsteorm årligt konsumerer 22,88 ton fytoplankton pr. km². Fytoplankton udgør imidlertid kun en lille del af føden, der hovedsageligt består af sediment (POM) og bentiske mikroalger (García-Arberal and Rallo, 2002). Det blev derfor antaget, at føden består af 75 % POM, mens de resterende 25 % blev fordelt mellem fytoplankton (9,7 %) og bentiske mikroalger (15,3 %) jf. deres biomasseforhold. Skalerer man derefter op i forhold til konsumtionen af fytoplankton, fås en total konsumtion på 236 ton vådvægt pr. km². Givet en biomasse på 61 ton vådvægt pr. km², giver det en Q/B værdi på 3,87 pr. år.

Fødesammensætning for havbørsteorm

Havbørsteorm lever hovedsageligt af sedimentet, men spiser også ådsler og alger (García-Arberal and Rallo, 2002). Det blev derfor antaget, at føden består af 75 % POM, mens de resterende 25 % blev fordelt med 9,7 % fytoplankton og 15,3 % bentiske mikroalger jf. deres biomasseforhold.

Anden bundfauna

Gruppen består af dyndsnegle (*Hydrobia* spp.), krebsdyr (almindelig slikkrebs (*Corophium volutator*), slank brakvandstanglus (*Cyathura carinata*), og forskellige tanglopperarter (*Gammarus* sp.).

Biomassen af anden bundfauna

Individtætheden af bundfaunaen registreres hvert år i maj måned på 50 stationer fordelt over fjorden. Prøverne udtages med en haps (dækkende et areal på 0,0143 m²). Tabel 11 angiver den procentvise sammensætning af gruppen, mens biomassen er angivet i tabel 12.

Tabel 11. Sammensætningen af biomassen (g tørstof pr. m²) af anden bundfauna indsamlet i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (baseret på biomasseforholdet; Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

År	Krebsdyr (%)	Bløddyr (%)
2003	24	76
2004	16	84
2005	32	68
Gennemsnit	24	76

Tabel 12. Biomassen af anden bundfauna i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

År	g tørstof/m ²	Biomasse ¹ (t vv/km ²)
2003	2,0	5,6
2004	2,3	6,4
2005	2,4	6,7
Gennemsnit 2003-2005	2,2	6,2

¹Tørvægten udgør ca. 36 % af vådvægten (Ringkøbing Amt, ikke publiceret).

P/B forholdet for anden bundfauna

Ólafsson og Persson (1986) fandt følgende P/B rater for to kohorter af brakvandstanglus (*Cyathura carinata*) indsamlet langs sydvestkysten af Sverige i hhv. 1980 og 1981: 2,12 pr. år og 2,48 pr. år. Lignende omsætningshastigheder er fundet andre steder (Ferreira *et al.*, 2004). For slikkrebs (*Corophium volutator*) fandt Birklund (1977) i et studie i Danmark en P/B værdi på 3-4 pr. år (maj - september). For dyndsnegl (*Hydrobia ventrosa* og *H. neglecta*) kan man, på baggrund af et studie af Siegismund (1982) i Kysing Fjord, beregne en P/B rate på 1,33 pr. år. Bruger man gennemsnittet af disse værdier, vægtet med den procentvise sammensætningen af gruppen (tabel 11), fås en P/B værdi på 1,66 pr. år.

Q/B forholdet for anden bundfauna

Tanglopper (*Gammarus oceanicus*) blev i et laboratorieforsøg fundet at konsumere 0,056 g tørstof pr. g tørstof pr. døgn ved en saltholdighed på 7 ‰ (Normant and Lamprecht, 2006), hvilket svarer til en Q/B rate på 20,57 pr. år. For slikkrebs (*Corophium volutator*) kan man på baggrund af et studie i Bay of Fundy, Canada (Hawkins, 1985) beregne en Q/B værdi på 38,79 pr. år. Det har ikke været muligt at finde en P/B rate for dyndsnegle. Gennemsnittet på 29,7 pr. år for tanglopper og slikkrebs blev derfor benyttet.

Fødesammensætning for anden bundfauna

Brakvandstanglus er et rovdyr, der bl.a. spiser slikkrebs og Nereis (Kurt Thomas Jensen, pers. comm.; Ólafsson and Persson, 1986 og referencer her i). Dyndsnegle lever hovedsageligt af kiselalger (Siegismund 1982 og referencer her i; Haubois *et al.*, 2005). Det samme gælder slikkrebs, der dog også konsumerer en del bakterier (Hawkins, 1985). På baggrund af disse oplysninger blev gruppen sat til at konsumere 10 % POM, 80 % bentiske mikroalger og 10 % anden bundfauna.

Hesterejer (*Crangon crangon*)

Hesterejer lever hele livet i fjorden, og nye generationer optræder i juli-august.

Biomasse af hesterejer

Biomassen af hesterejer blev estimeret ud fra årlige monitoringstogter (tabel 13; se også skrubber for beskrivelse af togterne).

Tabel 13. Biomasse og landinger af hesterejer i Ringkøbing Fjord, 2003-2005.

År	Dato for monitoring	Opholdstid ¹ (antal mdr.)	Biomasse ² (t vv/km ²)	Landinger ³ (t vv/km ²)
2003	05-09/05	6	0,171	
	26/09-01/10	6	0,323	
	Total 2003		0,247	0,015
2004	01-04/05	6	0,124	
	28-30/09	6	0,731	
	Total 2004		0,427	0,032
2005	09-13/05	6	0,128	
	26/09-07/10	6	0,777	
	Total 2005		0,452	0,025
Gennemsnit 2003-2005			0,376	0,024

¹ Antal måneder den registrerede biomasse formodes at findes i fjorden.

²Registreret på monitoringsstogter (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret).

³Baseret på Fiskeridirektoratets registreringsdatabase.

P/B forholdet for hesterejer

Den årlige P/B rate for hesterejer blev sat til 8,35 (gennemsnit af fire værdier) baseret på en undersøgelse i det hollandske vadehav (Kuipers and Dapper, 1981).

Q/B forholdet for hesterejer

Evans (1984) fandt, at hesterejer konsumerer mellem 3 og 7 % af deres kropsvægt om dagen, ved temperaturer mellem 5 og 15 °C. Benytter man gennemsnittet på 5 % om dagen, og sammenholder det med en biomasse på 0,376 ton vådvægt pr. km² (tabel 13) svarer det til en Q/B værdi på: (0,376 ton vådvægt pr. km² x 0,05 x 365 dage) / 0,376 ton vådvægt pr. km² = 18,25 pr. år.

Fødesammensætning for hesterejer

Fødesammensætningen for hesterejer blev baseret på en undersøgelse ved øen Sylt i Vadehavet (del Norte-Campos and Temming, 1994) og bestod af: havbørsteorm (22,4 %), anden bundfauna (25,9 %), bentiske mikroalger (22,6 %), sandmuslinger (25,7 %) og hesterejer (3,4 %).

Strandkrabber (*Carcinus maenas*)

Strandkrabber lever hele livet i fjorden, og nye generationer optræder i juli-august.

Biomassen af strandkrabber

Biomassen af strandkrabber blev estimeret ud fra årlige monitoringsstogter (tabel 14; se under skrubber for beskrivelse af togterne).

Tabel 14. Biomasse og landinger af strandkrabber i Ringkøbing Fjord, 2003-2005.

År	Dato for monitorering	Opholdstid ¹ (antal mdr.)	Biomasse ² (t vv/km ²)	Landinger ³ (t vv/km ²)
2003	05-09/05	6	0,281	
	26/09-01/10	6	0,699	
	Total 2003		0,490	0,0007
2004	01-04/05	6	0,323	
	28-30/09	6	1,378	
	Total 2004		0,851	0,0004
2005	09-13/05	6	0,457	
	26/09-07/10	6	1,663	
	Total 2005		1,060	0,0001
Gennemsnit 2003-2005			0,800	0,0004

¹ Antal måneder den registrerede biomasse formodes at findes i fjorden.

² Registreret på monitoringsstogter (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret).

³ Baseret på Fiskeridirektoratets registreringsdatabase.

P/B forholdet for strandkrabber

P/B raten blev sat til 0,47 pr. år. Dette er baseret på en undersøgelse på tre lokaliteter nær Lysekil i Sverige (Baden and Phil, 1984). Her blev den årlige produktionen i 1982 målt til hhv. 2,52,

0,32 og 0,52 g askefri tørstof pr. m², mens den tilsvarende, gennemsnitlige biomasse samme år blev målt til hhv. 3,44, 0,88 og 1,68 g askefri tørstof pr. m².

Q/B forholdet for strandkrabber

Phil (1985) fandt en P/Q rate på 0,2 pr. år for crustaceans. Anvender man dette forhold på strandkrabber sammen med P/B raten og biomassen for denne gruppe, kan man udlede en Q/B værdi på 2,35 pr. år.

Fødesammensætning for strandkrabber

Strandkrabber er altædende, men spiser formentligt, hovedsageligt snegle, muslinger og hesterejer (Mascaró and Seed, 2001; DeGraaf and Tyrrell, 2004; Kuipers and Dapper, 1981, og referencer her i). De blev derfor sat til at spise sandmuslinger (94,6 %), anden bundfauna (5,1 %) og hesterejer (0,3 %) beregnet på baggrund af biomasseforekomsten af disse grupper.

Skrubber (*Platichthys flesus*)

Skrubben gyder højst sandsynligt i Nordsøen. Juvenile skrubber trækker ind i fjorden i juni måned, og er der året ud (dvs. ca. 7 mdr. som 0-årige i fjorden). De juvenile skrubber bliver formentlig i fjorden til de er gydemodne (3 år), og 1-3 årige skrubber findes derfor i fjorden hele året rundt. Ifølge tidligere undersøgelser ser det endvidere ud til, at der sker en indvandring af skrubber til fjorden fra Nordsøen i løbet af sommeren.

Biomassen af skrubber

Biomassen af juvenile skrubber (tabel 15 og 16), rødspætter (tabel 18), sandkutling (tabel 19), hesterejer (tabel 13) samt krabber (tabel 14) blev estimeret ud fra årlige monitoringstogter i fjorden. Der blev fisket vha. et "Johansen yngeltrawl" på 30 stationer dækkende hele fjorden, med lige mange stationer på vanddybder hhv. under og over 2 m. Det tilstræbtes at trække 300 m pr. træk med en hastighed på 1-1,3 knob. På specielt september togtet kunne dette dog ikke altid lade sig gøre på grund af store mængder søsalat, hvorfor træklængden ofte blev reduceret til 150-200 m. Da træklængden varierede mellem 150 og 300 m blev fangsten pr. træk omregnet til fangsten pr. 200 m træk. Det befiskede areal for et 200 m træk blev beregnet som afstanden mellem skovlene (4,1 m) gange træklængde (200 m) = 820 m².

Trawlet er konstrueret til først og fremmest at fange fladfiskeyngel. Pelagiske fisk som f.eks. helt, skalle og sild fanges kun sporadisk, hvorfor fangsterne med yngeltrawl ikke repræsenterer pelagiske arter i fjorden. De størrelsesgrupper af skrubber, som skarven hovedsagelig spiser (dvs. 0- og 1-årige) samt sandkutling, der også er en vigtig fødekilde for skarven i Ringkøbing Fjord, fanges dog i repræsentative mængder med trawlen.

For fladfisk blev fangsteffektiviteten for pighvaryngel anvendt (Sparrevohn and Støttrup, 2007), mens der for sandkutling, hesterejer og krabber regnes der med en fangsteffektivitet på 100 %.

Tabel 15. Biomassen af 0-årige skrubber i Ringkøbing Fjord, 2003-2005, registreret på monitoringsstogter (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret).

År	Dato for monitorering	Opholdstid ³ (antal mdr.)	Biomasse ¹ (kg vv/ha)	Vægtet biomasse ² (t vv/km ²)
2003	05-09/05	5	0,000	0,000
	26/09-01/10	7	5,717	0,333
2004	01-04/05	5	0,000	0,000
	28-30/09	7	0,488	0,028
2005	09-13/05	5	0,002	0,000
	27-30/06	1	0,138	0,001
	25-28/07	2	0,564	0,009
	26/09-07/10	4	0,942	0,031
Gennemsnit 2003-2005				0,135

¹Biomassen er angivet som gennemsnittet af den fundne biomasse pr. træk.

²Biomassen er vægtet med det antal måneder, den registrerede mængde af 0-årige skrubber formodes at være i fjorden.

³Antal måneder den registrerede biomasse formodes at opholde sig i fjorden.

Tabel 16. Biomassen af 1-årige skrubber i Ringkøbing Fjord, 2003-2005, registreret på monitoringsstogter (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret).

År	Dato for monitorering	Opholdstid ³ (antal mdr.)	kg vv/ha ¹	Biomasse ² (t vv/km ²)
2003	05-09/05	6	0,730	0,037
	26/09-01/10	6	0,822	0,041
2004	01-04/05	6	0,848	0,042
	28-30/09	6	1,239	0,062
2005	09-13/05	5	0,458	0,019
	27-30/06	1	0,993	0,008
	25-28/07	2	2,821	0,047
	26/09-07/10	4	1,622	0,054
Gennemsnit 2003-2005				0,103

¹Gennemsnittet af den fundne biomasse pr. træk.

²Biomassen er vægtet med det antal måneder, den registrerede mængde af 1-årige skrubber formodes at være i fjorden.

³Antal måneder den registrerede biomasse formodes at opholde sig i fjorden.

Biomassen af 2-årige og ældre skrubber (tabel 17) blev baseret på to fiskeriundersøgelser, som amtet fik foretaget i hhv. 1997 og 1999 (Ringkøbing Amt, 1997, 1999). Fiskeriet foregik hovedsageligt med faststående redskaber (garn og ruser), og omregningen til biomasse foregik vha. omregningsfaktorer fra sø-økosystemer.

Der var i 1996 og 1997 historisk høje biomasser af skrubber i fjorden, sandsynligvis på grund af nyetableringen af store mængder sandmuslinger som følge af ændringen i saltholdigheden i fjorden i 1995. Biomassen af skrubber har ændret sig meget siden da, og de skønnede biomasser fra dengang kunne derfor ikke overføres direkte til nu. I stedet anvendtes forholdet mellem den estimerede biomasse og landingerne fra dengang til at omregne landingerne fra 2003-2005 til biomasse.

Tabel 17. Biomasse og landinger af 2-årige og ældre skrubber i Ringkøbing Fjord, 2003-2005.

År	Landinger ² (t vv/km ²)	Estimeret biomasse ¹ (t vv/km ²)
2003	0,077	0,183
2004	0,091	0,216
2005	0,182	0,432
Gennemsnit 2003-2005	0,116	0,277

¹Biomassen er beregnet under antagelse af, at landingerne udgør ca. 42 % af biomassen, hvilket er baseret på fangst/biomasse estimater fra to tidligere undersøgelser i fjorden (Ringkøbing Amt, 1997, 1999).

²Baseret på Fiskeridirektoratets registreringsdatabase.

P/B forholdet for skrubber

Van der Veer *et al.* (1991) fandt, at middeltætheden af 0-årige skrubber i det Hollandske vadehav i gennemsnit (1976-1982) faldt fra 95,6 til 1,14 stk. pr. 1000 m² året efter. Dette svarer til en dødelighed (Z) eller P/B rate på 4,43 pr. år.

For 1-årige skrubber anvendtes en P/B værdi på 3,12 pr. år. Dette er et gennemsnit af fire værdier beregnet ud fra Elliott og Taylor (1989), der undersøgte produktionen og biomassen af fiskebestandene i et estuarie i Skotland (1982-1985).

Anvender man en naturlige dødelighed (M) for 2-årige og ældre skrubber på 0,18 pr. år (fra Fishbase: www.fishbase.org) samt en fiskeridødelighed (F) i den modellerede periode på 0,42 pr. år (se fodnote til tabel 17) fås en dødelighed eller P/B værdi på: $Z = F + M = 0,18 + 0,42 = 0,6$ pr. år

Q/B forholdet for skrubber

For 0- og 1-årige skrubber anvendtes en Q/B værdi på hhv. 23,5 og 55,5 pr. år. Værdierne blev beregnet på baggrund af laboratoriestudier (Fonds *et al.*, 1992), samt oplysninger om vandtemperaturer og den gennemsnitlige længde af skrubber fanget på monitoringsstogter i fjorden i 2003-2005 (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret). Desuden blev det antaget, at 0-årige skrubber kun spiser i 7 af årets 12 måneder (fra at de setter i maj-juni og året ud), og at fødeindtaget for 1-årige skrubber ophører i 3 måneder om vinteren (se nedenfor).

Phil (1982) fandt, at 2-årige og ældre skrubber konsumerer 0,4 - 2,5 % af deres kropsvægt hver nat, svarende til et gennemsnitligt konsum på 1,45 % pr. nat. Fødeindtaget er typisk temperaturafhængigt og ophører helt for adulte fisk om vinteren (Fonds *et al.*, 1992). Antager man derfor, at 2-årige og ældre skrubber stopper dens fødeindtagelse i 3 måneder om året, og anvender man det gennemsnitlige konsum på 1,45 % kropsvægt pr. nat, giver det en Q/B værdi på: $(0,277 \text{ ton vådvægt pr. km}^2 \times 0,0145 \times 275 \text{ dage}) / 0,277 \text{ ton vådvægt pr. km}^2 = 3,9$ pr. år.

Fødesammensætning for skrubber

Fødesammensætning for 0-årige skrubber blev baseret på en undersøgelse i Scheldt estuariet, Belgien (Maes *et al.*, 2003): havbørsteorm (22,4 %), zooplankton (17 %), anden bundfauna (2,3 %), import (58,3 %).

1-, 2-årige og ældre skrubber vurderedes at spise sandmuslinger (25 %), havbørsteorm (44 %), og anden bundfauna (31 %) baseret på en undersøgelse i det hollandske Vadehav (de Vlas, 1979).

Rødspætter (*Pleuronectes platessa*)

Rødspætter gyder i Nordsøen, og 0-årige rødspætter trækker ind i fjorden i maj måned. Nogle bliver i fjorden, til de er 1 år, men en del yngel trækker sandsynligvis ud igen hen på sommeren.

Biomassen af rødspætter

Biomassen af juvenile rødspætter blev estimeret ud fra årlige monitoringstogter (table 18; se under skrubber for beskrivelse af togterne).

Tabel 18. Biomasse af rødspætteyngel i Ringkøbing Fjord, 2003-2005, registreret på monitoringstogter (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret).

År	Dato for monitoring	Opholdstid ³ (antal mdr.)	kg vv/ha ¹	Biomasse ² (t vv/km ²)
2003	05-09/5	5	0,194	0,008
	26/09-01/10	7	1,307	0,076
2004	01-04/05	5	0,028	0,001
	28-30/09	7	1,089	0,064
2005	09-13/05	5	0,055	0,002
	27-30/06	1	1,463	0,012
	25-28/07	2	0,304	0,006
	26/09-07/10	4	0,366	0,012
Gennemsnit 2003-2005			0,605	0,060

¹Gennemsnittet af den fundne biomasse pr. træk.

²Biomassen vægtet med det antal måneder, den registrerede mængde juvenile rødspætter formodes at være i fjorden.

³Antal måneder den registrerede biomasse formodes at opholde sig i fjorden.

P/B forholdet for rødspætter

Van der Veer (1986) fandt, at dødeligheden for juvenile rødspætter (> 35 mm) i det hollandske Vadehav (1980-1982) varierede mellem -0,05 og 0,09 pr. døgn i forårsperioden, hvor larverne settler. I et tidligere studie i samme område havde man fundet, at dødeligheden efterfølgende falder til ca. 0,005 pr. døgn. Anvender man her et gennemsnit på 0,02 pr. døgn for første halvår og 0,005 pr. døgn for andet halvår, fås en årlig dødelighed eller P/B rate på 4,5.

Q/B forholdet for rødspætter

Her anvendtes en Q/B værdi på 28 pr. år. Værdien blev beregnet på baggrund af laboratoriestudier (Fonds *et al.*, 1992), samt oplysninger om vandtemperaturer og den gennemsnitlige længde af rødspætter fanget i forbindelse med monitoringstogter i fjorden i 2003-2005 (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret). Desuden blev det antaget, at 0-årige rødspætter kun spiser i 7 af årets 12 måneder (dvs. fra at de settler i maj-juni og året ud)

Fødesammensætning for rødspætter

Fødesammensætningen blev baseret på en undersøgelse af juvenile rødspætters fødeøkologi ud for Belgiens kyst (Beyst *et al.*, 1999): hesterejer (76,8 %), havbørsteorm (14,8 %), fisk (3,3 %: fordeles på 0-årige skrubber (2,2 %) og sandkutling (1,1 %) baseret på deres biomasse forhold), anden bundfauna (2,2 %), sandmuslinger (2,1 %) og zooplankton (0,8 %).

Sandkutling (*Pomatoschistus minutus*)

Sandkutling gyder som 1-årig i marts-august, hvorefter hovedparten dør. Yngelen bliver i fjorden.

Biomassen af sandkutling

Biomassen af sandkutling blev estimeret ud fra årlige monitoringstogter (tabel 19; se under skrubber for beskrivelse af togterne).

Tabel 19. Biomassen af sandkutling i Ringkøbing Fjord, 2003-2005, registreret på årlige monitoringstogter (Danmarks Fiskeriundersøgelser, ikke publiceret).

År	Dato for monitoring	Opholdstid ¹ (antal mdr)	Biomasse ² (t vv/km ²)
2003	05-09/05	6	0,037
	26/09-01/10	6	0,493
2004	01-04/05	6	0,052
	28-30/09	6	0,512
2005	09-13/05	6	0,185
	26/09-07/10	6	0,188
Gennemsnit 2003-2005			0,245

¹ Antal måneder den registrerede biomasse formodes at opholde sig i fjorden

² Biomassen er vægtet med opholdstiden i fjorden.

P/B forholdet for sandkutling

Ehrenberg *et al.* (2005) antog, at produktionen af sandkutling svarer til 25 % af konsumtionen. Anvender man denne antagelse sammen med Q/B raten (se nedenfor), resulterer det i en P/B værdi på 2,9 pr. år.

Q/B forholdet for sandkutling

Healey (1971) estimerede, at sandkutling i gennemsnit konsumerer 2,65 % af deres kropsvægt om dagen svingende fra 0,65 % i december til 14,13 % i august. Med en biomasse på 0,037 ton vådvægt pr. km², svarer det til en Q/B værdi på: $(0,037 \text{ ton vådvægt pr. km}^2 \times 0,0265 \times 365 \text{ dage}) / 0,037 \text{ ton vådvægt pr. km}^2 = 9,7 \text{ pr. år}$.

Fødesammensætning for sandkutling

Fødesammensætningen af sandkutling blev baseret på en undersøgelse ved øen Sylt i Vadehavet (del Norte-Campos and Temming, 1994): hesterejer (51 %), havbørsteorm (12,25 %), POM (12,25 %), anden bundfauna (12,25 %) og sandmuslinger (12,25 %).

Sild (*Clupea harengus*)

Sild forekommer i størst mængde i fjorden i forbindelse med gydetræk i april – maj måned, hvorefter de trækker ud igen.

Biomassen af sild

Til estimering af biomassen af sild anvendtes en fiskeriundersøgelser, som amtet fik foretaget i maj og august 1997 (tabel 20; se beskrivelse for 2-årige og ældre skrubber).

Tabel 20. Biomasse og landinger af sild i Ringkøbing Fjord, 2003-2005.

År	Landinger ² (t vv/km ²)	Biomasse ¹ (t vv/km ²)
2003	0,135	0,096
2004	0,095	0,068
2005	0,738	0,527
Gennemsnit 2003-2005		0,230

¹Biomassen blev beregnet under antagelse af, at landingerne udgør 35 % af biomassen, og blev vægtet med de 3 måneder, som sildene formodes at opholde sig i fjorden

²Baseret på Fiskeridirektoratets registreringsdatabase

P/B forholdet for sild

Anvender man en naturlige dødelighed (M) for sild på 0,22 pr. år (fra Fishbase: www.fishbase.org), og en fiskeridødelighed (F) i den modellerede periode på 0,35 pr. år (se fodnote til tabel 20), fås en dødelighed, eller P/B rate, på: $Z = F + M = (0,22 + 0,35)$ pr. år = 0,57 pr. år

Q/B forholdet for sild

Her anvendtes en værdi på 4,5 pr. år (Dommasnes *et al.*, 2004).

Fødesammensætning for sild

Fødesammensætningen blev baseret på et studie af fødeøkologien hos fisk i Scheldt estuariet, Belgien (Maes *et al.*, 2003): zooplankton (93,5 %), anden bundfauna (5,2 %) og hesterejer (1,3 %).

Andre fisk: aborre (*Perca fluviatilis*), havørred (*Salmo trutta*), helt (*Coregonus lavaretus*), laksesmolt (*Salmo salar*), skalle (*Rutilus rutilus*), smelt (*Osmerus eperlanus*) og ål (*Anguilla anguilla*)

Aborre findes hovedsageligt ved udløbene af de store åer i fjorden, og de registrerede fangster stammer hovedsageligt fra de ferske områder i Stadil Fjord, Skjern Å og Nymindestrømmen. Det blev antaget, at 25 % af biomassen stammer fra Ringkøbing Fjorden.

Som aborrer, findes også skaller fortrinsvis i de ferskeste dele af fjorden og gyder som 2-3 årige i maj måned i åtilløbene. Tidligere undersøgelser indikerer, at skalle yngelen opholder sig de første år i åtilløbene.

Smelt gyder i marts-april måned i åtilløbene til fjorden. Hovedparten dør efter gydningen. Yngelen gennemgår hele livscyklusen i fjorden, indtil de som gydemodne søger op i åudløbene.

Den vilde helt gyder i tilstødende vandløb mod slutningen af vinteren. Yngelen søger ud i fjorden, hvor den lever, indtil den er gydemoden. Der udsættes årligt ca. 250.000 opdrættede helt yngel i marts-april måned i fjorden.

Biomassen af andre fisk

Biomassen af aborre, helt, skalle, smelt og ål (gule ål og blanke ål) blev baseret på et gennemsnit af fangsterne opgjort i Fiskeridirektoratets registreringsdatabase for perioden 2003-2005, samt en antagelse om at der fanges mellem 10-40 % af biomassen (tabel 21).

Tabel 21. Den gennemsnitlige biomasse samt landinger af aborrer, helt, skaller, smelt, ål og smolt i Ringkøbing Fjord, 2003-2005.

Art	Landing ¹ (t vv/km ²)	Landing som % af biomassen ²	Biomasse (t vv/km ²)
Aborrer ⁴	0,015	20	0,073
Havørred ³	-	-	0,011
Helt	0,237	20	1,186
Laksesmolt ⁵	-	-	0,001
Skaller ⁴	0,006	10	0,059
Smelt	0,019	20	0,094
Ål	0,008	40	0,020

¹Baseret på Fiskeridirektoratets registreringsdatabase. Gennemsnit for perioden 2003-2005.

²Niels Jepsen pers. komm.

³Biomassen af havørred blev baseret på estimater af antallet af vilde- og udsatte smolt, samt en antagelse om at 50 % af smoltene bliver og vokser op til kønsmoden størrelse i fjorden, mens 50 % forlader og vokser op uden for fjorden.

⁴Det blev antaget, at 50 % af fangsterne blev taget uden for fjorden, mens de sidste 50 % og dermed 50 % af de estimerede biomasser stammede fra selve fjorden.

⁵Biomassen af laksesmolt blev baseret på beregninger af antallet af vilde- og udsatte smolt, en gennemsnitsvægt på 45 g pr. fisk samt en opholdstid i fjorden på 9 dage (biomassen nedjusteret med 9/365).

P/B forholdet for andre fisk

P/B værdierne for andre fiskegrupper i modellen er angivet i tabel 22.

Tabel 22. P/B værdier for andre fisk i Ringkøbing fjord, 2003-2005.

Art	Naturlig dødelighed ¹ (M, år ⁻¹)	Fiskeridødelighed ² (F, år ⁻¹)	Dødelighed Z = P/B = M+F (år ⁻¹)
Aborrer	0,22	0,2	0,42
Havørred ³	-	-	1,30
Helt	0,41	0,2	0,61
Laksesmolt ⁴	-	-	3,22
Skaller	0,23	0,1	0,33
Smelt	0,44	0,2	0,64
Ål ⁵	-	-	0,57

¹Fra Fishbase: www.fishbase.org.

²Fra tabel 21. For et system i ligevægt kan fiskeridødeligheden (F) estimeres direkte fra fangsten: $F = \text{fangst/biomasse}$, hvor fangsten er en rate ($t/km^2/\text{år}$) og biomassen er tidsuafhængig (t/km^2). Herved bliver F et udtryk for den øjeblikkelige dødelighed (pr. år) (jf. Christensen *et al.*, 2005).

³Koed *et al.* (2003).

⁴Koed (2006).

⁵Rasmussen and Therkildsen (1979).

Q/B forholdet for andre fisk

Q/B værdierne for andre fiskegrupper i modellen er angivet i tabel 23.

Tabel 23. Q/B værdier for andre fisk i Ringkøbing fjord, 2003-2005.

Art	Q/B (år ⁻¹)	Bemærkninger / litteratur
Aborrer	5,50	Gennemsnit af: 4,57, 5,06, 5,99 og 6,25 pr. år (Palomares and Pauly, 1998)
Havørred	10,95	Elliot and Hurley, 2000; Kennedy <i>et al.</i> , 2004
Helt	3,20	Beregnet vha. Ecoempire (Christensen <i>et al.</i> , 2005) med følgende inputparametre: $W_{\text{inf}} = 2000 \text{ g}$, $t = 10 \text{ °C}$, $A = 1,9$
Laksesmolt	10,95	Elliot and Hurley, 2000; Kennedy <i>et al.</i> , 2004
Skaller	10,30	Gennemsnit af 2,68, 13,63 og 14,51 pr. år (Palomares and Pauly, 1998)
Smelt	6,10	Beregnet vha. Ecoempire (Christensen <i>et al.</i> , 2005) med følgende inputparametre: $W_{\text{inf}} = 50 \text{ g}$, $t = 10 \text{ °C}$, $A = 1,32$

Art	Q/B (år ⁻¹)	Bemærkninger / litteratur
Ål	2,50	Ålens fødeindtagelse er temperaturafhængig og stopper generelt ved temperaturer under 5 °C (Rasmussen and Therkildsen, 1979). Den gennemsnitlige fødeindtagelse ved temperaturer over 5 °C beregnet ud fra et studie af ål i Køge-Lellinge (Rasmussen and Therkildsen, 1979), er 0,896 % af kropsvægten pr. døgn. Antager man, at gennemsnitstemperaturen i Ringkøbing Fjord er under 5 °C i 3 måneder om året og over 5 °C for de resterende 9 måneder, og givet biomassen i tabel 21, kan man beregne en Q/B værdi på 2,46 pr. år.

Fødesammensætning for andre fisk

Fødesammensætningen af andre fiskegrupper i modellen er angivet i tabel 24.

Tabel 24. Fødesammensætningen for andre fisk i Ringkøbing Fjord, 2003-2005.

Art	Fødesammensætning
Aborrer	Spiser zooplankton indtil de når 20 cm, hvorefter de skifter til småfisk (Niels Jepsen, pers. komm.). Sættes her til at spise zooplankton (25 %), fiskeyngel (= zooplankton = 30 %), kannibalisme (9 %) og anden bundfauna (36 %)
Ål	Fødesammensætningen er baseret på et studie i Tagus estuariet (Alcochete, Costa <i>et al.</i> , 1992), Portugal: havbørsteorm (26,4 %), sandmuslinger (23,1 %), anden bundfauna (1,4 %), strandkrabber (27,9 %), hesterejer (19,5 %), sandkutling (1,7 %)
Skaller	Zooplankton (90 %) og havbørsteorm (10 %) (Niels Jepsen, pers. Komm.)
Smelt	Zooplankton (100 %)
Helt	Zooplankton (75 %) og hesterejser (25 %)
Havørred	Zooplankton (50 %) og fisk (50 %: fordelt på sild (7 %), smelt (3 %), helt (36 %), aborrer (2 %) og skaller (2 %), baseret på biomasseforholdet af disse grupper)
Laksesmolt	Zooplankton (2 %) og import (98 %) ¹

¹ Andelen af importeret føde blev baseret på, at laksesmolt opholder sig i 9 ud af årets 365 dage i fjorden.

Skarv

Biomassen af skarv

Skarver optræder i Ringkøbing Fjord som ynglende og som gæster fra andre kolonier i forbindelse med skarvernes spredning og træk, der strækker sig fra juli til oktober. Kun få fugle overvintrer i fjorden. I årene 2003-2005 ynglede skarverne på Olsens Pold og Vinterleje Pold (1500-1900 reder pr. år), på Klægbanken (300-760 reder pr. år) og i et enkelt år på Høje Sande (86 reder). Både de ynglende og gæstende skarver søger føde inde i fjorden, i Vesterhavet og i ferskvandsområder omkring fjorden.

Biomassen af skarver blev baseret på det antal skarver, som estimeres at have været til stede i fjorden i midten af hver måned i perioden 2003-2005, samt en antagelse om, at skarverne i gennemsnit vejede 2,4 kg (tabel 25).

Tabel 25. Antal skarver som ud fra optællinger og antagelser om træk estimeres at have været til stede i Ringkøbing Fjord midt i hver måned for hvert af årene 2003-2005, gennemsnittet over de tre år, samt den gennemsnitlige biomasse (T. Bregnballe, Danmarks Miljøundersøgelser, ikke publiceret).

Måned	Antal pr. dag			Antal 2003-2005 (gennemsnit/dag)	Biomasse ¹ (t vv/km ²)
	2003	2004	2005		
Januar	96	93	77	88	0,0007
Februar	384	371	307	354	0,0029
Marts	2425	2338	1934	2232	0,0185
April	4395	4232	3499	4042	0,0335
Maj	5250	4996	4108	4785	0,0396
Juni	4023	3651	3099	3591	0,0297
Juli	2940	2530	2326	2598	0,0215
August	3943	3530	3317	3596	0,0298
September	2307	2863	2656	2609	0,0216
Oktober	1186	1108	1012	1102	0,0091
November	360	389	357	369	0,0030
December	115	106	96	106	0,0009
Gennemsnit				2123	0,0176

¹Det antages, at en skarv i gennemsnit vejer 2,4 kg.

P/B forholdet for skarv

Den årlige mortalitet blandt skarverne blev estimeret til 0,18. Dette skøn er baseret på en vurdering af den sandsynlige alderssammensætning for hver måned kombineret med resultater fra undersøgelser af den aldersbetingede overlevelse blandt danske skarver (Frederiksen and Bregnballe, 2000a,b; Hénaux *et al.*, 2007).

Q/B forholdet for skarv

Det årlige Q/B forhold for skarver blev estimeret til 76,04. Dette er baseret på en antagelse om, at skarverne, der holdt til i fjorden, i gennemsnit vejede 2400 g og hentede 500 g føde i døgnet.

Fødesammensætning for skarv

Fødens sammensætning blev opgjort ud fra en opgørelse af forekomsten og identifikationen af øresten og rejerester i skarvgylp indsamlet på Olsens Pold i 2003 og 2005 (Sonnesen, 2007). Blandt de indsamlede gylp blev der, for hver måned indsamlingerne havde fundet sted, udtaget 60 gylp til undersøgelse for øresten og rejerester (tabel 26). Længden af identificerede otolither blev omregnet til fiskelængde, som herefter blev omregnet til fiskevægt ud fra fiskenes længde : vægt forhold. Materialet, de anvendte metoder, samt resultaterne er beskrevet i detaljer i Sonnesen (2007).

Tabel 26. Antal undersøgte skarvgylp pr. måned og år, 2003-2005 (Sonnesen, 2007).

År	April	Maj	Juni	Juli	August	September
2003	60	60	60	60	60	0
2005	60	60	60	60	60	60

Skarver fra Olsens Pold fouragerede både i Ringkøbing Fjord og i Vesterhavet. For bytte, der forekom begge steder, blev forekomst af ising (lever udelukkende i Vesterhavet) i gylpene derfor anvendt som indikator for fourageringen på åben kyst. I april 2003 indeholdt f.eks. 18 ud af de 60 analyserede gylp øresten fra ising. Det blev derfor antaget at i denne måned, dette år, blev 30

% af fangsten af arter, der forekommer både i fjorden og i Vesterhavet, fanget ved kysten, mens de resterende 70 % blev fanget i fjorden. Tabel 27 summerer den gennemsnitlige fordeling af bytte mellem fjord og hav. Blandt usikkerhederne i estimatet af hvilken andel af føden der blev taget hvor, er, at undersøgelsen af fødevalget primært er baseret på gylp indsamlet på Olsens Pold (nær Vesterhavet). De skarver, der holdt til på Klægbanken (ynglende såvel som gæstende skarver), er således underrepræsenteret i undersøgelsen, og det er muligt, at de i højere grad hentede deres føde inde i fjorden.

Tabel 27. Den gennemsnitlige, procentvise fordeling (baseret på omregninger fra antal til biomasse) af byttedyr der forekommer både i fjorden og Vesterhavet, baseret på ising som indikator for fouragering i Vesterhavet (Sonnesen, 2007).

År	Andel fanget i fjorden (%)	Andel fanget i havet (%)
2003	54,0	46,0
2005	67,0	33,0
Gennemsnit	60,5	39,5

Efter hensyntagen til fordelingen af bytte mellem fjord og hav, blev fødens procentvise sammensætning af fisk beregnet som følger:

- Den vægtmæssige fødesammensætning blev omregnet til den procentvise fødesammensætning.
- Der blev beregnet en gennemsnitlig, månedlig, procentvis fødesammensætning baseret på opgørelserne fra 2003 og 2005.
- Endelig blev der beregnet et årligt gennemsnit under antagelse af, at april var repræsentativ for årets første 4 måneder mens september var repræsentativ for årets sidste 4 måneder (jf. at der ingen analyser var for oktober – marts), og efter at de enkelte måneder var blevet vægtet med forekomsten af skarver i de pågældende måneder.

I mange gylp blev der endvidere fundet rester af rejer (tabel 28). For at beregne andelen af hhv. rejer og fisk i føden, blev der derfor gjort følgende antagelser:

- Hver skarv konsumerede 500 gram om dagen.
- Hvis gylpet udelukkende indeholdt rejerester, havde skarven konsumeret 500 g rejer.
- Hvis gylpet udelukkende indeholdt øresten, havde skarven konsumeret 500 g fisk.
- Hvis gylpet indeholdt både øresten og rejerester, blev de 500 gram, skarven havde konsumeret, fordelt på hhv. fisk og rejer i forholdet: ”gylp uden øresten og med rejer” / ”gylp med øresten og uden rejer”, for den pågældende måned, det pågældende år.

Tabel 28. Andelen (%) af skarvgylp med og uden rester af rejer (Sonnesen, 2007). Tabellen er beregnet som et gennemsnit for 2003 og 2005.

Gylpindhold	April	Maj	Juni	Juli	August	September
Øresten og rejerester	33	41	32	34	28	12
Øresten	50	45	46	43	38	78
Rejerester	6	3	11	11	16	0
Hverken øresten eller rejerester	11	12	12	13	19	10

Det samlede konsum, baseret på rejerester og omregninger fra forekomsten af øresten til fiskevægt, var generelt meget lavere end de 500 gram foder, en skarv antageligvis konsumerer om dagen. Det skyldes formentlig, at små øresten forsvinder i højere grad end større øresten,

ligesom der er forskel i robustheden (dvs. opløseligheden) af øresten fra de enkelte byttedyr. Andelen af fisk i føden blev derfor opjusteret, så det samlede konsum summerede til 500 gram om dagen. Skarvens endelige fødesammensætning i fjorden er angivet i tabel 29.

Tabel 29. Skarvens procentvise fødesammensætning (ud fra byttes estimerede vægt) i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (baseret på Sonnesen, 2007).

Byttedyr	Fødesammensætning (%)		Korrigeret Fødesammensætning ² (%)
	Modelgrupper	Ikke modelgrupper ¹	
1-årige skrubber	15,96	0,00	17,90
Hesterejer	12,74	0,00	14,31
Skaller	11,35	0,00	12,75
Sandkutling	9,73	0,00	10,93
Aborrer	9,14	0,00	10,27
Helt	7,50	0,00	8,43
Rødspætter	7,02	0,00	7,88
Laksesmolt	4,79	0,00	5,38
0-årige skrubber	4,18	0,00	4,70
Sild	2,92	0,00	3,28
Ål	2,01	0,00	2,26
Havørred	1,42	0,00	1,59
Smelt	0,28	0,00	0,31
Regnbueørred	0,00	0,25	0,00
Tunger	0,00	6,16	0,00
Hvilling	0,00	1,01	0,00
Slethvarre	0,00	1,00	0,00
Hork	0,00	0,83	0,00
Stribet fløjfisk	0,00	0,69	0,00
Ålkvabber	0,00	0,45	0,00
Ulk	0,00	0,22	0,00
Sortkutling	0,00	0,12	0,00
Brisling	0,00	0,05	0,00
Gedder	0,00	0,04	0,00
Trepigget Hundestejler	0,00	0,04	0,00
Torsk	0,00	0,03	0,00
Tangspræl	0,00	0,03	0,00
Tobis	0,00	0,03	0,00
Håising	0,00	0,03	0,00
Total	89,03	10,97	100,00

¹Arter der forekommer i fjorden, men som ikke er medtaget i modellen.

²Andelen af føde bestående af grupper, der ikke er inkluderet i modellen, blev fordelt (vægtet) ud på de grupper, der er inkluderet i modellen.

Måger

Måger optræder i Ringkøbing Fjord som ynglende fugle og som gæster fra andre yngleområder i forbindelse med arternes spredning og træk. Blandt ynglefuglene dominerede sølvmåge, idet det ud fra optællinger blev skønnet, at der i gennemsnit ynglede 5800 sølvmåger i årene 2003-2005. Herudover ynglede der sildemåge (gennemsnit estimeret til 700 par), hættemåge (400 par), stormmåge (110 par) og svartbag (26 par). De fleste sølvmåger ynglede på Klægbanken og på

poldene i Nymindestrømmen (ca. 2000-2700 par i hvert område) og færre på Olsens Pold, Vinterleje Pold og Høje Sande. Alle arter optrådte på træk.

Biomassen af måger

Biomassen af måger er angivet i tabel 30.

Tabel 30. Den gennemsnitlige biomasse af måger i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (T. Bregnballe, Danmarks Miljøundersøgelser, ikke publiceret)¹.

Måned	Antal (gennemsnit/dag)	Biomasse ² (t vv/km ²)
Januar	750	0,0023
Februar	1650	0,0051
Marts	7875	0,0244
April	13725	0,0426
Maj	16350	0,0507
Juni	23250	0,0722
Juli	24900	0,0773
August	14400	0,0447
September	8400	0,0261
Oktober	4110	0,0128
November	1635	0,0051
December	795	0,0025
Gennemsnit	9820	0,0305

¹Der kan være stor variation fra dag til dag og år til år i antallet af gæstende måger i Ringkøbing Fjord. Antallet af tilstedeværende måger blev forsøgt estimeret ud fra optællinger på Tipperne gennem 1978-2005 samt ud fra antagelser om de ynglende mågers ynglefænologi og træk.

²Det blev antaget, at en måge i gennemsnit vejer 0,9 kg.

P/B forholdet for måger

Den årlige mortalitet for måger blev sat til 0,27. Den årlige mortalitet er vægtet efter de enkelte arters formodede mortalitet (bl.a. Cramp and Simmons, 1983) og den andel, de enkelte arter udgjorde af det samlede antal måger, der var til stede i fjorden i perioden 2003-2005.

Q/B forholdet for måger

Den daglige Q/B rate blev sat til 0,33 baseret på et groft bud ud fra litteraturen (bl.a. del Hoyo *et al.*, 1996) og antagelser om den andel, de enkelte arter udgjorde af det samlede antal måger, der var til stede i fjorden. Denne rate svarer til en Q/B rate på 120,5 pr. år.

Fødesammensætning for måger

De ynglende såvel som de gæstende måger søger føde inde i fjorden, i Vesterhavet og i ferskvandsområder omkring fjorden. Der foreligger ikke undersøgelser af, hvor stor en andel af føden de enkelte arter af måger henter inde i fjorden hen gennem året. Fødesammensætningen for måger i Ringkøbing fjord er angivet i tabel 31. Antagelserne om fødens sammensætning er delvist baseret på udenlandske studier af de enkelte arters fødevalg (bl.a. Pierotti and Annett, 1991; Dervede 1994; del Hoyo *et al.*, 1996). Det vurderedes her, at mågerne tog 6,5 % af deres føde i fjorden og 93,5 % uden for fjorden.

Tabel 31. Fødesammensætningen for måger i Ringkøbing Fjord. Tabellen angiver den andel (% af den samlede vægt) af de enkelte fødeemner, fuglene tager i selve fjorden.

Byttedyr	Procentvise fødesammensætning ¹
Havbørsteorm	0,500
Anden bundfauna	0,500
Hesterejer	0,500
Krabber	3,000
Helt	0,059
Smelt	1,562
Havørred	0,058
Laksesmolt	0,001
0-årige skrubber	0,098
1-årige skrubber	0,098
Rødspætte	0,078
Sild	0,098
Import	93,450
Total	100,000

¹ Andelen af fiskearter, som ikke er medtaget i modellen, er fordelt ud på de, i modellen, registrerede fiskearter.

Herbivore vandfugle

En række arter af græssende vandfugle optræder i Ringkøbing Fjord gennem året. Blandt ynglefuglene dominerer knopsvane. Uden for yngletiden dominerer pibeand (op til ca. 12000 i 2003-2005), gråand (op til ca. 3500), krikand (op til ca. 4000) og knopsvane (op til ca. 1500; Danmarks Miljøundersøgelser, ikke publiceret). Fælles for de græssende vandfugle er, at de i større eller mindre grad lever af planter, der vokser på bunden af de lavvandede grunde i fjorden. De gæs som optræder i og omkring fjorden tager stort set aldrig planterne på bunden af fjorden, og gæs indgår derfor ikke blandt de herbivore vandfugle i denne sammenstilling.

Biomassen af herbivore vandfugle

Den gennemsnitlige biomasse af herbivore vandfugle er angivet i tabel 32.

Tabel 32. Den gennemsnitlige biomasse af herbivore vandfugle i Ringkøbing Fjord, 2003-2005 (P. Clausen, Danmarks Miljøundersøgelser, ikke publiceret).

Måned	Antal (gennemsnit/dag)	Vægtet biomasse ¹ (t vv/km ²)
Januar	2859	0,0302
Februar	4738	0,0347
Marts	9740	0,0452
April	7600	0,0303
Maj	1342	0,0170
Juni	1330	0,0171
Juli	2349	0,0343
August	3588	0,0393
September	10822	0,0626
Oktober	12856	0,0641
November	9212	0,0615
December	5965	0,0500
Gennemsnit		0,0405

¹ Biomassen er vægtet efter det gennemsnitlige antal af de enkelte arter året igennem og deres respektive kropsvægte

P/B forholdet for herbivore vandfugle

Dødeligheden for herbivore vandfugle blev estimeret til 0,37 pr. år. Den årlige mortalitet blev vægtet efter de enkelte arters mortalitet (bl.a. Cramp and Simmons, 1986; Gitay *et al.*, 1990; Bell and Mitchell, 1996) og den andel, de enkelte arter udgjorde af det samlede antal herbivore fugle, der var til stede i fjorden i perioden 2003-2005.

Q/B forholdet for herbivore vandfugle

Den daglige Q/B værdi blev estimeret til 0,634 svarende til en Q/B værdi på 231,4 pr. år. Værdien er vægtet efter Q/B forholdet for de enkelte arters samt den andel de enkelte arter udgjorde af det samlede antal herbivore fugle, der var til stede i fjorden i 2003-2005.

Fødesammensætning for herbivore vandfugle

I Ringkøbing Fjord æder de græssende vandfugle både havgræs, børsteblandet vandaks og kransnålalger samt i mindre grad søsalat (Danmarks Miljøundersøgelser, ikke publiceret). Mange af ænderne fouragerer imidlertid også på marker og enge, så de herbivore vandfugle henter kun en del af deres føde i fjorden. I modellen blev det antaget, at gruppen udelukkende fouragerer på makrofytter, når de søger føde i fjorden. På baggrund af forekomsten af de enkelte arter i fjorden blev det estimeret, at gruppen samlet set henter 38 % af deres føde uden for fjorden (= import), mens 62 % tages i fjorden.

Bilag 2. Tidsseriedata for Ringkøbing Fjord, 1980-2005.

Gruppe	Skarv biomasse	Skarv tvunget biomasse	Måger tvunget biomasse	Vandfugle biomasse	Ål tvunget biomasse	Ål fangster	Laksesmolt tvunget biomasse	Havørred biomasse
pool code	1	1	2	3	4	4	5	6
Type	1	-1	-1	1	-1	6	-1	1
1980	0.0003	-	0.0512	-	-	0.495	0.0001	-
1981	0.0004	-	0.0512	-	-	0.555	0.0001	-
1982	0.0004	-	0.0512	-	-	0.346	0.0001	-
1983	0.0006	-	0.0512	-	-	0.296	0.0001	-
1984	0.0007	-	0.0512	-	-	0.366	0.0001	-
1985	0.0009	-	0.0512	-	-	0.337	0.0001	-
1986	0.0012	-	0.0512	-	-	0.314	0.0001	-
1987	0.0016	-	0.0512	-	-	0.345	0.0001	-
1988	0.0021	-	0.0512	-	-		0.0001	-
1989	0.0019	-	0.0512	-	-	0.356	0.0001	-
1990	0.0023	-	0.0512	-	0.933	0.28	0.0001	-
1991	0.0034	-	0.0512	-	0.627	0.188	0.0001	-
1992	0.0051	-	0.0512	-	0.407	0.122	0.0001	-
1993	0.0103	-	0.0512	-	0.257	0.077	0.0001	-
1994	0.0125	-	0.0512	-	0.25	0.075	0.0002	-
1995	0.0155	-	0.0477	-	0.21	0.063	0.0002	-
1996	0.0208	-	0.0454	-	0.14	0.042	0.0002	-
1997	0.0255	-	0.0431	-	0.053	0.016	0.0002	-
1998	0.0233	-	0.0408	-	0.043	0.013	0.0002	-
1999	0.0194	-	0.0385	-	0.037	0.011	0.0002	-
2000	0.0272	-	0.0362	-	0.027	0.008	0.0002	-
2001	¹	0.0228	0.0339	-	0.02	0.006	0.0004	-
2002	-	0.0222	0.0316	-	0.02	0.006	0.0005	-
2003	-	0.0187	0.0305	-	0.0269	0.008	0.0007	-
2004	-	0.0178	0.0305	-	0.0252	0.008	0.0007	-
2005	-	0.0155	0.0305	0.0405	0.0282	0.008	0.0007	0.011

¹Ingen eksisterende data for dette år.

Bilag 2 fortsat.

Gruppe	Aborrer biomasse	Aborrer fangster	Skaller Biomasse	Skaller fangster	Sild biomasse	Sild fangster	Smelt biomasse	Smelt fangster
pool code	7	7	8	8	9	9	10	10
Type	1	6	1	6	1	6	1	6
1980	- ¹	0.027	-	0.073	-	3.975	-	-
1981	-	0.017	-	0.051	-	3.15	-	0.141
1982	-	0.031	-	0.048	-	1.192	-	0.257
1983	-	0.026	-	0.047	-	3.764	-	0.132
1984	-	0.022	-	0.025	-	4.339	-	0.187
1985	-	0.02	-	0.027	-	2.175	-	0.125
1986	-	0.025	-	0.022	-	1.126	-	0.18
1987	-	0.03	-	0.029	-	1.352	-	0.144
1988	-	-	-	-	-	-	-	-
1989	-	0.063	-	0.06	-	1.339	-	0.247
1990	-	0.051	-	0.054	-	1.407	-	0.167
1991	-	0.055	-	0.05	-	1.058	-	0.196
1992	-	0.069	-	0.057	-	0.585	-	0.299
1993	-	0.091	-	0.11	-	0.441	-	0.236
1994	-	0.121	-	0.098	-	0.807	-	0.229
1995	-	0.119	-	0.085	-	0.885	-	0.26
1996	-	0.041	-	0.037	-	0.408	-	0.149
1997	0.019	0.054	0.063	0.038	0.223	0.332	0.281	0.112
1998	-	0.074	-	0.073	-	0.325	-	0.057
1999	0.039	0.094	0.078	0.032	0.32	1.194	0.213	0.065
2000	-	0.063	-	0.023	-	0.799	-	0.095
2001	-	0.023	-	0.02	-	1.224	-	0.078
2002	-	0.02	-	0.016	-	0.623	-	0.032
2003	0.045	0.018	0.058	0.012	0.096	0.135	0.077	0.015
2004	0.073	0.029	0.066	0.013	0.068	0.123	0.159	0.032
2005	0.102	0.041	0.055	0.011	0.527	0.738	0.047	0.009

¹Ingen eksisterende data for dette år.

Bilag 2 fortsat.

Gruppe	Helt Biomasse tvunget	Helt fangster	0-gr skrubber B	I-gr skrubber B	II+ skrubber B	II+ skrubber fangst	Rødspætter (juvenile) biomasse	Sandkutling biomasse
pool code	11	11	12	13	14	14	15	16
Type	-1	6	1	1	1	6	1	1
1980	0.048	0.041	-	-	-	0.588	-	-
1981	- ¹	0.158	-	-	-	1.699	-	-
1982	-	0.223	-	-	-	1.395	-	-
1983	-	0.037	-	-	-	1.515	-	-
1984	-	0.094	-	-	-	1.295	-	-
1985	-	0.047	-	-	-	0.695	-	-
1986	-	0.024	-	-	-	0.435	-	-
1987	-	0.069	-	-	-	0.421	-	-
1988	-	-	-	-	-	-	-	-
1989	-	0.118	-	-	-	1.523	-	-
1990	-	0.065	-	-	-	1.142	-	-
1991	-	0.06	-	-	-	0.614	-	-
1992	-	0.07	-	-	-	0.745	-	-
1993	-	0.089	-	-	-	1.127	-	-
1994	-	0.103	-	-	-	1.3	-	-
1995	-	0.095	-	-	-	1.612	-	-
1996	-	0.081	-	-	-	4.235	-	-
1997	0.048	0.097	-	-	0.64	3.068	-	-
1998	-	0.085	-	-	-	0.296	-	-
1999	0.019	0.077	-	-	0.078	0.194	-	-
2000	-	0.016	-	-	-	0.136	-	-
2001	-	0.226	-	-	-	0.139	-	-
2002	-	0.153	-	-	-	0.092	-	-
2003	1.043	0.209	0.333	0.078	0.183	0.078	0.084	0.265
2004	1.115	0.222	0.028	0.104	0.216	0.09	0.065	0.282
2005	1.401	0.28	0.042	0.128	0.432	0.184	0.032	0.187

¹Ingen eksisterende data for dette år.

Bilag 2 fortsat.

Gruppe	Hesterejer biomasse	Hesterejer fangster	Strandkrabber biomasse	Sandmusling biomasse	Havbørsteorm biomasse	Anden bundfauna biomasse
pool code	17	17	18	19	20	21
Type	1	6	1	1	1	1
1980	- ¹	-	-	-	-	-
1981	-	-	-	-	-	-
1982	-	-	-	-	-	-
1983	-	-	-	-	-	-
1984	-	-	-	-	-	-
1985	-	-	-	-	-	-
1986	-	-	-	-	-	-
1987	-	-	-	-	-	-
1988	-	-	-	-	-	-
1989	-	-	-	0.01	15.3	1.7
1990	-	-	-	0.01	21.3	1.8
1991	-	-	-	0.02	22.8	0.9
1992	-	-	-	0.06	23.7	2.5
1993	-	-	-	0.03	27.8	3.6
1994	-	-	-	0.14	38.3	4.7
1995	-	-	-	0.2	48.5	3.6
1996	-	-	-	0.12	52.7	6.3
1997	-	-	-	20.19	60.1	3.9
1998	-	0.001	-	52.42	55.7	3.5
1999	-	0.009	-	73.49	52.5	7.6
2000	-	0.008	-	30.65	47	4.3
2001	-	0.005	-	51.05	78.8	3.1
2002	-	0.005	-	67.03	45.1	1
2003	0.247	0.015	0.49	107.02	65.4	5.5
2004	0.427	0.032	0.851	119	66.7	6.4
2005	0.452	0.025	1.06	117.81	51	6.7

¹Ingen eksisterende data for dette år.

Bilag 2 fortsat.

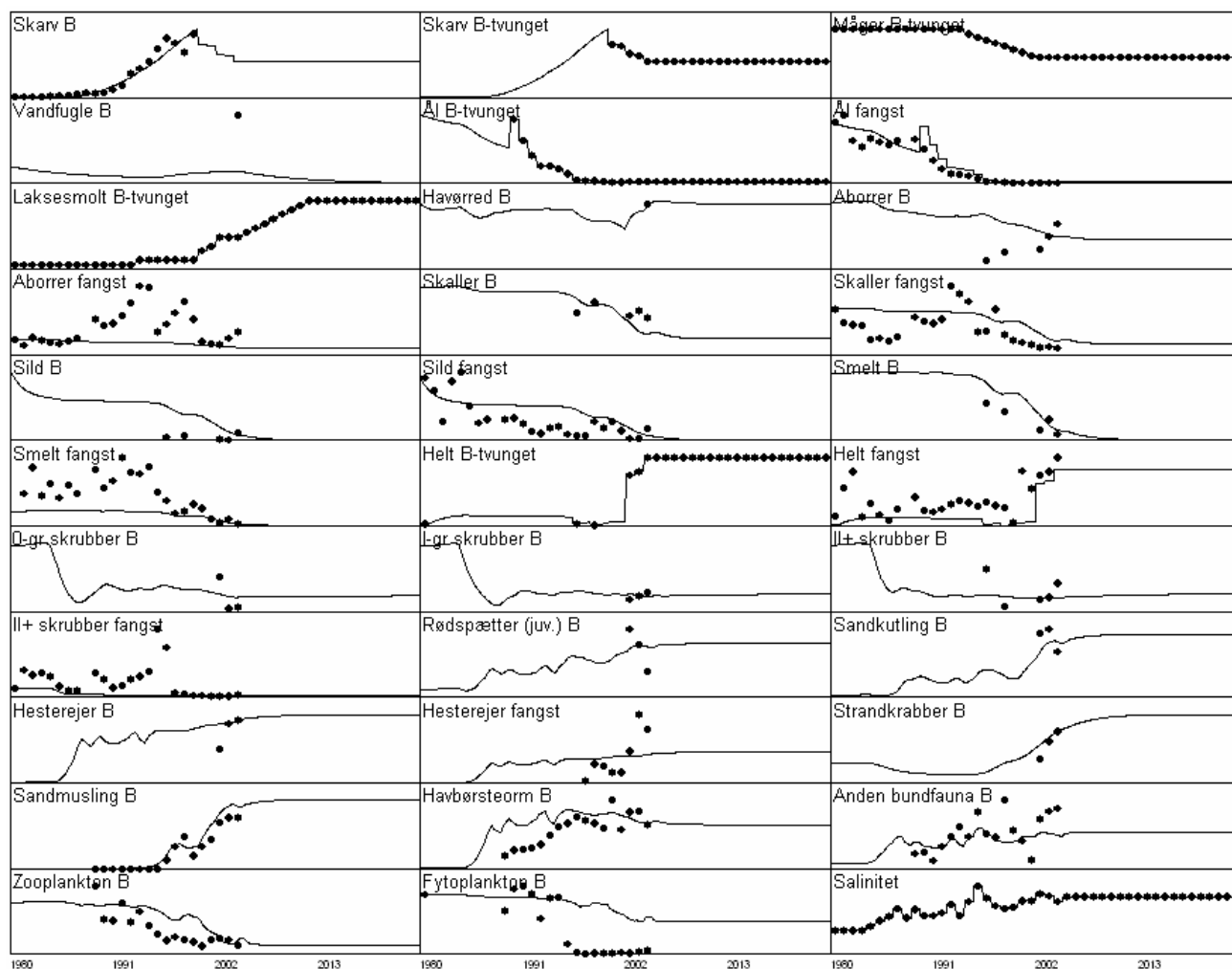
Gruppe	Fytoplankton biomasse	Primær- produktion	Salinitet	Kvælstof (relativ)	Fosfor (relativ)	Sigtedybde (relativ)
pool code	25	4	27	5	6	7
Type	1	2	-1	2	2	2
1980	30	1.00	4.50	0.93	1.00	0.24
1981	- ¹	1.00	4.50	0.93	1.00	0.24
1982	-	1.00	4.50	0.93	1.00	0.24
1983	-	0.61	4.50	0.93	1.00	0.24
1984	-	0.29	5.30	0.93	1.00	0.26
1985	-	0.46	6.34	0.93	1.00	0.22
1986	-	0.37	7.09	0.86	0.77	0.25
1987	-	0.56	8.65	0.79	0.77	0.24
1988	-	0.49	6.87	0.73	0.77	0.26
1989	21.99	0.45	8.49	0.66	0.63	0.28
1990	32.93	0.60	7.25	0.85	0.57	0.23
1991	34.52	0.57	7.34	0.72	0.44	0.24
1992	30.54	0.66	7.76	0.95	0.43	0.25
1993	18.1	0.47	9.43	0.79	0.40	0.31
1994	28.47	0.50	7.25	1.00	0.61	0.25
1995	28.8	0.49	9.89	0.82	0.52	0.29
1996	5.5	0.44	12.85	0.56	0.33	0.46
1997	1.18	0.15	10.60	0.51	0.35	0.92
1998	0.34	0.25	9.07	0.79	0.41	0.85
1999	0.65	0.19	8.54	0.81	0.57	1.00
2000	0.65	0.12	8.86	0.87	0.52	0.79
2001	0.77	0.25	10.07	0.71	0.56	0.88
2002	0.95	0.18	10.10	0.76	0.53	0.79
2003	0.8	0.21	11.40	0.46	0.30	0.65
2004	1.48	0.39	10.90	0.72	0.43	0.72
2005	2.22	0.35	9.90	0.72	0.40	0.62

¹Ingen eksisterende data for dette år.

Bilag 3. Vulnerability settings i Ecosim.

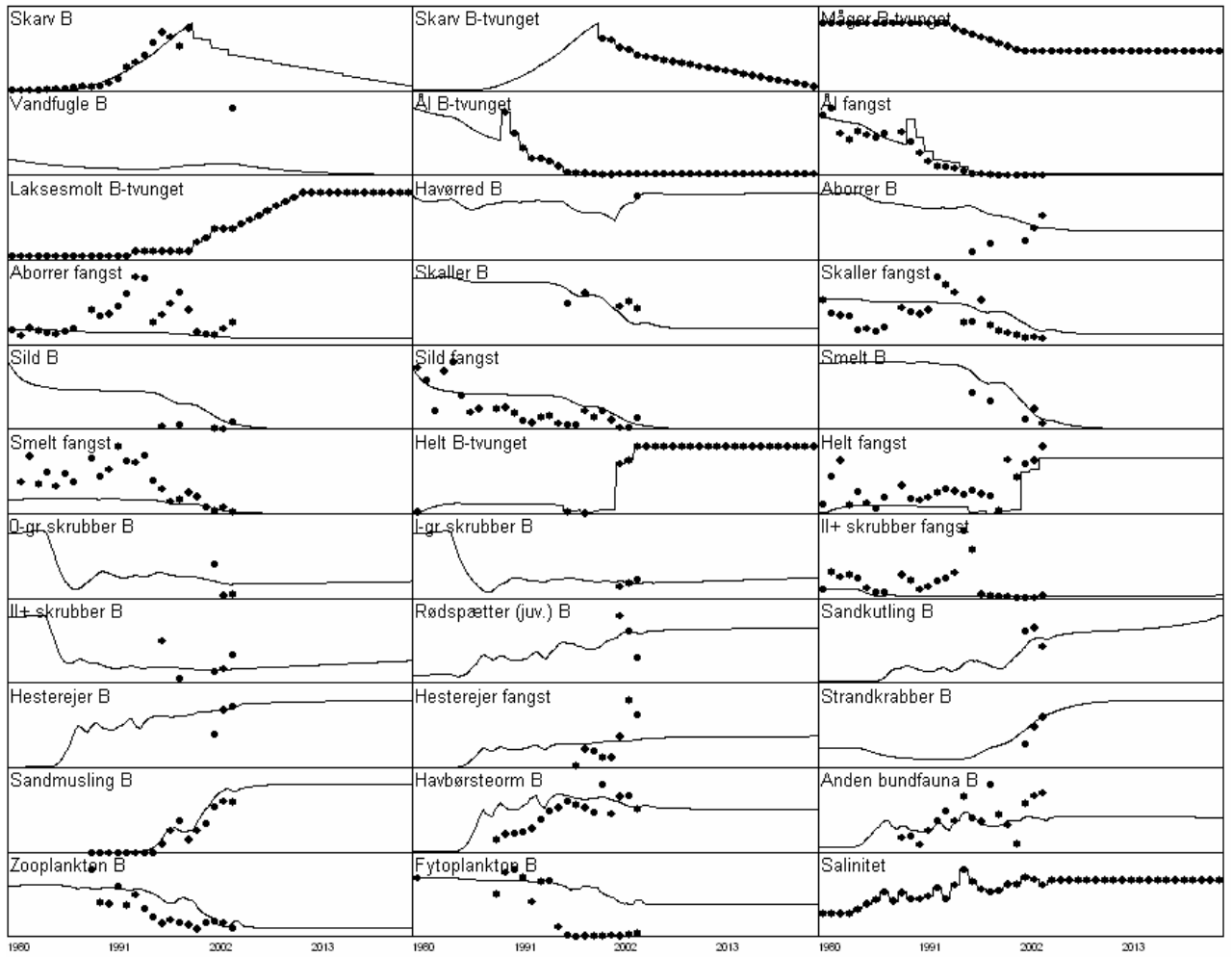
Run info Group info Stage Vulnerabilities Mediation Forcing functions Apply FF Run Ecosim Equilibrium																														
Default vulnerability: 2		Enter		Click row or col header to increment vulnerabilities. 1 is bottom-up, and >>1 is top-down. Default 2 is mixed control												Estimate v's		vul = f(TL)		Wasp-waist		Scenarios using previous scaling [0, 1] have been rescaled to [1, oo								
Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
1 Skarv																														
2 Måger																														
3 Herbivore vandfugle																														
4 Aal	10000																													
5 Laksesmolt	10000	10.00																												
6 Havørred	10000	10.00																												
7 Aborrer	10000					1.00																								
8 Skaller	10000					1.00																								
9 Sild	10000	10.00				1.00																								
10 Smelt	10000	10.00				1.00																								
11 Heit	10000	10.00				1.00																								
12 Skrubber 0	10000	10.00														1.50														
13 Skrubber I	10000	10.00																												
14 Skrubber II+	10000																													
15 Rødspætte juv	10000	10.00																												
16 Sandkutting	10000			1.01												1.50														
17 Hesterejer	10000	10.00		1.01					1.60		1.01					1.50	25.0	3.25	1.00											
18 Strandkrabber		10.00		1.01																										
19 Sandmuslinger				1.01										2.10	2	1.50	25.0	3.25	1.00											
20 Havbørsteorm		10.00		1.01		1.00		1.00					1.50	2.10	2	1.50	25.0	3.25												
21 Anden bundfauna		10.00		1.01			1.00		1.60				1.50	2.10	2	1.50	25.0	3.25	1.00				2.50							
22 Chironomider				1.01		1.00	1.00	1.00	1.60		1.01	1.50	2.10	2	1.50	25.0	3.25	1.00												
23 Zooplankton					2	1.00	1.00	1.00	1.60	1.35	1.01	1.50			1.50														2	
24 Makrofyter			1.00																											
25 Fytoplankton																														
26 Benthiske mikroalger																	15.0						200	15.0					2	
27 Salinitet																														
28 POM																25.0		1.00												
29 SOM																														

Bilag 4. Fremtidsscenarier af bmassen (B) samt fangstbiomassen (forudsat nuværende fangstintensitet) af forskellige grupper i Ringkøbing Fjord under forskellige skarvtætheder.



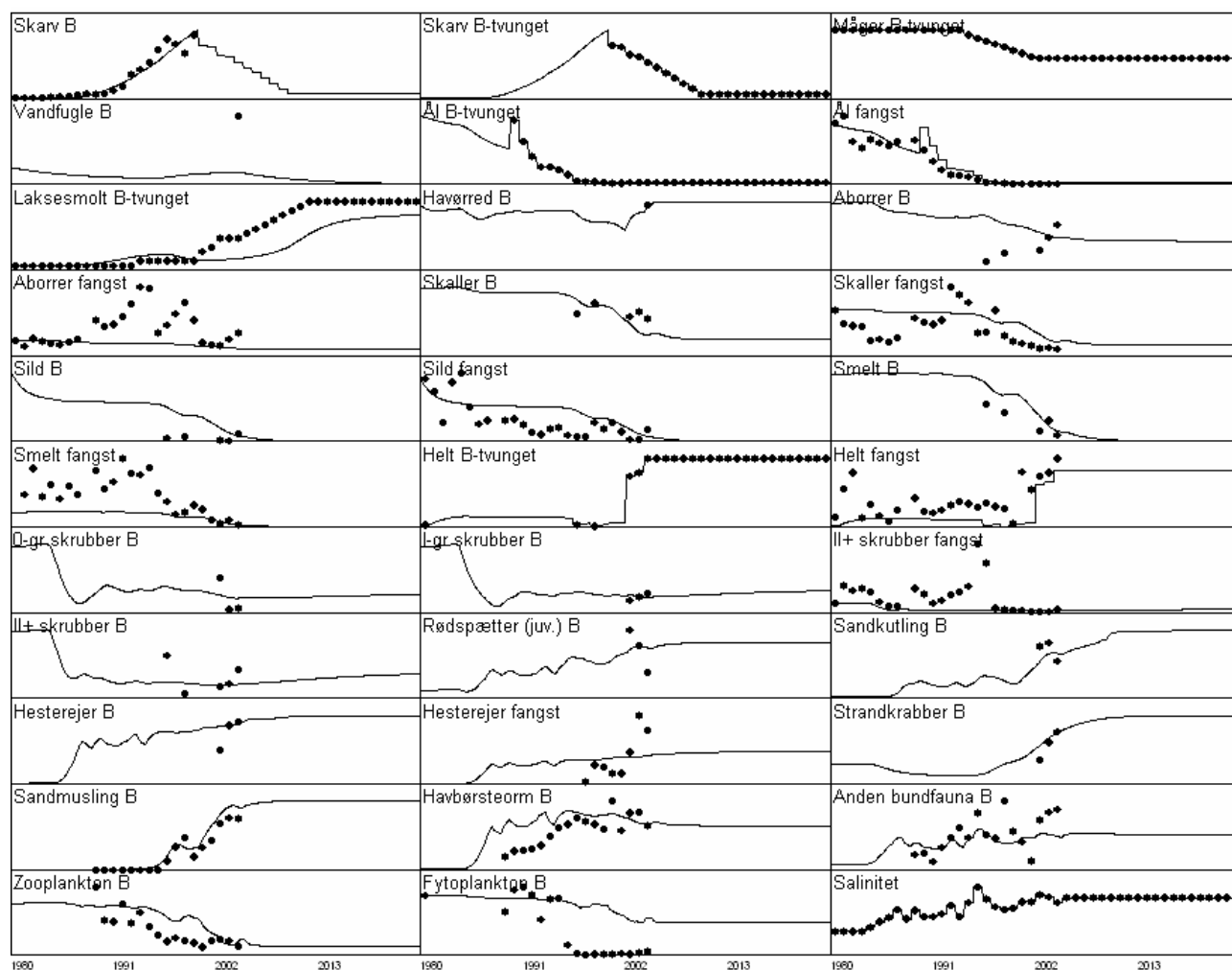
Figur 1. Fremtidsscenarium for Ringkøbing Fjord hvis skarven forbliver på sit nuværende niveau.

Bilag 4 fortsat.



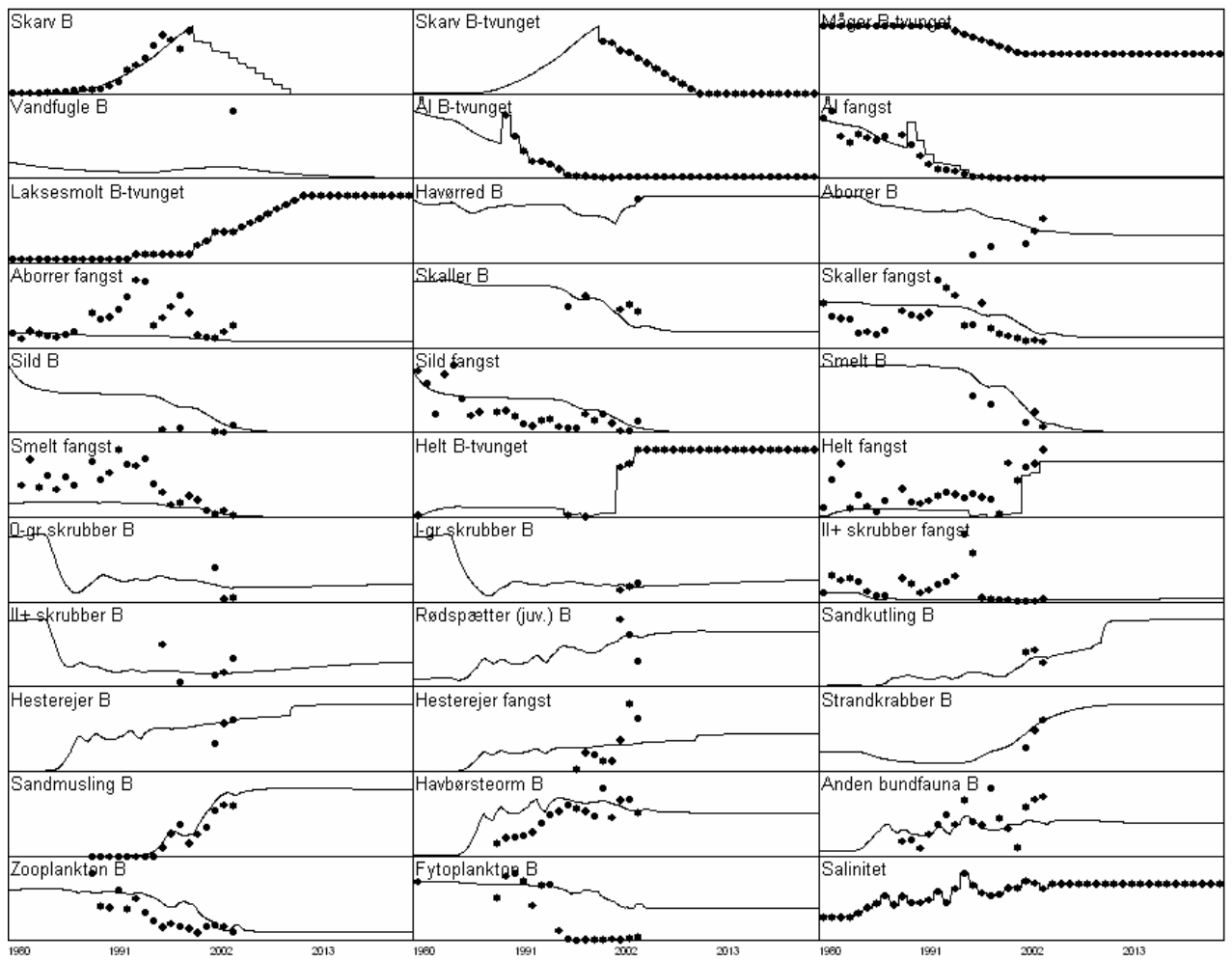
Figur 2. Fremtidsscenario for Ringkøbing Fjord hvis skarven nedtrappes gradvist over de næste 20 år fra sit nuværende niveau på ca. 2230 reder (gennemsnit for 2003-2005) til 300 reder.

Bilag 4 fortsat.



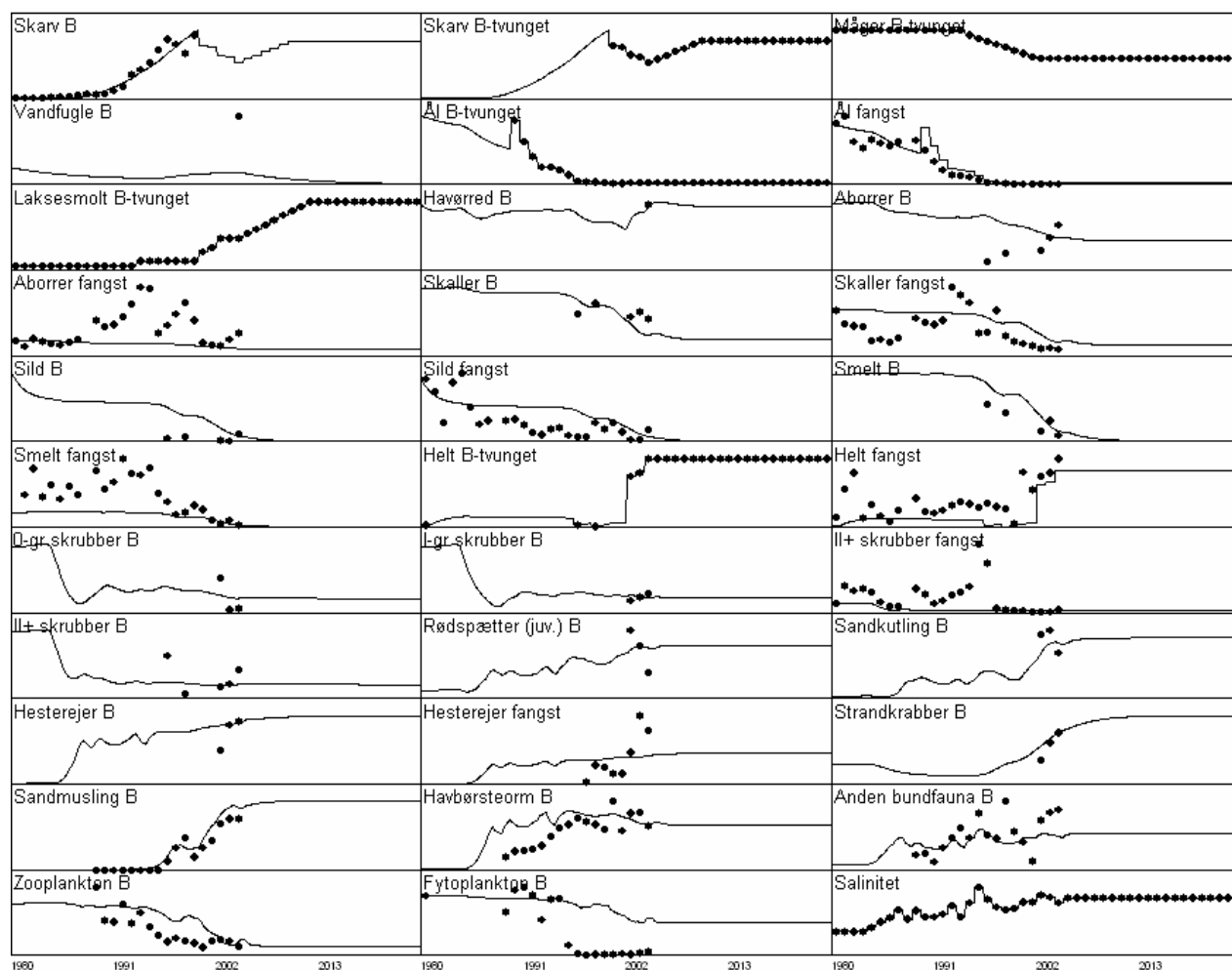
Figur 3. Fremtidsscenarium for Ringkøbing Fjord hvis skarven nedtrappes hurtigt over de næste 6 år fra sit nuværende niveau på ca. 2230 reder (gennemsnit for 2003-2005) til 300 reder.

Bilag 4 fortsat.



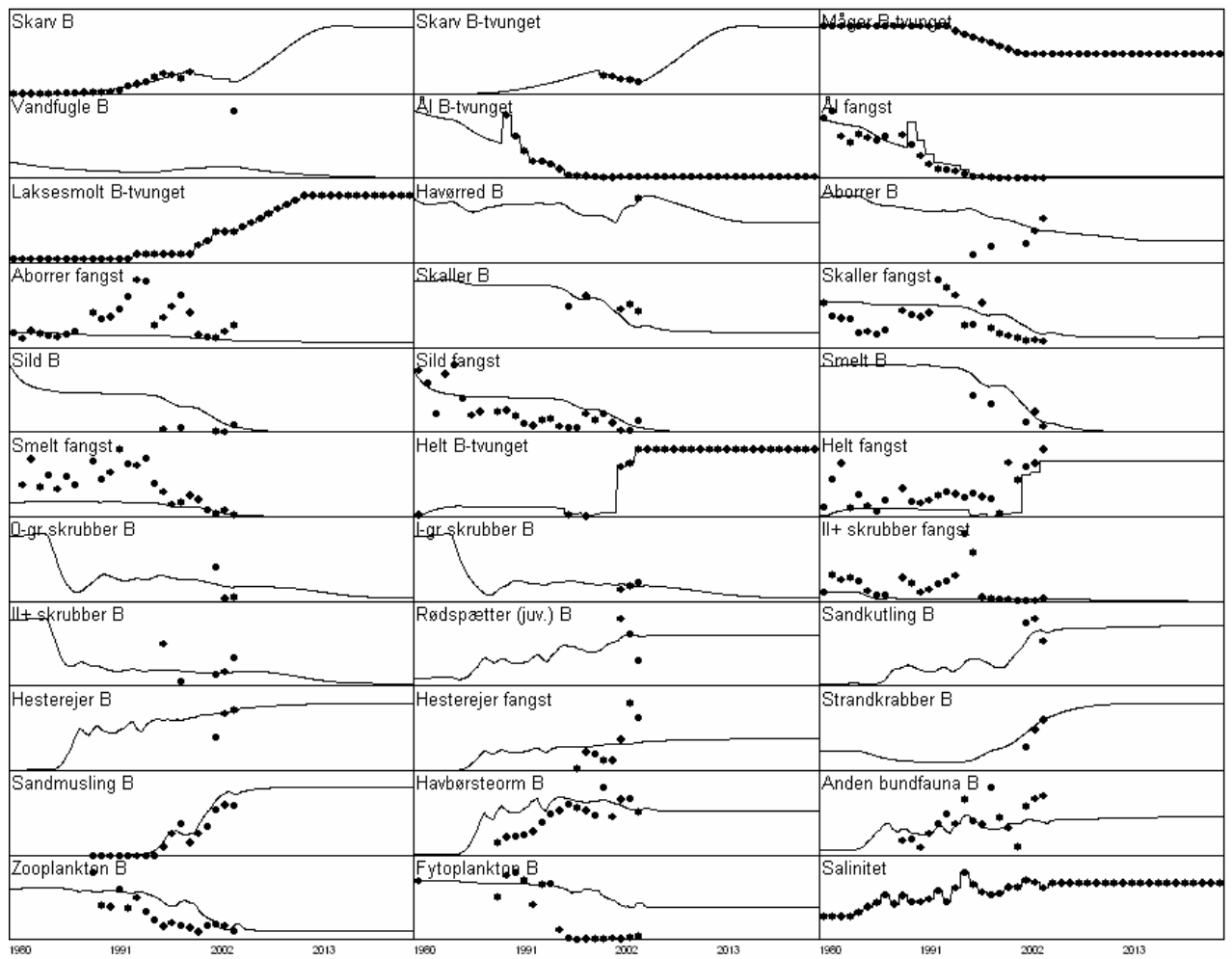
Figur 4. Fremtidsscenarium for Ringkøbing Fjord hvis skarven forsvinder helt fra Ringkøbing Fjord i løbet af de næste 6 år.

Bilag 4 fortsat.



Figur 5. Fremtidsscenarium for Ringkøbing Fjord hvis skarven stiger fra sit nuværende niveau på ca. 2230 reder (gennemsnit for 2003-2005) til 3000 reder i løbet af 6 år, hvorefter den stabiliseres.

Bilag 4 fortsat.



Figur 6. Fremtidsscenario for Ringkøbing Fjord hvis skarven slet ikke reguleres.

Litteraturliste

- Andersen, J., Markager, S., og Ærtebjerg, G. (2004). Novana. Tekniske anvisninger for marin overvågning. Miljøministeriet & Danmarks Miljøundersøgelser, Copenhagen, Denmark
- Baden, S. P. and Phil, L. (1984). Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. *Ophelia*, **23(1)**, 65-90
- Bell, M.C. and Mitchell, C. (1996). Survival in surface feeding ducks. Report to the Joint Nature Conservation Committee. Wildfowl & Wetlands Trust, Slimbridge, UK
- Beyst, B., Cattrijsse, A., and Mees, J. (1999). Feeding ecology of juvenile flatfishes of the surf zone of a sandy beach. *J. Fish Biol.*, **22**, 1171-1186
- Birklund, J. (1977). Biomass, growth and production of the amphipod *Corophium insidiosum* Crawford, and preliminary notes on *Corophium volutator* (Pallas). *Ophelia*, **16(2)**, 187-203
- Christensen, V., Walters, C.J., and Pauly, D. (2005). Ecopath with Ecosim: a user's guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada
- Costa, J.L., Assis, C.A., Almeida, P.R., Moreira, F.M. and Costa, M.J. (1992). On the food of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the upper zone of the Tagus estuary, Portugal. *J. Fish Biol.*, **41**, 841-850
- Cramp, S. and Simmons, K.E.L. (1983). The birds of the Western Palearctic. Vol. 3. Waders to gulls, Oxford University Press, Oxford
- Cramp, S. and Simmons, K.E.L. (1986). The birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Ostrich to ducks. Oxford University Press, Oxford
- De Vlas, J. (1979). Annual food intake by plaice and flounder in a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea, with special reference to consumption of regenerating parts of macrobenthic prey. *Neth. J. Sea Res.*, **13(1)**, 117-153
- DeGraaf, J.D. and Tyrrell, M.C. (2004). Comparison of the feeding rates of two introduced crab species, *Carcinus Maenas* and *Hemigrapsus Sanguineus*, on the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Northeastern Naturalist*, **11(2)**, 163-167
- del Hoyo, J., Elliot, A. and Sargatal, J. (1996). Handbook of the birds of the world. Vol. 3. Lynx Edicions, Barcelona
- del Norte-Campos, A.G.C. and Temming, A. (1994). Daily activity, feeding and rations in gobies and brown shrimp in the northern Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **115**, 41-53
- Dernedde, T. (1994). Foraging overlap of 3 gull species (*Larus* spp) on tidal flats in the Wadden Sea. *Ophelia Suppl.*, **6**, 225-238
- Dommasnes, A., Melle, W., Dalpadado, P. and Ellertsen, B. (2004). Herring as a major consumer in the Norwegian Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, **61**, 739-751
- Edler, L. (1979). Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. *BMB*, **5**, 1-38
- Ehrenberg, S.Z., Hansson, S. and Elmgren, R. (2005). Sublittoral abundance and food consumption of Baltic gobies. *J. Fish Biol.*, **67**, 1083-1093
- Elliott, J.M. and Hurley, M.A. (2000). Daily energy intake and growth of piscivorous brown trout, *Salmo trutta*. *Fresh. Biol.*, **44**, 237-245

- Elliot, M. and Taylor, C.J.L. (1989). The structure and functioning of an estuarine / marine fish community in the Forth Estuary, Scotland. pp. 227-240. Proceedings of the 21st European Marine Biology Symposium, Gdansk, 14-19 September. Polish Academy of Sciences, Institute of Oceanology, Warsaw, Poland
- Evans, S. (1984). Energy budgets and predation impact of dominant epibenthic carnivores on a shallow soft bottom community at the Swedish west coast. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **18**, 651-672
- Fossing, H., Rasmussen, M.B., Risgaard-Petersen, N., og Christensen, P.B. (2005). Notat. Benthiske mikroalger – deres udbredelse og betydning for udveksling af næringsalte mellem sedimentet og vandsøjlen. Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. Marin Økologi, Silkeborg, Denmark
- Fonds, M., Cronie, R., Vethaak, A.D. and Van der Puyl, P. (1992). Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. *Neth. J. Sea Res.*, **29(1-3)**, 127-143
- Frederiksen, M. and Bregnballe, T. (2000a): Diagnosing a decline in return rate of 1-year-old Cormorants: mortality, emigration or delayed return? *J. Anim. Ecol.*, **69**, 753-761
- Frederiksen, M. and Bregnballe, T. (2000b): Evidence for density-dependent survival in adult Cormorants from a combined analysis of recoveries and resightings. *J. Anim. Ecol.* **69**, 737-752
- García-Arberal, L. and Rallo, A. (2002). Life cycle, demography and secondary production of the polychaete *Hediste diversicolor* in a non-polluted estuary in the Bay of Biscay. *Mar. Ecol.*, **23(3)**, 237-251
- Giannotti, A.L. and McGlathery, K.J. (2001). Consumption of *Ulva lactuca* (Chlorophyta) by the omnivorous mud snail *Ilyanassa obsoleta* (Say). *J. Phycol.*, **37**, 209-215
- Gillet, P. and Torresani, S. (2003). Structure of the population and secondary production of *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776), (Polychaeta, Nereidae) in the Loire estuary, Atlantic Coast, France. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **56**, 621-628
- Gitay, H., Fox, A.D. and Ridgill, S.C. (1990). Survival estimates of Teal (*Anas crecca*) ringed at three stations in Britain. *Ring*, **13**, 45-58
- Ferreira, S.M., Pardal, M.A., Lillebø, A.I., Cardoso, P.G. and Marques J.C. (2004). Population dynamics of *Cyathura carinata* (Isopoda) in a eutrophic temperate estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **61**, 669-677
- Hald-Mortensen, P. (1994). Danske skarvers fødevalg i 1980'erne. 118 s. Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet, Danmark
- Hald-Mortensen, P. (1995). Danske skarvers fødevalg i 1992-94 baseret på analyser af gylp fra 23 forskellige kolonier samt to overnatningspladser. 418 s. Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet, Danmark
- Hald-Mortensen, P. (2000). Skarvens fødevalg i Ringkøbing Fjord og den tilstødende del af Vesterhavet 1999. 6 s. Ringkøbing Amt, Danmark
- Hald-Mortensen, P. (2005). Skarvens fødevalg ved Hirsholmene i årene 2001-2003. http://www2.skovognatur.dk/publikat/2001/hirsholmen_skarv_2001_2003.pdf
- Hawkins, C.M. (1985). Population carbon budgets and the importance of the amphipod *Corophium volutator* in the carbon transfer on a Cumberland Basin mudflat, upper Bay of Fundy, Canada. *Neth. J. Sea Res.*, **19(2)**, 165-176

- Haubois, A.-G., Guarini, J.-M., Richard, P., Fishet, D., Radenac, G., and Blanchard, G.F. (2005). Ingestion rate of the deposit-feeder *Hydrobia ulvae* (Gastropoda) on epipellic diatoms: effect of cell size and algal biomass. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **317**, 1-12
- Healey, M.C. (1971). The distribution and abundance of sand gobies, *Gobius minutus*, in the Ythan estuary. *J. Zool., Lond.* **163**, 177-229
- Hénaux, V., Bregnballe, T. and Lebreton, J.-D. (2007): Dispersal and recruitment during population growth in a colonial bird, the great cormorant. *J. Avian Biol.*, **38**, 44-57
- Jepsen, N. og Sonnesen, P. (2005). Undersøgelser af skarvers prædation af fisk i Ringkøbing Fjord. Samarbejdsprojekt om skarvregulering og fiskebestandene i de vestjyske fjorde. Nyhedsbrev 2, April 2005, Årgang 2, nummer 2. web-link: www.ringamt.dk
- Kennedy, B.P., Klaue, B., Blum, J.D., and Folt, C.L. (2004). Integrative measures of consumption rates in salmon: expansion and application of a trace element approach. *J. Appl. Ecol.*, **41**, 1009-1020
- Koed, A. (2006). Undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å samt smoltdødelighed ved passage af Ringkøbing Fjord 2005. DFU-rapport 160-06
- Koed, A., Rasmussen, G. og Rasmussen E.B. (2003). Havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne i relation til Fynsværket. DFU-rapport 29-97
- Krause-Jensen, D., Jensen, C., Nielsen, K., Foldager Petersen, M., Hansen, D.F., Laursen, M., Platz, E.M., Brinch Madsen, P., Bruntse, G., Rask, N., Larsen, S. and Hvas, E. (2002). Næringssaltbegrænsning af makroalger i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser Faglig Rapport 392
- Kuipers, B.R. and Dapper, R. (1981). Production of *Crangon crangon* in the tidal zone of the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.*, **15(1)**, 33-53
- Maes, J., de Brabandere, L., Ollevier, F., and Mees, J. (2003). The diet consumption of dominant fish species in the upper Scheldt estuary, Belgium. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **83**, 603-612
- Mascaró, M., and Seed, R. (2001). Foraging behaviour of juvenile *Carcinus maenas* (L.) and *Cancer pagurus* L. *Mar. Biol.*, **139**, 1135-1145
- Normant, M. and Lamprecht, I. (2006). Does scope for growth change as a result of salinity stress in the amphipod *Gammarus oceanicus*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **334**, 158-163.
- Notat til Ringkøbing Amt. (2003). Ændring af vandskiftet i Ringkøbing Fjord: Betydning for bestandene af ørred og laks. Ringkøbing Amt, Teknik og Miljø.
- NOVANA-rapportering. (2005). Miljøtilstand i Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 2004. Ringkøbing Amt, Teknik og Miljø
- Nyhedsbrev 2, 2005. Samarbejdsprojekt om skarvregulering og fiskebestandene i de vestjyske fjorde. Nyhedsbrev 2, April 2005, Årgang 2, nummer 2. web-link: www.ringamt.dk
- Ólafsson, E. B. and Persson, L.-E. (1986). Distribution, life cycle and demography in a brackish water population of the isopod *Cyathura carinata* (Krøyer) (Crustacea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **23**, 673-687
- Olrik, K. (1991). Planteplanktonmetoder. Miljøprojekt nr. 187. Miljøstyrelsen

- Palomares, M.L.D. and Pauly, D. (1998). Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Mar. Freshwater Res.*, **49**, 447-453
- Petersen, J.K., Hansen, J.W., Laursen, M.B., Clausen, P., Carstensen, J. and Conley, D.J. (2007). Regime shift in a coastal marine ecosystem. Department of Marine Ecology, National Environmental Research Institute, University of Aarhus, Denmark. Accepted in *Ecol. Appl.*
- Phil, L. (1982). Food intake of young cod and flounder in a shallow bay on the Swedish west coast. *Neth. J. Sea Res.*, **15(3/4)**, 419-432
- Phil, L. (1985). Food selection and consumption of mobile epibenthic fauna in shallow marine areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **22**, 169-179
- Pierotti, R. and Annett, C.A. (1991). Diet choice in the Herring Gull – constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, **72**, 319-328
- Rasmussen, G. and Therkildsen, B. (1979). Food, growth, and production of *Anguilla anguilla* L. in a small Danish stream. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.*, **174**, 32-40
- Ringkøbing Amt (1997). Ringkøbing Fjord, Fiskebestanden 1997. Vandmiljøafdelingen, Ringkøbing Amt, Ringkøbing, Danmark
- Ringkøbing Amt (1999). Ringkøbing Fjord, Fiskebestanden 1999. Vandmiljøafdelingen, Ringkøbing Amt, Ringkøbing, Danmark
- Siegismund, H.R. (1982). Life cycle and production of *Hydrobia ventrosa* and *H. Neglecta* (Mollusca: Prosobranchia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **7**, 75-82
- SNS (2005). Forvaltningsplan for skarv (*Phalacrocorax carbo*) i Danmark. Skov og Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Web link: <http://www.sns.dk/natur/skarv/>
- Sonnesen, P.M. (2007). Betydningen af skarvens fødevalg på fiskebestandene omkring Ringkøbing Fjord - en evaluering af anvendte metoder. M.Sc. Århus Universitet, Danmark
- Sparrevohn, C.R. and Støttrup, J.G. (2007). Post-release survival and feeding in reared turbot. *J. Sea Res.*, **57**, 151-161
- Sparrevohn, C.R., Nielsen, A., Støttrup J.G. (2002). Diffusion of fish from a single release point. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **59**, 844-853
- Van der Veer, H.W. (1986). Immigration, settlement, and density-dependent mortality of a larval and early postlarval 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **29**, 223-236
- Van der Veer, H.W., Bergman, M.J.N., Dapper, R. and Witte, J.IJ. (1991). Population dynamics of an intertidal 0-group flounder *Platichthys flesus* population in the western Dutch Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **73**, 141-148
- Widt, S., Würgler Hansen, J. og Thomas Jensen, K. Sandmuslingen - en invasiv vandrenser i Ringkøbing Fjord (under udarb.)

DTU Aqua-rapportindex

Denne liste dækker rapporter udgivet i indeværende år samt de foregående to kalenderår. Hele listen kan ses på DTU Aquas hjemmeside www.dfu.dtu.dk, hvor de fleste nyere rapporter også findes som PDF-filer.

- Nr. 139-05 Smolt dødeligheder i Årslev Engsø, en nydannet Vandmiljøplan II-sø, og Brabrand Sø i foråret 2004. Kasper Rasmussen og Anders Koed
- Nr. 140-05 Omplantede blåmuslinger fra Horns Rev på bankerne i Jørgens Lo og Ribe Strøm 2002-2004. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl
- Nr. 141-05 Blåmuslingebestanden i det danske Vadehav efteråret 2004. Per Sand Kristensen, Niels Jørgen Pihl og Rasmus Borgstrøm
- Nr. 142-05 Fiskebestande og fiskeri i 2005. Sten Munch-Petersen
- Nr. 143-05 Opdræt af torskeyngel til udsætning i Østersøen (forprojekt). Josianne G. Støttrup, Julia L. Overton, Christian Möllmann, Helge Paulsen, Per Bovbjerg Pedersen og Peter Lauesen
- Nr. 144-05 Skrubbeundersøgelser i Limfjorden 1993-2004. Hanne Nicolajsen
- Nr. 145-05 Overlevelsen af laksesmolt i Karlsgårde Sø i foråret 2004. Anders Koed, Michael Deacon, Kim Aarestrup og Gorm Rasmussen
- Nr. 146-05 Introduktion af økologi og kvalitetsmærkning på danske pionerdambrug. Lars-Flemming Pedersen, Villy J. Larsen og Niels Henrik Henriksen
- Nr. 147-05 Fisk, Fiskeri og Epifauna. Limfjorden 1984 – 2004. Erik Hoffmann
- Nr. 148-05 Rødspætter og Isinger i Århus Bugt. Christian A. Jensen, Else Nielsen og Anne Margrethe Wegeberg
- Nr. 149-05 Udvikling af opdræt af aborre (*Perca fluviatilis*), en mulig alternativ art i ferskvandsopdræt. Helge Paulsen, Julia L. Overton og Lars Brünner
- Nr. 150-05 First feeding of Perch (*Perca fluviatilis*) larvae. Julia L. Overton og Helge Paulsen. (Kun udgivet elektronisk)
- Nr. 151-05 Ongrowing of Perch (*Perca fluviatilis*) juveniles. Julia L. Overton og Helge Paulsen. (Kun udgivet elektronisk)
- Nr. 152-05 Vurdering af ernæringstilstand for aborre. Helge Paulsen, Julia L. Overton, Dorthe Frandsen, Mia G.G. Larsen og Kathrine B. Hansen. (Kun udgivet elektronisk)
- Nr. 153-05 Myndighedssamarbejdet om fiskeriet i Ringkøbing og Nisum fjorde. Redaktion: Henrik Baktoft og Anders Koed
- Nr. 154-05 Undersøgelse af umodne havørreders (grønlandere) optræk i ferskvand om vinteren.

Anders Koed og Dennis Søndergård Thomsen

- Nr. 155-05 Registreringer af fangster i indre danske farvande 2002, 2003 og 2004. Slutrapport. Søren Anker Pedersen, Josianne Støttrup, Claus R. Sparrevohn og Hanne Nicolajsen
- Nr. 156-05 Kystfodring og godt fiskeri. Josianne Støttrup, Per Dolmer, Maria Røjbek, Else Nielsen, Signe Ingvardsen, Christian Lastrup og Sune Riis Sørensen
- Nr. 157-05 Nordatlantiske havøkosystemer under forandring – effekter af klima, havstrømme og fiskeri. Søren Anker Pedersen
- Nr. 158-06 Østers (*Ostrea edulis*) i Limfjorden. Per Sand Kristensen og Erik Hoffmann
- Nr. 159-06 Optimering af fangstværdien for jomfruhummere (*Nephrops norvegicus*) – forsøg med fangst og opbevaring af levende jomfruhummere. Lars-Flemming Pedersen
- Nr. 160-06 Undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å samt smoltdødelighed ved passage af Ringkøbing Fjord 2005. Anders Koed
- Nr. 161-06 Udsætning af geddeyngel i danske søer: Effektvurdering og perspektivering. Christian Skov, Lene Jacobsen, Søren Berg, Jimmi Olsen og Dorte Bekkevold
- Nr. 162-06 Avlsprogram for regnbueørred i Danmark. Alfred Jokumsen, Ivar Lund, Mark Henryon, Peer Berg, Torben Nielsen, Simon B. Madsen, Torben Filt Jensen og Peter Faber
- Nr. 162a-06 Avlsprogram for regnbueørred i Danmark. Bilagsrapport. Alfred Jokumsen, Ivar Lund, Mark Henryon, Peer Berg, Torben Nielsen, Simon B. Madsen, Torben Filt Jensen og Peter Faber
- Nr. 163-06 Skarven (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) og den spættede sæls (*Phoca vitulina* L.) indvirkning på fiskebestanden i Limfjorden: Ecopath modellering som redskab i økosystem beskrivelse. Rasmus Skoven
- Nr. 164-06 Kongeåens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for første måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 165-06 A pilot-study: Evaluating the possibility that Atlantic Herring (*Clupea harengus* L.) exerts a negative effect on lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) in the North Sea, using IBTS-and TBM-data. Mikael van Deurs
- Nr. 166-06 Ejstrupholm Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for første måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 167-06 Blåmuslinge- og Stillehavsøstersbestanden i det danske Vadehav efteråret 2006. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl
- Nr. 168-06 Tvilho Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for første

måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.

- Nr. 169-07 Produktion af blødskallede strandkrabber i Danmark - en ny marin akvakulturproduktion. Knud Fischer, Ulrik Cold, Kevin Jørgensen, Erling P. Larsen, Ole Saugmann Rasmussen og Jens J. Sloth.
- Nr. 170-07 Den invasive stillehavsøsters, *Crassostrea gigas*, i Limfjorden - inddragelse af borgere og interessenter i forslag til en forvaltningsplan. Helle Torp Christensen og Ingrid Elmedal.
- Nr. 171-07 Kystfodring og kystøkologi - Evaluering af revlefodring ud for Fjaltring. Josianne Støttrup, Per Dolmer, Maria Røjbek, Else Nielsen, Signe Ingvarsdén, Per Sørensen og Sune Riis Sørensen.
- Nr. 172-07 Løjstrup Dambrug (øst) - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 173-07 Tingkær Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 174-07 Abildtrup Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoreringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 175-07 Nørå Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 176-07 Rens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 177-08 Implementering af mere selektive og skånsomme fiskerier – konklusioner, anbefalinger og perspektivering. J. Rasmus Nielsen, Svend Erik Andersen, Søren Eliassen, Hans Frost, Ole Jørgensen, Carsten Krog, Lone Grønbæk Kronbak, Christoph Mathiesen, Sten Munch-Petersen, Sten Sverdrup-Jensen og Niels Vestergaard.
- Nr. 178-08 Økosystemmodel for Ringkøbing Fjord - skarvbestandens påvirkning af fiskebestandene. Anne Johanne Dalsgaard, Villy Christensen, Hanne Nicolajsen, Anders Koed, Josianne Støttrup, Jane Grooss, Thomas Bregnballe, Henrik Løkke Sørensen, Jens Tang Christensen og Rasmus Nielsen.