Udsætninger af pighvar ved Nordsjællands kyst fra 1991-1997

Af

Claus R. Sparrevohn og Josianne Støttrup

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Afd. for Havøkologi og Akvakultur
Kavalergården 6
2920 Charlottenlund
e-mail: crs@dfu.min.dk

ISBN: 87-90968-53-0 DFU-rapport nr. 128-03

Indhold

1 SAMMENDRAG (Dansk) 1

2 SUMMARY (English) 3

3 INTRODUKTION 5

4 MATERIALE OG METODER 10

4.1 Mærkning og mærker 12

4.1.1 T-bar mærkning 13

4.1.2 Alizarin mærkning 13

4.2 Fangster og genfangster 14

4.2.1 Togtgenfangster 15

4.2.2 Kommercielle genfangster 15

4.3 Laboratoriearbejde 15

4.4 Dødelighed 16

4.4.1 Effort-afhængige modeller 16

4.4.2 Effort-uafhængige modeller 17

4.4.3 Fortrængning 17

4.5 Vækst 18

4.5.1 Somatisk vækst 18

4.5.2 Kondition 18

4.6 Fordeling i habitaten 20

4.6.1 Dybdefordelingen 20

4.6.2 Bestand størrelsens indvirkning 20

4.6.3 Spredt udsætning 20

4.6.4 Migration 21

5 RESULTATER 22

5.1 Mærkning og mærker 22

5.1.1 T-bar mærker 22

5.1.2 Alizarin 22

5.2 Fangster og genfangster 22

5.2.1 Kommercielle genfangster 23

5.2.2 Togt genfangster 23

5.3 Laboratoriumarbejde 24

5.4 Dødelighed . . . 24
5.4.1 Effort-uafhængige modeller . . . 26
5.4.2 Effort-afhængige modeller . . . 27
5.4.3 Fortrængning af vilde pighvar . . . 27
5.5 Vækst . . . 28
5.5.1 Somatisk vækst . . . 28
5.5.2 Kondition . . . 31
5.6 Fordeling i habitaten . . . 32
5.6.1 Spredt udsætning . . . 32
5.6.2 Dybdefordelingen . . . 33
5.6.3 Bestandstørrelsens indvirkning . . . 34
5.6.4 Migration . . . 35

6 DISKUSSION **39**
6.1 Genfangster . . . 41
6.2 Dødelighed . . . 42
6.3 Vækst . . . 43
6.4 Fordeling i habitaten . . . 46

7 KONKLUSION **48**

1 SAMMENDRAG (Dansk)

Udsætninger af pighvar ved Nordsjællands kyst fra 1991-1997

I en 7 årig periode fra 1991 til 1997 blev der, langs den Sjællandske nordkyst, gennemført et intensivt udsætningsforsøg med pighvar. Formålet var at undersøge om udsætning af opdrættede fisk kan bruges som redskab til bestandsophjælpning i lokale kystnære områder. Som delmål blev de udsatte fisks vækst, overlevelse og migration undersøgt og sammenlignet med de vilde fisk, hvor også effekten af udsætningerne på den naturlige pighvar population blev undersøgt. Forsøget var finansieret primært gennem fiskepleje midler, og parallelt med udsætningerne blev der oprettet et forskningsprogram, delvis finansieret af EU med det formål, at evaluere muligheden for og konsekvenserne af udsætning af kommercielt opdrættet pighvar. Hovedparten af de udsatte fisk var mærkede enten eksternt med et T-bar mærke eller internt med aflejring af et kemisk stof; alizarin complexone i fiskens øresten. Over 500.000 pighvar blev sat ud og 21 togter gennemført i forsøgsperioden, hvorfra informationer omkring vilde og udsatte pighvar blev indsamlet. Udover togt indsamlet data, blev en stor del af de udsatte pighvar rapporteret fanget i det kommercielle fiskeri i området. Denne rapport præsenterer de indsamlede data, de analyser der er gennemført, og konklusioner der er blev trukket i forbindelse med evalueringen af udsætningerne.

I vores analyser af hvorvidt de udsatte pighvar klarede sig lige så godt som de vilde fandt vi at vilde og udsatte pighvar havde identisk vækst og dødelighed, såfremt effekten fra det eksterne mærke blev ekskluderet. Væksten fandt primært sted i sommermånederne, og det kombineret med en formodning om at der er forholdsvis meget få rovdyr der er i stand til at spise de relativ stor fisk der sættes ud, ledte os til den konklusion at forårsudsætninger var at foretrække frem for efterårsudsætninger. Udsætte pighvar mærket internt havde i perioder en højere vækstrate en tilsvarende vilde. Den årlige dødelighed var i samme størrelses orden for vilde og udsatte pighvar, nemlig omkring 35% år^{-1}. Flere konditions indeks blev analyseret og vi fandt, i overensstemmelse med de vækstforskelle vi fandt, at der var en tendens til at de T-bar mærkede fisk havde lavere konditionsindeks. Specielt fandt vi et signifikant højere vandindhold i disse fisk.

Det var ikke muligt at identificere tegn på at udsætningerne havde været så omfattende at de havde

haft en negativ effekt på bestanden i området. Konditionen af de fisk der levede i de områder hvor udsatte fisk udgjorde en stor del af bestanden var ikke lavere end den var i de områder hvor vi kun fangede vilde pighvar.

De udsætte pighvar viste sig at blive i området og migrationen var primært parallelt med kysten de første 3 år efter udsætning. Derefter ændrede mønstret sig og en migration væk fra kysten indtraf. En migration måske kædet sammen med gydningen.
Stikord: pighvar, udsætninger, bestandsophjælpning, vækst, dødelighed, migration, mærkning.

2 SUMMARY (English)

Turbot Releases at North Zealand during 1991 to 1997

During a seven year period from 1991 to 1997 more than half a million juvenile turbot was released at the northern part of Zealand, as part of an intensive study on fish releases. The purpose of this study was to investigate whether or not releases of reared fish can be used as a tool for stock enhancement in local costal areas. The main objectives were to examine the growth, survival and migration of released fish, compare these parameters with those of the wild turbot and to study the effect of the releases on the naturally occurring turbot population. The study was financed primarily by the Marine Coastal Fisheries Management Programme. In parallel to the releases, a scientific program was established, partly financed by the EU, to evaluate the possibility of stocking marine flatfish species. Prior to release, turbot was either marked internally using a chemical marker; alizarin complexone to mark the otoliths, or externally with T-bar tags. Over 500.000 turbot were released and a total of 21 fishery research surveys conducted during the project providing information on the released and wild turbot. This report provides an overview of the data collected, analyses carried out and conclusions drawn.

In our analyses of how the reared turbot performed compared to their wild counterparts, we found that both populations had similar growth and mortality, as long as the effect of the external tag was excluded. The growth season for turbot was restricted to the summer months and this, combined with an assumption of a low predatory pressure in the relatively large sized fish released, led us to conclude that spring releases were likely to perform better than fall releases. The alizarin tagged turbot showed similar or higher growth rates to those in wild turbot. The estimated mortality for the wild and released turbot was in the same order of magnitude independent of tagging type. The overall estimated mortality was 35 % year^{-1}. Using various condition indices as proxies for growth and nutritional status, we found also here evidence of poorer performance for the externally tagged fish. These had a lower condition index and higher water content.

It was not possible to detect any negative effect on the natural population as a consequence of the intensive propagation of the total turbot biomass. The condition indices showed no signs of being

lower in the areas where the released fish constituted a large proportion of the total biomass in comparison to the areas where only wild turbot was caught.

Migration of the released one-year-old T-bar tagged turbot was found to be less than 10 kilometres and mainly up and down the coast during the first 2 years at liberty. This was followed by a sharp increase in migration distance coupled with an offshore direction, which was proposed to be related to spawning behavior.
Key Words: turbot, releases, stock enhancement, growth, mortality, migration, tagging

3 INTRODUKTION

Marin fiskepleje ved Danmarks Fiskeriundersøgelser blev etableret i 1987 som reaktion på de generelt faldende fangster af konsumfisk observeret op gennem 1980'erne. Målet med marin fiskepleje er at øge bestanden af de arter der var ramt af faldende fangster, primært gennem udsætninger. Finansieringen bestod fra 1987 af statsbevilgede midler, hvilke i 1990 blev suppleret med midler indbetalt gennem fritidsfiskerlicensen og senere, da det i 1993 blev pålagt alle sportsfiskere mellem 18 og 67 år at indløse fisketegn, gennem fisketegnsmidler. Fordelingen af disse midler bliver vedtaget af fiskeriministeriet under vejledning af og rådgivning fra et udvalg bestående af bl.a. repræsentanter fra de forskellige interesseorganisationer inden for fiskeriet.

Udover udsætninger af anadrome og diadrome arter som henholdsvis laks/ørred og ål, var der ønske om udsætninger af rent marine arter. Historisk set har udsætning af juvenile marine fisk i Europa været styret af muligheden for at producerer disse arter indenfor akvakultur. I begyndelsen af 1980'erne skete et gennembrud der gjorde det muligt at producere juvenile fisk i større antal, hvilket betød at mulighederne for udsætning af marine arter var tilstede. De første juvenile udsætninger skete i Norge hvor kysttorsk blev opdrættet og udsat i norske farvande. I Danmark var det i slutning af 1980'erne kun muligt at skaffe få arter fra opdræt, og derfor begyndte fiskeriorganisationerne selv at organisere en produktion af juvenile individer af de arter de ønskede udsat. De første danske udsætninger blev foretaget i Limfjorden som forsøgsudsætninger af pighvar i 1989, og da de første dansk torsk blev produceret i 1991 blev disse ligeledes mærket og udsat i Limfjorden. Siden er både opdræt af rødspætter og skrubber blevet muligt hvilket har betyder at der også er foretaget forsøgsudsætninger af disse arter. De marine udsætninger blev i 1994 og frem til 1996 suppleret med midler fra EU-projektet "*Evaluation of stock enhancement of marine flatfish*"(AIR), et projekt hvis formål var at evaluere mulighederne for, og effekterne af, udsætning af marine arter. Dette skete samtidig med at resultater fra lignende forsøg med udsætning af kysttorsk i fjorde og kystnære farvande i Norge viste at det ikke kunne betale sig at udsætte torskeyngel, pga. høj dødelighed forårsaget af et højt predationstryk, kannibalisme, samt fødebegrænsning i yngelsstadiet resulterende i en negativ konkurrence med den naturlige bestand af torsk.

Da forsøgsudsætningerne af torsk i Limfjorden ikke viste sig at opfylde et af udsætningskriterierne; at forblive i fjorden og indgå i den lokale fiskeri, blev udsætninger af denne art standsede i midten

af 1990'erne og fokus for den marin fiskepleje blev lagt på udsætninger af fladfisk.

At valget faldt på fladfiskearter var ikke noget tilfælde, men byggede på flere overvejelser. For det første er der ikke umiddelbart noget der tyder på at kannibalisme hos fladfisk er af betydning for populationsdynamikken. Til gengæld er kannibalisme høj hos torsk og flere andre rundfisk. Den naturlige dødelighed forventedes at være forholdsmæssig lille, i særdeleshed efter at en størrelse på omkring 10 cm er opnået. F.eks. sættes den naturlige dødelighed oftest mindre (0,15) i VPA'er for fladfisk i modsætning til rundfisk, hvor den naturlige dødelighed som oftest sættes til 0,20. Desuden bundede valget i, at en lang række videnskabeligt arbejde har vist, at rekrutteringen af fladfisk er positivt relateret til opvækstområdernes størrelse (Rijnsdorp et al. 1992; Veer et al. 2000), og at ikke alle potentielle opvækstområder bliver udnyttet, givetvis som følge af mangel på indstrømning af larver (Stoner 2003). Dette sammenholdt med at der er observeret tæthedsafhængig dødelighed og vækst i visse opvækstområder (Modin and Pihl 1994) er kraftige indikationer på, at det er under den første periode i opvækstområdet størrelsen af den senere rekruttering bestemmes og ikke i de senere livsstadier. For pighvar er der ydermere meget der tyder på at opvækstområdet for de helt små juvenile fisk er relativt snævret da maxdybden for f.eks. 0-gruppen individer er under 1 meter og desuden findes de kun på sandbund (Gibson 1973; Riley et al. 1981), mens ældre individers habitat er betydelig større. Dette kan betyde at såfremt der er en kritiske periode, med konkurrence mellem individerne i en pighvars livscyklus finder denne sted for den tidlige 0-gruppe der lever mange sammen i en lille habitat og ikke for de ældre fisk der er færre og har et større råderum. Dette sammenholdt med den lave naturlig dødelighed var årsagerne til at udsætninger af ældre marine fladfisk startede langs de danske kyster. At bl.a. pighvar blev valgt som art skyldes, at de er forholdsvis nemme at opdrætte og desuden er en skattet spisefisk og derfor af interesse for det rekreative fiskeri.

Udfaldet af en udsætning afhænger af to centrale temaer: De såkaldte *økologiske kriterier* for udsætning (de populationsdynamiske og økologiske forhold der gør det sandsynlig at der er potentiale for bestandsophjælpning gennem udsætning) og de *biologiske/fysiologiske kriterier* (de forhold, der er nødvendige for at sikre den højest muligt vækst og overlevelse af de udsatte fisk) (Støttrup, in press).

Flere faktorer har i mere eller mindre grad betydning for udfaldet af en udsætning, men de helt

centrale er: dødelighed og vækst. Desuden valgte vi som et af succeskriterierne, at de udsatte fisk skulle bidrage til at ophjælpe den lokale bestand, hvilket betyder at de udsatte fisk forblive i området og indgår i det lokale fiskeri eller bidrage til den lokale gydebestand. Derfor er migrationen også af betydning og vil derfor også blive belyst i denne rapport.

De udsatte fisks dødelighed kan skyldes flere årsager der groft kan deles op i:

- Naturlig dødelighed
- Fiskeri dødelighed
- Udsætnings dødelighed

Den naturlige dødelighed, der ønskes så lille som mulig, kan ikke umiddelbart manipuleres. Det er dog muligt at vælge udsætnings habitater således at der er forventning om at den naturlige dødelighed vil være lav, hvilket f.eks. kunne være et område med få naturlige fjender. Som oftest sættes der små fisk ud i forbindelse med marin fiskepleje da disse er nemmeste og billigst at anskaffe men da der oftest er en sammenhæng mellem en fisks størrelse ved udsætning og dens sårbarhed overfor rovdyr, er det vigtig at vælge en udsætnings art der af en given størrelse ikke har mange fjender i det habitat hvor udsætningen sker (Yamashita et al. 1994).

Udover den naturlige dødelighed arbejdes i fiskeribiologi med fiskeri dødeligheden som ikke umiddelbart bliver berørt i denne rapport. Dette betyder at alle senere dødelighedsestimater er estimater af den totale dødelighed (naturlig dødelighed + fiskeridødelighed).

Begrebet udsætnings dødelighed dækker over den dødelighed der sker umiddelbart i forbindelse med udsætningen eller kort tid efter, som følge af stress eller manglende evne til at søge skjul for derved at undgå naturlige fjender.

En anden vigtig undersøgelse at gennemføre i forbindelse med en udsætning, er om væksten for de udsatte fisk er i samme størrelsesorden som for vilde. Derved kan man få en ide om hvorvidt de udsatte fisk er lige så gode til at udnytte habitaten som de vilde. Udover skal man for at få et så maximalt udbytte som muligt af en udsætning sikre at væksten er så høj som mulig, da en god vækst vil give en kort periode fra udsætning til eventuelt genfangst og derfor vil dødeligheden have en mindre absolut indflydelse. Dette gøres ved at sikre at de økologiske kriterier er opfyldt, dvs.

at vælge en egnet udsætnings habitat hvor der er tilstrækkeligt med føde. Desuden skal det sikres, at de andre kriterier opfyldes dvs. at den størrelse fisk man sætter ud er i stand til at udnytte de ressourcer der er i udsætningshabitaten, at fisken er i god kondition ved udsætningen og ved godt helbred.

Det er ikke umiddelbart noget problem at bestemme de økonomiske udgifter ved at udsætte fisk, men derimod er det noget mere kompliceret at evaluere den økonomiske værdi af en udsætning. For det første er pighvar i de indre danske farvande ikke en målart for fiskeriet men fanges primært som bifangst. Endvidere er det svært at sætte pris på 'værdien' som en amatør-, fritids- eller sportsfisker har ved at fange en pighvar, og at fastsætte det beløb der investeres i det rekreative fiskeri herunder turisme i forbindelsen med udøvelsen af fiskeriet f.eks. per fangst af en fisk. Desuden har vi i vores analyse ikke bestemt det absolutte antal genfangede pighvar, kun det relative, da det kun vides hvor mange mærker der er sendt ind eller hvor mange fisk vi selv fangede på togter og derfor ikke hvor mange udsatte fisk der reelt er blevet genfanget.

I denne rapport vil vi ikke evaluere hvorvidt det økonomiske udbytte af udsætningerne er positivt eller negativt, men primært beskæftige os med at evaluerer hvorvidt der har været forskelle mellem vilde og udsatte pighvar og hvorvidt der har været en negativ effekt på pighvarbestanden eventuelt som følge af tætheds afhængige mekanismer forårsaget af den forøget pighvar biomasse som resultat af udsætningerne. Det betyder, at denne rapport i høj grad kun beskæftiger sig med de biologiske aspekter af en udsætning.

Gennem fiskeplejens historie og de år der er blevet arbejdet med pighvar er der blevet udsat fisk flere steder langs de danske kyster, såsom Ålborg bugt, Århus bugt, Limfjorden samt flere andre fjorde, men den største og længste udsætning har som tidligere nævnt fundet sted ved Nordsjællands kyst (figur 1). At netop Nordsjællands kyst blev valgt som område for udsætning var, at vi forventede, at det ville være et egnet opvækstområde for pighvar, da kysten er en af de mest vindeksponerede i de indre danske farvande (Rasmussen 1995) og derfor er karakteriseret ved en bund bestående af sand og grus, hvilket er foretrukket af juvenil pighvar (Riley et al. 1981). Desuden var der et ganske stort tungefiskeri med bifangst af pighvar i området, hvilket gav en forventning om mange genfangster af de udsatte pighvar gennem det kommercielle fiskeri.

Denne rapport er en evaluering af resultaterne fra de flerårige udsætninger af pighvar ved Nord-

sjællands kyst og kan forhåbentlig være med til at danne et billede af hvorvidt udsætningerne har været en succes eller ej, men også samtidig illustrerer hvor kompliceret det er at skulle vurdere effekterne af en udsætning, og besvare spørgsmål om hvorvidt udsætningerne kan betale sig og om de har haft en positiv effekt på bestandsbiomassen og eventuelt den fremtidige rekruttering af juvenile fisk til bestanden.

Finansiering af et stort EU projekt og andre mindre projekter (Nordisk Ministerråd og EU) har gjort det muligt at udvide forsøgsudsætningerne med grundigere effektstudier og der har over en årrække været adskillige personer der har deltaget, i kortere eller længere perioder, i forskellige projekter. Af DFU medarbejder nævnes Hanne Nicolajsen, Helge Paulsen, Hanna Stockholm, Carsten Hvingel, Rasmus Nielsen og Klaus Lehmann. Desuden takkes Lillian Andersen for korrekturlæsning. Fra fiskeriorganisationerne har biologerne Michael Andersen og Carsten Krog været involveret i et EU projekt, sammen med Johan Modin fra Kristineberg Marinforsknings station i Sverige. Alle har bidraget til at udvikle området fagligt. På hhv. felt- og laboratoriesiden har Claus Pedersen og Birtha Nielsen bidraget væsentlig til udvikling af de metoder og procedurer der anvendes i dag.

Da denne rapport indeholder resultater og viden opnået igennem de næsten 10 års forsøgsudsætninger og genfangster, er baggrunden for opbygningen af rapporten følgende: Den første analyse blev designet således at det var muligt at afgøre hvorvidt de udsatte pighvar klarede sig lige så godt efter udsætning som de vilde, både mht. overlevelse og dødelighed samt i forbindelse med habitat udnyttelsen. Til denne del hører dødeligheds estimaterne (afsnit 4.4 og 5.4), vækstberegningerne (afsnit 4.5.1 og 5.5.1), fortrængnings analysen (afsnit 4.4.3 og 5.4.3) og undersøgelser omkring forskelle i dybdefordelingen (afsnit 4.6.1 og 5.6.2) og migration (afsnit 4.6.4 og 5.6.4).

Det næste overordnede spørgsmål vi ønskede at belyse var hvorvidt udsætning af de mange fisk ville have en negativ effekt på bestanden. I denne del af analysen betragtede vi alizarin mærkede og vilde som værende en 'bestand', således at de T-bar mærkede fisk ikke var inkluderet (se afsnit 4.1). Til denne del af analysen hører konditions undersøgelsen (afsnit 4.5.2 og 5.5.2) og den samlede populations fordeling i habitaten (afsnit 4.6.2 og 5.6.3).

Mange, men ikke alle, resultater og analyser præsenteret i denne rapport er allerede blevet beskrevet og publiceret. Nogle i EU rapporter (Anon. 1997) og andre i DFU rapporter (Støttrup et al. 1994a; Støttrup et al. 1994b; Støttrup et al. 1997), såvel som nogle i Fisk & Hav (Støttrup 1996;

Støttrup and Nicolaisen 2000). Desuden er nogle resultater blevet offentliggjort i internationale videnskabelige tidsskrifter nemlig (Støttrup et al. 2002; Støttrup, in press).

4 MATERIALE OG METODER

Resultaterne præsenteret i denne rapport bygger på mange års indsamlinger og udsætninger. Arbejdet med at analysere effekterne af udsætninger af fisk var fra starten et uudforsket område på trods af at udsætninger har fundet sted igennem mere end 100 år (se f.eks. Shelbourne 1964 eller Solemdal et al. 1984). Dette betød at de første år i høj grad blev brugt til at udvikle metoder til mærkning af fisk og til fangst af fladfiskeyngel, især pighvar, samt til udvikling af togtdesign.

Udover data indsamlet på togter bygger mange af analyserne på informationer omkring genfangster af mærkede pighvar indsendt af amatør-, fritids-, sports- og erhvervsfiskere.

Pighvar til udsætning blev købt fra kommercielle opdrætsanlæg (tabel 1), da det ikke var muligt for Danmarks Fiskeriundersøgelser selv at stå for produktionen af det nødvendige antal fisk. Uanset hvilket opdrætsanlæg, der leverede pighvar var forældrebestanden fanget i den nordlige del af Kattegat eller Skagerak. I opdrættet blev fiskelarverne primært opdrættet i udendørs bassiner på naturlige planktonfoder, hvor de efter endt larvestadiet blev overført til mindre kar og tilvænnet tørfoder. Fiskeyngel samt juvenil pighvar blev opbevaret i kar med forskellige udformninger, farver og materiale dog primært firkantet eller rektangulært, grønne eller grå glasfiber eller betonkar og med flad (glat) bund.

Fra opdrættet til udsætningslokaliteten blev fiskene transporteret med lastbil i minimum 80% iltet, 10-15°C varmt vand, hvilket svarede nogenlunde til temperaturen i det område de blev udsat. Ved Nordsjælland blev fiskene altid sat ud direkte fra lastbilen om bord på en lejet færge, hvor de blev ledt ud i havet gennem et rør monteret til transportkarrene.

To strategier for udsætningerne blev forsøgt. Den ene var en centreret udsætning, hvor alle fisk blev sat ud på en kort strækning langs kysten, mens den anden strategi var en spredt udsætning, hvor udsætningen skete langs flere forskellige lokaliteter. Med undtagelse af to år var alle udsætninger centreret. Den spredte udsætningsstrategi blev først afprøvet i 1995, hvor udsætningen var spredt

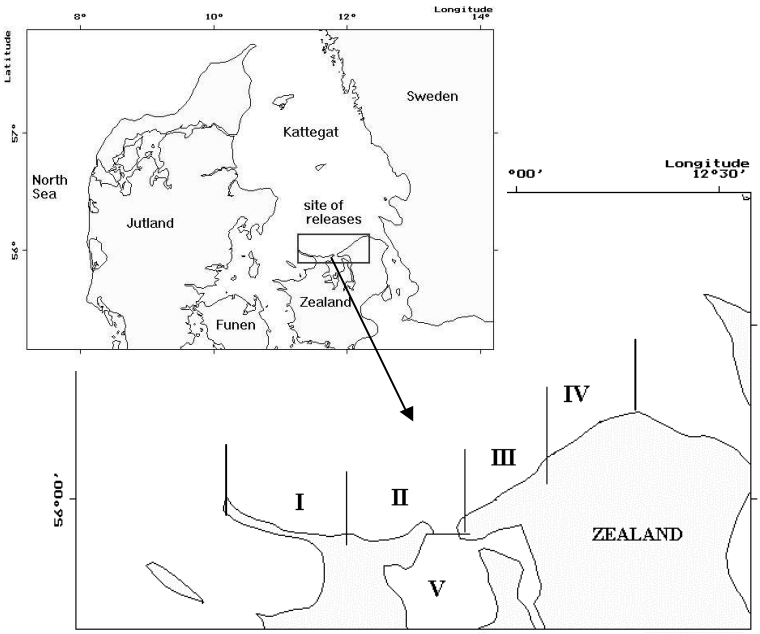
Tabel 1: Samtlige pighvar udsætninger ved Nordsjælland samt genfangster i antal og procent frem til år 2000. Udsætningslokaliteten, opdrættet, dato for udsætning, total antal fisk udsat og antallet af udsatte fisk der var mærket og med hvilket mærketype er ligeledes vist i tabellen.

Lokalitet	Opdræt	Dato	Antal	Størrelse (cm ± S.D.)	Mærke type	Genfangst til 2000	Genfangst procent
Liseleje	Maximus	07.05.91	4474	11,4 ± 0,7	T-bar	130	4,2
Liseleje	Tinfos	08.08.91	4366	11,4 ± 0,9	T-bar	212	4,7
Liseleje	Vilde	24.09.91	36[1]		T-bar	1	2,8
Liseleje	Morsø	01.05.92	3.013	11,8 ± 1,3	T-bar	284	3,6
Liseleje	Thy	01.05.92	4940	11,7 ± 0,9	T-bar	284	3,6
Liseleje	Vilde	02.03.93	100[1]		T-bar	7	7,0
Liseleje	Maximus	21.04.93	9939	10,9 ± 0,6	T-bar	272	2,7
Liseleje	Maximus	29.09.93	80.000	5,3 ± 0,4	Alizarin	162	0,2
Liseleje	Thy	15.04.94	9,762	13,4 ± 0,8	T-bar	1,116[3]	11,4
Liseleje	Lars Back	13.09.94	42.000	6,0 ± 0,7	Alizarin	210	0,1
Liseleje	Maximus	13.09.94	111.000	4,6 ± 0,5	Alizarin	210	0,1
Lumsås	Maximus	03.05.95	1917	15,0 ± 1,4	T-bar	50	2,5
Nyrup	Maximus	03.05.95	1973	15,3 ± 1,1	T-bar	164	8,3
Kikhavn	Maximus	03.05.95	1977	14,0 ± 0,8	T-bar	126	6,4
Gilleleje	Maximus	03.05.95	1968	15,0 ± 0,9	T-bar	94	4,8
Isefjorden	Maximus	03.05.95	1972	11,4 ± 0,3	T-bar	123	6,2
Melby	Vilde	03.05.95	165[1]		T-bar	6	3,6
Liseleje	Maximus	05.09.95	101.100	4,1 ± 0,3	Alizarin	15	0,01
Melby lejren	Maximus	19.04.96	5,579	10,8 ± 1,1	T-bar	76	1,4
Nyrup bugt	Maximus	26.08.96	8705		Alizarin	0	0,0
Kikhavn	Maximus	26.08.96	27.047		Alizarin	0	0,0
Nyrup bugt	Maximus	14.09.96	22.612		Alizarin	0	0,0
Nyrup bugt	Maximus	30.09.96	68.830		Alizarin	0	0,0
Melby	Maximus	02.05.97[2]	15.893		T-bar	235	1,5
Melby	Maximus	04.05.97	15.586		T-bar	230	1,5
Melby	Diat	25.04.98	19.641	18,8 ± 2,7	T-bar	733	3,7

[1] vilde fisk

[2] nat udsætning

[3] 555 fanget indenfor første uge af en enkelt fisker



Figur 1: Udsætningsområdet i det sydlige Kattegat med de 5 (I-V) områdeinddeling. Bortset fra spredte udsætninger skete udsætningen midt i område 3 (fra Støttrup et al. 2002)

ud over 5 (I-V) lokaliteter (figur 1). Derudover blev der i 1997 sat alizarinmærkede fisk ud 4 forskellige steder, en udsætning der dog ikke er behandlet i denne rapport.

I alt blev omkring 98.000 T-bar mærkede pighvar i størrelsen 10-15 cm sat ud ved Nordsjællands kyst og mere end 460.000 alizarinmærkede pighvar af en størrelse mellem 4-5 cm (se afsnit 4.1 for beskrivelse af mærker og mærkning). Desuden blev et lille antal vilde fisk T-bar mærket og genudsat i årene 1991, 1993 og 1995. Pighvarstørrelsen varierede noget fra år til år, som det kan ses i tabel 1.

4.1 Mærkning og mærker

Det blev brugt to former for mærkning, et eksternt T-bar mærke og et internt alizarin complexone mærke aflejret i otolithen. Mærkningsmetoden blev valgt alt efter fiskens størrelse samt analysens formål.

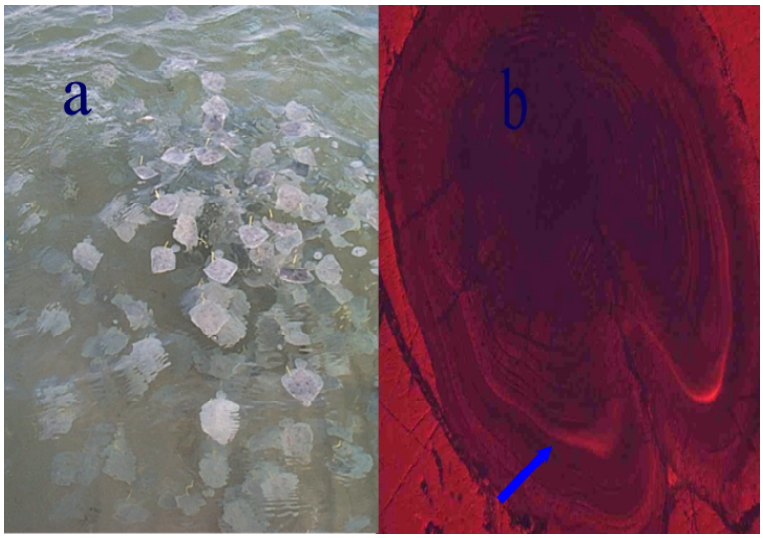
4.1.1 T-bar mærkning

De eksterne T-bar mærke blev købt fra Hallprint, Australien (figur 2a). Denne type mærke har form som et lille anker og sidder udvendigt på fisken, således, at personer, der enten fanger en mærket pighvar eller på anden måde håndterer et mærket individ, vil se mærket. Mærket er af en sådan størrelse, at det er muligt at præge en individuel kode på hvert, således at hvert enkelt genfanget individ kan spores tilbage til udsætningssted, -år, -dato og -størrelse. T-bar mærkerne blev skudt gennem kødet ude ved finnen, på den dorsale side oppefra, mens fisken lå med blindsiden nedad. Ulempen ved denne mærkning er at den kan generer fisken, især de mindre individer der vil lide under en øget vandmodstand ved svømning, den større synlighed overfor rovdyr, samt begroning af mærket med tang og muslinger. Derfor skal pighvar helst være mindst 10 cm i længde for en effektiv mærkning med denne metode. Fordelen er at genfangsterne ikke alene hviler på togtfangsterne, men er spredt i både tid og rum fordi mærkerne kan identificeres. Således er størstedelen af genfangster af pighvar mærket på denne møde tilbagemeldinger fra fiskere.

4.1.2 Alizarin mærkning

Antalsmæssigt var den største andel af udsatte pighvar mærket med et internt mærke, nemlig Alizarin complexzone der aflejrer sig i otolithen. Alizarin er et stof som er synligt, når otolithen blev belyst med UV-lys under et mikroskop (figur 2b). Mærkningsproceduren var, at pighvar blev opbevaret i et kar med opløst alizarin complexone i 24 timer kort tid før selve udsætningen. Den nødvendige koncentration af alizarin i vandet for at frembringe et synligt mærke er artsspecifik, og for pighvar var det tilstrækkeligt med en koncentration på 50 μg l^{-1}. Der var ikke nogen stigning i dødeligheden eller tegn på stress i forbindelse med behandlingen.

En fordel ved denne type mærkning er at det nemt og hurtigt er muligt at mærke et stort antal fisk. Desuden er alizarin, modsat T-bar mærket internt og regnes derfor ikke for at have same negativ indvirkning på fiskens vækst og overlevelse som de eksterne mærker vides at have (Bagge 1970). Herudover er det også muligt at mærke meget små fisk i modsætning til T-bar mærkerne, hvor fisken skal have en vis størrelse. Ulempen ved at bruge alizarin mærkning er, at det ikke umiddelbart er muligt at identificerer en fanget pighvar som værende en mærket fisk. Dette betyder i praksis at det ikke er muligt at få oplysninger om genfangster fra andre kilder end via togter, og det



Figur 2: (a) Pighvar mærket med T-bar mærker sættes ud på en strand. T-bar mærkerne ses som små gule ankre. (b) En pighvar otolith under mikroskop i ultraviolet lys. Alizarin mærket ses som den lysende ring pilen peger på. (Billede (a) er taget af Claus R. Sparrevohn mens billede (b) er taget af Helge Paulsen)

oven i købet kun i de tilfælde hvor man analyserer otolitherne, hvilket er et tidskrævende arbejde. Derudover er det heller ikke muligt at følge enkelte individer som det er for T-bar mærkede fisk.

Ønskes mere detaljerede oplysninger om mærker, mærketeknikker, mærkeforsøg henvises til internetsiderne: www.hafro.is eller www.hallprint.com.

4.2 Fangster og genfangster

Genfangster dækker over alle mærkede fisk der blev fanget, enten på togter eller i det kommercielle fiskeri. Derudover omhandler vores datasæt en del vilde fisk, der blev fanget på togterne. Alt i alt kan vores datasæt deles op i 4 kategorier (se tabel 2).

For at få så mange informationer som muligt i tilfælde af genfangster af udsatte fisk lagde Marin Fiskepleje en stor indsats i at gøre de lokale fiskere opmærksomme på, hvilke type af oplysninger vi ønskede i forbindelse med tilbagemeldingerne. Derfor mødte repræsentanter fra Marin Fiskepleje op i forbindelse med foreningsmøder, skrev i medlemsblade og satte plakater op, i de områder hvor udsætningerne fandt sted. Desuden blev der udlovet en dusør på 30 kroner for hvert mærke

Tabel 2: Tabel over fangstkilden for de 3 typer af pighvar som danner grundlaget for data brugt i denne rapport.

	Alizarin	T-bar	Vilde
Fanget på togt	x	x	x
Fanget kommercielt		x	

der blev indsendt. De oplysninger vi var interesseret i, udover koden på mærket, var: fangstposition, fangstdato, størrelsen i både længde og vægt, modenhed, køn og ellers bemærkninger om fiskens tilstand generelt.

4.2.1 Togtgenfangster

Togter fandt sted i perioden fra 1991-1997. Udover genfangster på disse togter blev der også fanget et stort antal vilde pighvar og ikke mindst et meget stort antal individer af andre arter. Alle pighvar, mærkede som umærkede, blev frosset bragt i land og senere analyseret i laboratoriet.

4.2.2 Kommercielle genfangster

Kommercielle genfangster dækker over T-bar mærkede pighvar rapporteret fanget af erhvervs-, bierhvervs-, fritids-, sports-, lyst- eller amatør-fisker; samt fundne mærker, mærker indleveret til fiskerikontrollen eller mærker opdaget på fiskeriauktioner. Med andre ord alt andet end togtgenfangster.

4.3 Laboratoriearbejde

Fra 1991 og til og med 1996 blev maveindhold, lever, samt fiskens renset vægt bestemt både som vådvægt og tørvægt. Tørvægten blev defineret som den konstante vægt der blev opnået ved tørring på 60 ° C. Desuden blev otolitherne udtaget og undersøgt, både med henblik på at aldersbestemme vilde pighvar og for at undersøge om individet var alizarinmærket eller ej. Vilde pighvars alder blev bestemt ved at tælle årringe i otolithen (figur 2 b). Da ikke alle fisk blev aldersbestemt, blev

en del af de fangede pighvars alder afgjort ud fra en alders-længde nøgle, der var valideret ud fra de alizarinmærkede fisks otolither, hvor alderen var kendt.

4.4 Dødelighed

Dødeligheden er et af de mest centrale parametre at analysere såfremt det skal være muligt at evaluere effekten af en udsætning. Samtidig er dødeligheden generelt svært at estimere og samtidig behæftet med megen usikkerhed. I litteraturen findes der ganske mange modeller til at bestemme dødelighed og disse modeller er her groft delt op i to typer, alt efter hvilken forudsætninger der er til hvordan data er indsamlet. Den ene type model, de effort-afhængige, har som forudsætning at data er indsamlet med kendt eller konstant fiskerieffort (fiskeriintensitet), mens den anden gruppe af modeller er effort-uafhængige, hvilket betyder at dødeligheden bestemmes uafhængig af hvor meget der er fisket og om fiskeriintensiteten i perioder har været varierende.

Tabel 3: Modeller benyttet til at estimere dødelighed. Regression er en effort-afhængig model, mens Jolly-Seber og Fisher-Ford er effort-uafhængige.

	Togt			Kommercielle
Model	Vilde	T-bar	Alizarin	T-bar
Regression	x			x
Jolly-Seber		x	x	
Fisher-Ford		x	x	

I tabel 3 ses hvilke typer model vi brugte til at bestemme dødeligheden for de forskellige typer af mærkede og genfangede fisk. For en god og grundig gennemgang af metoder og modeller se for eksempel (Krebs 1989).

4.4.1 Effort-afhængige modeller

Til denne type hører den klassiske "catch per unit effort"(CPUE) regression, hvor den totale dødelighed (Z) bestemmes ved at lave en lineær regression ud fra:

$$\ln(\text{CPUE}) = -Z \cdot t + Y \tag{1}$$

hvor CPUE er antal fisk fanget per enhed effort og t er fiskens alder for vilde fisk, eller tiden siden udsætning for udsatte fisk.

Denne regression blev benyttet til at bestemme dødeligheden for vilde pighvar ud fra togt data samt de T-bar mærkede fisk rapporteret fanget i det kommercielle fiskeri. For de vilde pighvar var efforten kendt, hvilket ikke var tilfældet for det kommercielle fiskeri. For det kommercielle fiskeri antog vi efforten over halvårlige perioder var konstant. Grunden til at vi ikke brugte denne model for at beregne dødelighed for T-bar eller alizarinmærkede pighvar fanget på togter, var at fangsterne var for små og for varierende, og at der var alt for mange 0-fangster hvilket afstedkom en meget dårlig model tilpasning. For at kunne benytte modellen var det også nødvendigt at kende fiskens alder t. For T-bar mærkede fisk var t direkte givet som tiden siden udsætning, mens det for de vilde var nødvendigt at aldersbestemme de fangede individer vha. otolithaflæsning (se afsnit 4.3).

4.4.2 Effort-uafhængige modeller

Effort-uafhængige modeller som Jolly-Seber (Seber 1973) og Fisher-Ford (Begon 1979) blev benyttet til at bestemme dødeligheden for både alizarin og T-bar mærket fisk fanget på togterne. For begge modeller gælder, at det er nødvendigt at have multiple udsætninger. Den primære forskel mellem disse to modeller er at Fisher-Ford forventer at dødeligheden er konstant under hele eksperimentets periode, mens Jolly-Seber modellen kun forventer at dødeligheden er konstant mellem to udsætninger. Dette betyder at Jolly-Seber modellen producerer flere dødelighedsestimater, mens Fisher-Ford's model kun giver et estimat.

4.4.3 Fortrængning

I forbindelse med udsætning af opdrættet fisk kan der være en risiko for at de udsatte fisk fortrænger de vilde, og dette blev undersøgt. Forholdet alizarin/vilde og forholdet T-bar/vilde blev beregnet. Efter en logit-transformering af ratioerne blev en eventuel sammenhæng med måned efter udsætning analyseret vha., lineær regression.

4.5 Vækst

To strategier blev benyttet i forbindelse med analyse af vækst. Først blev den somatiske vækst (længdetilvæksten i dette tilfælde) analyseret for forskelle mellem T-bar, alizarinmærkede og vilde pighvars vækst. Derudover blev tre forskellige konditionsindeks udregnet, da disse, for andre fisk som eksempelvis torsk (Krohn et al. 1997; Lambert and Dutil 1997) men også for fladfisk som pighvar (Andersen and Alsted 1991), har vist sig at beskrive den generelle energimæssige status hos individet og derved fungerer som indikatorer for den somatiske vækst.

4.5.1 Somatisk vækst

Væksten hos mærkede pighvar blev sammenlignet med væksten hos vilde. Pga. datas beskaffenhed var det ikke hensigtsmæssigt at tilpasse nogen form for vækstmodel (såsom von Bertalanffy, Gompertz el. l), så i stedet valgtes en lineær model til at beskrive væksten. Dette betød at den statistiske metode blev en multipel regression af væksten mod alderen. Disse analyser blev alle udført i SAS. Udover at det var tydeligt at en lineær model beskrev væksten bedst, var det klart at der var en udtalt forskel indenfor og imellem år og sæson, hvilket gjorde at vi producerede en regressions for både første og anden sommer efter udsætning.

4.5.2 Kondition

Tre konditionsindeks blev beregnet for at undersøge den energimæssige status af pighvar. Det første var leverens størrelse relativt til kropsvægten:

$$\mathrm{HSI}_{dw} = 100 \cdot \frac{\mathrm{Liver}_{dw}}{\mathrm{Somatisk}_{dw}}. \tag{2}$$

I stedet for vådvægt ($_{ww}$) brugte vi tørvægt ($_{dw}$) da variationen som resultat af svingende vand indhold (Water_c) derved kunne elimineres. Vandindholdet i den rensede fisk blev beregnet som:

$$\mathrm{Vand}_c = 100 \cdot \frac{\mathrm{Somatisk}_{ww} - \mathrm{Somatisk}_{dw}}{\mathrm{Somatisk}_{ww}}. \tag{3}$$

og til sidst blev Fulton's konditionsindeks beregnet som:

$$\mathrm{F}_{dw} = 10000 \cdot \frac{\mathrm{Somatisk}_{dw}}{\mathrm{Længde}^3}. \tag{4}$$

Tre analyser af udviklingen i konditionsindekserne blev gennemført. Målet med den første analyse var at evaluere den generelle trend i kondition hos pighvar, både over år og sæson. Alle vilde pighvar blev samlet per togt og delt op i 2 grupper. Den ene gruppe bestående af pighvar <20 cm og den anden gruppe bestående af pighvar >20 cm. Denne opdeling blev foretaget for at tage højde for en eventuel markant ændring i konditionsindeksene, specielt HSI_{dw}, i forbindelse med et skift i diæten fra primært rejer, bunddyr og krebs til fisk. Desuden blev data delt op i 1993, 1994 og 1995 udsætninger hvor der var blevet sat henholdsvis 80.000 alizarinmærkede fisk ud i 1993 og 111.000 i 1994 og 101.100 i 1995. Dette blev gjort for samtidig at evaluere om der var en sammenhæng mellem udsætningsintensiteten og den resulterende kondition.

Anden analyse gik ud på at evaluere hvorvidt der var forskelle imellem konditionsindekserne hos vilde, alizarin og T-bar mærket fisk. For at muliggøre denne analyse og for at sikre at eventuelle forskelle fundet ikke skyldtes sæsonmæssige eller årsvariationer, udvalgte vi stationer taget i perioden 9. til 12. september 1995 inden for 3 kilometer fra udsætningsstedet året før. I alt blev der fanget henholdsvis 10 T-bar mærkede, 134 alizarin mærkede og 110 vilde individer. En two-sample Wilcoxon eller students t-test blev brugt for at finde signifikante forskelle i HSI_{dw}, F_{dw} og Vand_c, således at hver enkelt type pighvar (alizarin, vilde og T-bar) blev testet indbyrdes med hinanden.

I den sidste analyse undersøgte vi, hvorvidt individ konditionen i et givet område var påvirket af hvor stor en del de udsatte fisk udgjorde af den samlede pighvar bestand. Kun vilde og alizarinmærkede pighvar blev inkluderet i denne analyse. Forventningen var at de områder hvor andelen af alizarinmærkede pighvar var høj havde udsætningerne haft en stor indvirkning på populationen og hvis bærekapaciteten var nået, ville dette resultere i at konditionen ville værre mindre end for individerne i de område hvor alizarin mærkede fisk ikke bidrog nævneværdigt til bestandens størrelse.

4.6 Fordeling i habitaten

For at undersøge hvorvidt de udsatte og vilde pighvar benyttede sig af den samme habitat, blev der mellem 1994 og 1997 fisket dybdestratificeret på en række togter. Disse data dannede grundlag for to analyser, hvor den første analyse ser på forskellene i dybde fordeling mellem de tre typer pighvar og den anden analyse undersøgte bestandsstørrelsens indvirkning på dybdefordelingen.

4.6.1 Dybdefordelingen

For at undersøge hvorvidt der var en forskel i dybdefordelingen imellem alizarin, T-bar mærkede og vilde pighvar blev CPUE estimeret for tre dybdestrata: <2 meter, 2-4 meter og dybere end 4 meter. I denne analyse antog vi at CPUE var et udtryk for bestandens størrelse. Dette blev gjort for både trawlfangster taget om dagen og natlige garnfangster. Derved var det muligt at få et overblik over forskellen i nat/dag dybdepræferencen.

4.6.2 Bestand størrelsens indvirkning

For hver af kohorterne 1993-1995 blev den totale biomasse indenfor en ± 10 km grænse fra udsætningspositionen i område 3 beregnet (se afsnit 4.6.4 for beregninger). Alle fangster taget på en dybde over 10 meter blev ikke medtaget i disse beregninger. Fangsteffektiviteten blev sat til 33% af det fiskede areal. Det overfiskede areal blev beregnet ud fra trawltrækkes bredde og afstanden fisket (sømil sejlet). Trawlets bredde blev sat til 4,5 m for yngeltrawlet og 15 m for TV-trawlet. Træk hastigheden var 40 m min^{-1} og 92,6 m min^{-1} for henholdsvis yngel- og TV-trawlet.

4.6.3 Spredt udsætning

I 1995 blev udsætningen spredt over 5 underområder (se figur 1, område I-V). Genfangster fra denne udsætning blev plottet i et tredimensionalt plot for at undersøge migrationen mellem områderne og graden af opblanding. Der blev lavet et plot for hver af aldrene 1, 2 og 3+.

4.6.4 Migration

For de T-bar mærkede pighvar der blev sat ud i område III og senere genfanget i det kommercielle fiskeri i områderne I, II, III eller IV (se figur 1), blev net migrationsafstanden (km_{net}) mellem udsætningspositionen ($_{ud}$) og genfangstpositionen ($_{ind}$) estimeret ud fra nord-syd ($\text{km}_{n\Leftrightarrow s}$) og øst-vest($\text{km}_{e\Leftrightarrow v}$) vektoren, ved brug af Pythagoras ligning.

$$\text{km}_{n\Leftrightarrow s} = 111.111(\text{Lat}_{ud} - \text{Lat}_{ind}) \tag{5}$$

$$\text{km}_{\Leftrightarrow v} = k \cdot 111.111(\text{Long}_{ud} - \text{Long}_{ind}) \tag{6}$$

Hvor k er en faktor der tager højde for jordens kurveform.

$$k = \cos(\frac{180}{\pi}(\frac{\text{Lat}_{ud} + \text{Lat}_{ind}}{2})) \tag{7}$$

Derefter giver Pythagoras.

$$\text{km}_{\text{net}} = \sqrt{\text{km}^2_{n\Leftrightarrow s} + \text{km}^2_{e\Leftrightarrow v}} \tag{8}$$

Da kysten langs Nordsjælland er tilnærmelsesvis lige med en vinkel på 35° var det muligt at lave en simpel beregning på hvor stor en del af den samlede migration der var parallelt med kysten (km_{p}) og hvor stor en del der er vinkelret på kysten (km_{v}).

$$\text{km}_{\text{v}} = \text{km}_{n\Leftrightarrow s}\cos(\frac{35 \cdot 180}{\pi}) + \text{km}_{e\Leftrightarrow v}\sin(\frac{35 \cdot 180}{\pi}) \tag{9}$$

$$\text{km}_{\text{p}} = \text{km}_{n\Leftrightarrow s}\sin(\frac{35 \cdot 180}{\pi}) + \text{km}_{e\Leftrightarrow v}\cos(\frac{35 \cdot 180}{\pi}) \tag{10}$$

Afstanden fra udsætning til genfangst blev plottet i histogrammer, hvor migration længere væk end 20 km blev slået sammen i en 20+ km gruppe. Et histogram blev udarbejdet for hver af de fisk der havde været i frihed fra 0-8, 9-20, 21-32 og >32 måneder. Dette svarer til aldrene 1, 2, 3 og 4+.

5 RESULTATER

I alt 6 forskellige opdræt leverede fisk til udsætningerne, men langt den overvejende del kom fra Maximus (næsten 480.572 ud af 564.294). Længden varierede fra omkring 4 cm til 19 cm, hvilket svarer til en vægt på mellem 10 og 120 g.

5.1 Mærkning og mærker

I alt blev der mærket ca. 98.000 pighvar med T-bar mærker og 460.000 med alizarin complexzone. Der er ingen øvre grænse for hvornår fisk er for store til at blive mærket med T-bar mærker, men en nedre på omkring 10 cm. Pighvar mindre end det egnede sig bedre til at mærkning med Alizarin complexzone.

5.1.1 T-bar mærker

For 3 personer var det muligt at mærke omkring 700 fisk i timen med T-bar mærker. Umiddelbart virkede det ikke som om at fiskene tog nævneværdig skade af behandlingen, og ingen eller kun få fisk døde i dagene efter mærkningen.

5.1.2 Alizarin

For at alizarin complexonen skulle aflejre sig i otolithen og være synlig under et UV-mikroskop, var det nødvendigt at behandle pighvarrerne med en alizarin koncentration på 50 μg l^{-1} i 24 timer. Alizarin mærket var synligt i et UV-mikroskop indtil minimum 3 år efter mærkningen (Anon. 1997). Fiskenes dødelighed var, ligesom ved T-bar mærkningen, marginalt påvirket af alizarinmærkningen.

5.2 Fangster og genfangster

Generelt var antallet af tilbagemeldinger forholdsvis konstant, dog med undtagelse af udsætningerne i 1994 og 1995. Den umiddelbart meget høje genfangst af 1994 udsætningen skyldes primært, 555

fisk blev fanget indenfor den første uge i frihed af en og samme fisker. Udsætninger i 1995 var spredt ud over 5 lokaliteter, mens der de andre år kun blev sat fisk ud ved Liseleje i område III (fig. 1). I alt fik vi 2607 tilbagemeldinger tilhørende kategorien kommercielle genfangster. Til sammenligning fangede vi 380 T-bar og 456 alizarinmærkede pighvar på vores egne togter. Da de pighvarrer, der var mærket med alizarin, intet eksternt mærke bar, var det ikke muligt at skelne disse fisk fra den vilde population uden en otolith analyse, hvilket betød at kendskabet til genfangster af alizarinmærkede fisk begrænsede sig til togtgenfangsterne.

5.2.1 Kommercielle genfangster

De tilbagemeldinger vi fik via det kommercielle fiskeri var af varierende kvalitet og gennemgik derfor en nøje kvalitetssikring inden data blev brugt i analyserne. En af fejlkilderne var, at i mange tilfælde var et antal genfangster slået sammen hvorved informationerne ikke mere var på individbasis. Det kunne f.eks. være: *10 fisk fanget mellem maj og september 1995 på en størrelse mellem 15-30 cm*. Derudover var der ofte stor forskel på typen af information vi fik. Genfangstpositionen blev nogle gange beskrevet som det sydlige Kattegat, modsat andre gange hvor de eksakte koordinater for position blev oplyst. Eksempelvis fik vi for 1995 udsætningen 709 tilbagemeldinger. Af dem var 518 med informationer omkring fangst -år, -måned og -dag og 504 havde oplysninger omkring længden. Kun 162 havde vægtinformationer hvoraf størstedelen var af tvivlsom kvalitet. Hele 556 havde informationer omkring fangstpositionen mens så få som 13 og 9 havde information om henholdsvis køn og modenhed. Samtlige tilbagemeldinger omkring kommercielt fangede udsatte pighvar ses i tabel 4. Trods denne store variation var tilbagemeldingerne dog tilfredsstillende især mht. nøgle data (fangsttidspunkt og position samt fiskens længde ved fangsttidspunkt).

5.2.2 Togt genfangster

Fra 1991 og fremefter blev der arrangeret togter med Danmarks Fiskeriundersøgelsers egne skibe udover at der i to tilfælde i begyndelsen af perioden blev lejet en garnkutter. I alt blev der sejlet 21 togter. Udover T-bar og alizarinmærkede blev der fanget 1572 vilde pighvar (tabel 5) og et stort antal fisk af andre arter. Togterne gav omkring 2 gange så mange fangster af vilde som udsætte pighvar. I alt blev der af de tre mest udbredte arter gennem perioden fanget 90.000 isinger, 10.000

Tabel 4: Kommercielle genfangster af udsatte T-bar mærkede fisk ved Nordsjællands kyst hvor genfangståret var anført

Udsætnings-	Genfangstår									
dato	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total
07.05.91	7	113	69	9	1	3	1	-	-	203
08.08.91	29	44	26	12		2	2	-	-	115
01.05.92		130	119	19	5	1	2	-	-	276
21.04.93			76	68	15	27	20	-	-	206
15.04.94				744	69	71	25	1	-	910
03.05.95					53	247	191	26	1	518
19.04.96						10	28	6	-	44
02/03.04.96							174	18	-	192
25.04.98								143	-	143
Total=	36	287	290	852	143	361	443	194	1	2607

brislinger og 6.500 torsk. Disse tal kan ikke umiddelbart sammenlignes med antal pighvar fanget, da der på nogle af stationerne, især på lavt vand, kun blev oparbejdet pighvar.

5.3 Laboratoriumarbejde

I alt blev 919 vilde fisk, 149 T-bar mærkede og 287 alizarinmærkede fisk undersøgt i laboratoriet. Aldersaflæsning og undersøgelse af et eventuelt alizarinmærke foregik ved en otolithanalyse som beskrevet i afsnit 4.1.2. Selve alizarinmærket i otolithen var nemt at genkende og aldersaflæsningen blev valideret ved at sammenligne otolitherne for de alizarin mærkede fisk, hvor alderen var kendt, med de vilde. For næsten alle analyser i denne rapport er der lavet en 3+ gruppe for pighvar talt til 3 år eller ældre, da aldersaflæsningen blev mere og mere usikker ved stigende alder.

5.4 Dødelighed

Dødeligheden for vilde og alizarinmærkede fisk samt T-bar mærkede fisk fanget på togter og kommercielt fanget, blev estimeret adskilt. I gennemsnit blev den årlige dødelighed estimeret til

Tabel 5: Togter og fangster udført i fiskepleje regi ved Nordsjællands kyst i forbindelse med moniteringen af de udsatte pighvar.

	Tidspunkt			Genfangster		
Togt	År	Måned		T-bar	Alizarin	Vilde
FP93-1	1993	April		11	-	29
FP93-2		Maj		83	-	22
Viller		Aug.		18	-	15
FP94-1	1994	April		34	3	25
FP94-2		Maj		97	24	25
Viller		Aug.		29	123	133
FP94-7		Sept.		4	1	118
FP95-1	1995	April		2	11	131
FP95-2		Maj		0	11	33
FP95-4		Juni		0	0	102
Viller		Aug.		4	13	39
FP95-9		Sept.		16	154	132
FP96-2	1996	April		1	28	125
FP96-3		Maj		1	3	31
FP96-5		Maj		2	41	145
FP96-6		Juni		3	12	44
FP96-7		April		0	2	8
FP96-9		April		11	6	72
FP97-1	1997	Maj		13	17	166
FP97-2		Juni		21	12	38
FP97-5		sept.		16	6	139
			Total=	380	456	1572

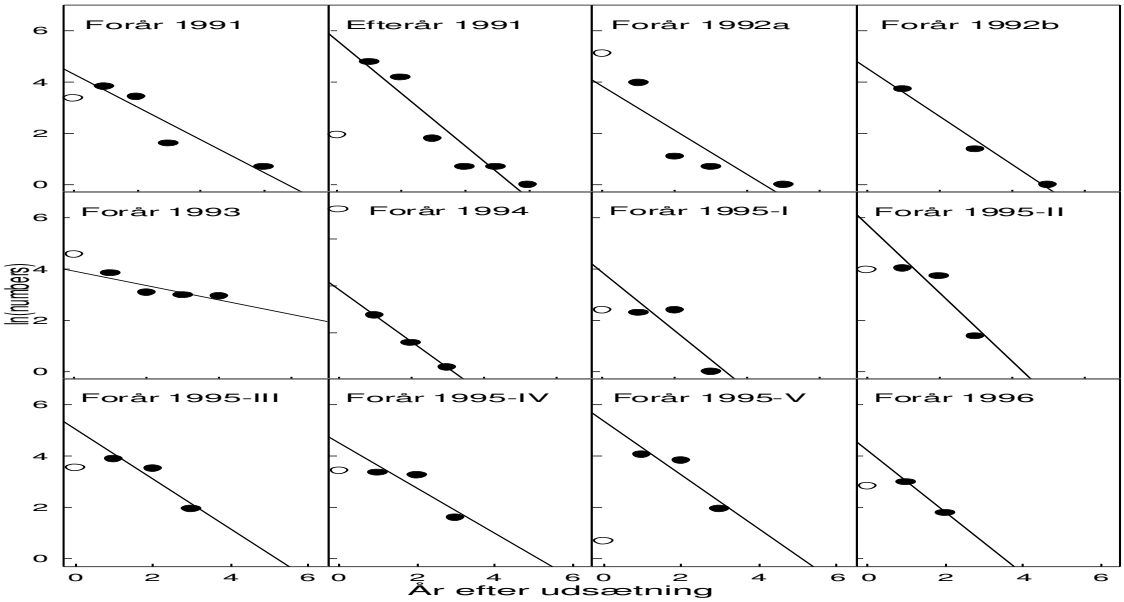
omkring 35 % år^{-1}, svarende til 0,3 % dag^{-1}, men varierede dog en del alt efter om det var vilde, T-bar eller alizarin mærkede fisk.

Tabel 6: Overlevelse i procent beregnet ud fra effort-uafhængige modeller. T-bar$_T$ er togtfangede fisk men T-bar$_K$ er pighvar rapporteret fanget i det kommercielle fiskeri

	Jolly-Seber			Fisher-Ford
Mærke type	Min	Max	Middel	Middel
Alizarin	44	141	79	70
T-bar$_T$	39	56	46	40
T-bar$_K$	40	7474	110	55

5.4.1 Effort-uafhængige modeller

De effort-uafhængige modeller Fisher-Ford og Jolly-Seber gav en gennemsnitlig årlig overlevelse på mellem 40% og 110%. Der var generelt stor forskel i overlevelsesestimaterne som det kan ses i tabel 6, men gennemsnitlig lå den årlige dødelighed på omkring 35-40 %.



Figur 3: Cirklerne repræsenterer de kommercielle genfangster i ln (antal) for hver udsætning. Kun de fulde cirkler er inkluderet i bestemmelse af regressionslinien. Regressions parametrene r^2 og Z er: Efterår 1991, 0,90, -1,01; Forår 1991, 0,76, -0,79; Forår 1992a, 0,72, -0,87; Forår 1992b, 0,98, -0,93; Forår 1993, 0,73, -0,28; Forår 1994, 0,99, -0,56; Forår 1995-I, 0,72, -1,15; Forår 1995-II, 0,83, -1,33; Forår 1995-III, 0,88, -0,97; Forår 1995-IV, 0,80, 0,88; Forår 1995-V, 0,83, -1,06; Forår 1996, 1, -1,20.

Tabel 7: Overlevelsesestimaterne for vilde pighvar estimeret ud fra togtdata. Fangster er slået sammen for hvert halve år, så observationer dækker ikke over antal fisk fanget men hvor mange halve år der har været i regressionen.

Kohorte	% Overlevelse år^{-1}	Observationer
1991	21	2
1992	53	3
1993	14	6
1994	63	8
1995	65	8
1996	121	5

5.4.2 Effort-afhængige modeller

På figur 3 er vist antal pighvar rapporteret fanget i det kommercielle fiskeri, slået sammen i halvårlige intervaller og naturligt logaritmiseret. Fangsterne i den første halvårlige periode er udeladt, da disse data ikke repræsenterede et helt halvt år, og desuden var der et tab af mærker i den periode, der ville resultere i en overestimering af dødeligheden. Ligning 1 er tilpasset til de observerede data vha. least-square regression. Den naturlige dødelighed for vilde fisk blev estimeret på tilsvarende måde (tabel 7). Dog blev fangster her ikke slået sammen i halvårlige perioder, hvilket ikke var nødvendigt da efforten per fanget pighvar var kendt. De vilde pighvars overlevelse blev estimeret til at være omkring 35 % år^{-1}

5.4.3 Fortrængning af vilde pighvar

Ratioen mellem alizarin/vilde fisk var konstant uanset tid efter udsætning (P>0.99, r^2<0.01), mens der var en signifikant, om end svag, tendens til at ratioen T-bar/vilde fisk steg med tiden (P<0.05, $r^2 = 0.2$).

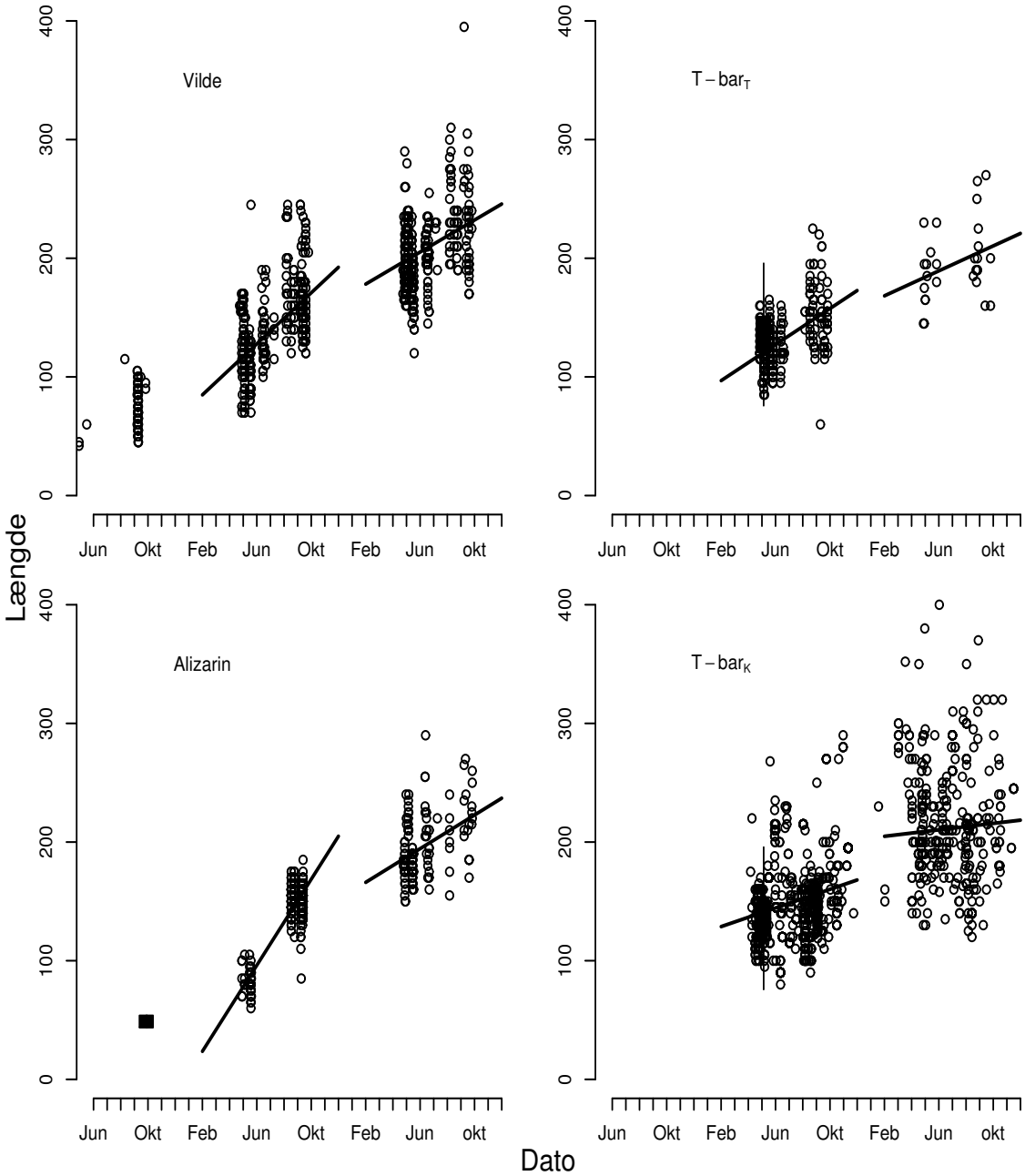
5.5 Vækst

5.5.1 Somatisk vækst

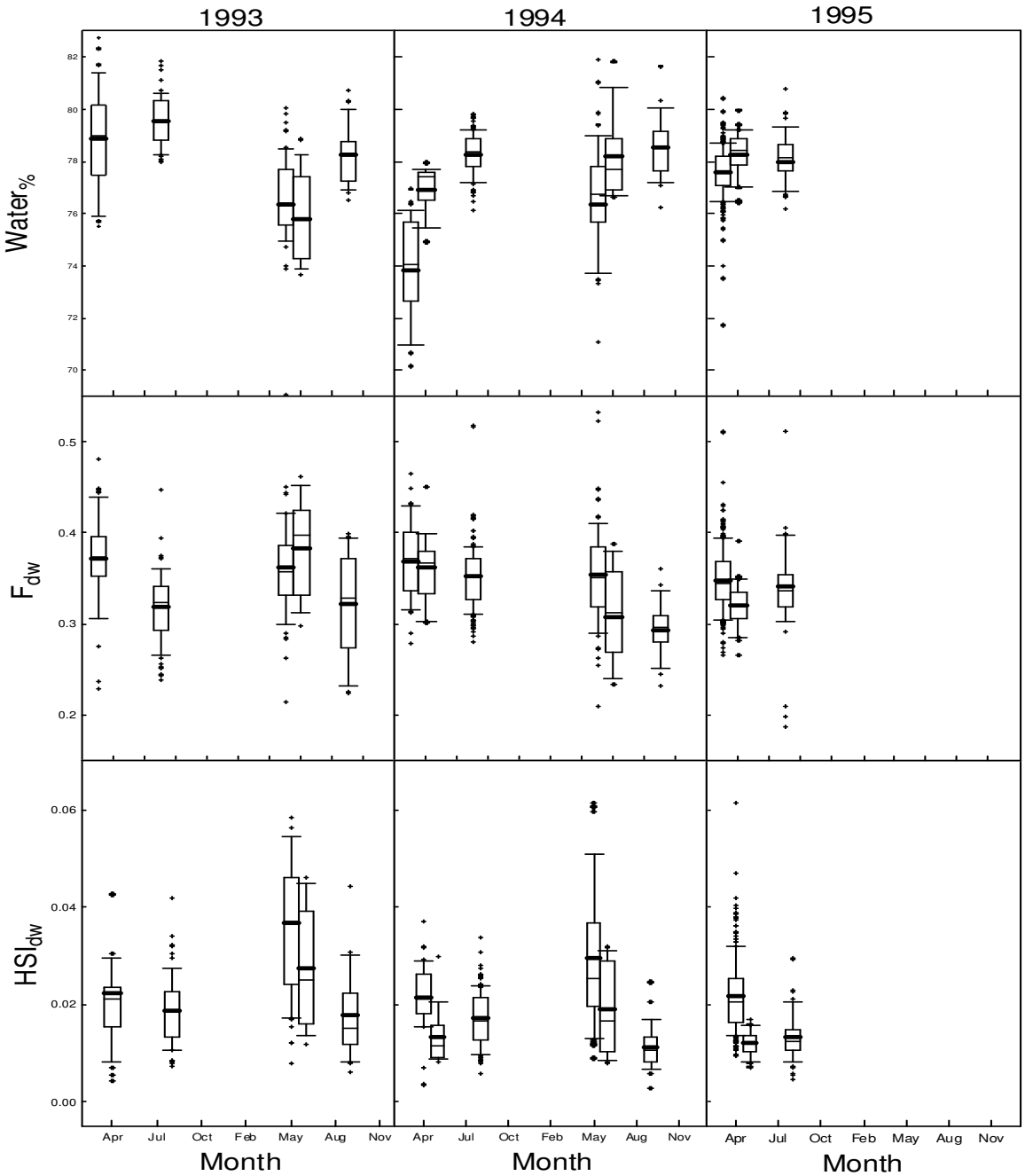
Generelt var der en stor sæsonmæssig variation i væksten, hvor der fra september til maj var ingen, eller meget lidt tilvækst i længden (figur 4). Omvendt var det tydeligt, at der var en kraftig tilvækst i perioden fra maj til september, og ligeledes var det tydeligt at væksten var forskellig alt efter om det var fiskens første eller anden sommer efter udsætning. Det viste det sig ikke at være muligt at få realistiske estimater (L_∞ og t_0) af væksten ved at tilpasse en von Bertalanffy vækst funktion. Dette gjorde at væksten blev analyseret ud fra antagelsen om, at den kunne beskrives som værende lineær i sommerperioden, samtidig med at vi estimerede væksten for både vækstperiode 1 (første sommer efter udsætning da fiskene typisk blev udsat om foråret) og vækstperiode 2 (anden sommer efter udsætning), hvilket svarer til alder 1 og alder 2 for de vilde fisk. Estimaterne er vist i tabel 8. I den første vækstperiode blev den laveste vækst observeret for T-bar mærkede fisk fanget i det kommercielle fiskeri, nemlig 0,06 mm dag^{-1} hvilket var betydeligt lavere end den vækst vi fandt for de T-bar mærkede fisk fanget på togter. Den højeste vækst på 0,59 mm dag^{-1} blev fundet for de alizarinmærkede fisk. For de vilde var væksten på 0,36 mm dag^{-1}, hvilket var signifikant (p<0,01) mindre end for de alizarin mærkede fisk. Væksten i løbet af anden vækst periode var mellem 0 mm dag^{-1}, fundet for T-bar mærkede fisk, og 0,23 mm dag^{-1} for alizarin mærkede fisk, en værdi der ikke var signifikant forskellig fra vilde og togtfangede T-bar mærkede pighvar.

Tabel 8: Vækst estimater, under forudsætning af lineær vækst, for vækst sæson 1 og 2. Væksten er givet i mm dag^{-1}, n er observationer og P er signifikans værdien for den rette linie.

Type	Vækst sæson 1				Vækst sæson 2			
	mm dag^{-1}	r^2	n	P	mm dag^{-1}	r^2	n	P
Vilde	0,36	0,32	260	<0,001	0,22	0,15	329	<0,001
Alizarin	0,59	0,75	321	<0,001	0,23	0,17	131	<0,001
T-bar$_T$	0,25	0,27	340	<0,001	0.18	0,11	27	<0,093
T-bar$_K$	0,06	0,01	840	<0,011	≈0	≈0	283	<0,983



Figur 4: Størrelsen ved genfangsttidspunkt for vilde, alizarin og T-bar mærkede pighvar. T-bar$_K$ er de kommercielt genfangede T-bar mærkede fisk mens T-bar$_T$ er de T-bar mærkede fisk fanget under togtfiskeri. Fangsterne for forskellige år er slået sammen. På hver graf ses den estimerede vækst for hver enkelt vækstperiode som en ret linie. Størrelsen ved udsætning er vist med boxplot.



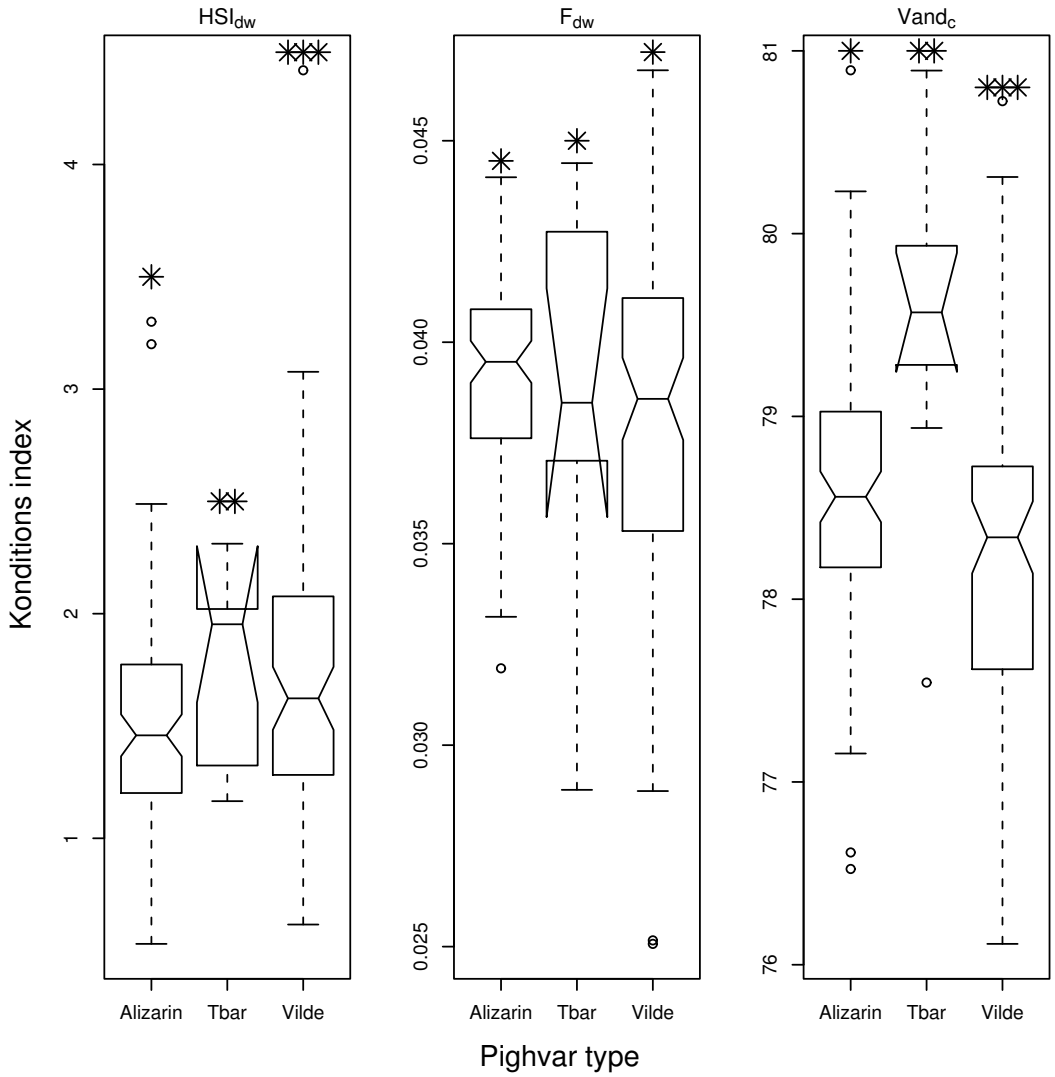
Figur 5: Box plot af Water$_c$, HSI$_{dw}$ og F$_{dw}$ beregnet som vist i de respektive modeller 2, 3 og 4. Den tykke linie på boxen er middelværdien mens selve boksens vandrette linier repræsenterer 10'ende, 25'ende, medianen, 75'ende, og 90'ende percentil af værdier under linien. Cirkler er observationer udenfor 10'ende og 90'ende percentil. Da formålet var at undersøge udviklingen i kondition for den del af pighvar bestanden der havde været berørt af udsætningerne valgte vi at se på konditionen året efter udsætningen for pighvar <20cm mens kun pighvar >20 cm fanget andet år efter udsætning blev medtaget i analysen.

5.5.2 Kondition

På figur 5 ses udviklingen i de tre konditionsindeks, beregnet som beskrevet i afsnit 4.5.2. Det var tydeligt at der, som med den somatiske vækst, var meget store sæsonmæssige variationer, og at der generelt var et fald fra forår til efterår i HSI_{dw} og F_{dw}, samtidig med at $Water_c$ øgedes. Desuden var der også stor forskel i konditionen mellem årene. Der var generelt en tendens til, at variationen faldt fra forår til efterår samt en tendens til en højere middelværdi end median. For fisk <20 cm, hvilket er første år efter udsætningen, samt 1 årige vilde var der ikke umiddelbart nogen forskel i kondition, bortset fra at 1995 kohorten havde højere $Water_c$. Udregnet ud fra vådvægt udgjorde leveren mellem 1 og 5 % af kropsvægten, Fultons kondition lå mellem 0,02 og 0,05, mens der var 70-80 % vand i kroppen.

På figur 6 ses boxplot af konditionerne for de pighvar der blev fanget i perioden fra den 9. til 12. september 1995 og indenfor et 3 km bælte fra udsætningsstedet året før. Alizarin mærkede og T-bar mærkede udsatte pighvar er vist, samt vilde fra den kohorte der svarer til udsætningen. Der blev i alt fanget 12 T-bar mærkede pighvar, 95 alizarinmærkede pighvar og 80 vilde i denne periode. Der var signifikant højere HSI_{dw} for vilde i forhold til alizarinmærkede og en signifikant højere værdi for T-bar end alizarinmærkede pighvar. Medianværdien var forskellig mellem vilde og alizarin, mens der ingen forskel var mellem T-bar og alizarin. Billedet var det modsatte for F_{dw}, hvor vilde havde en signifikant lavere værdi end alizarin, mens der for T-bar mærkede pighvar ingen signifikante forskelle var. Ingen af median værdierne for F_{dw} var forskellige. Største forskelle fandtes indenfor $Vand_c$, hvor alizarin, vilde og T-bar mærkede pighvar alle havde signifikant forskellige værdier, dog med den undtagelse at median værdien for alizarin og vilde ikke var forskellige. T-bar mærkede pighvar havde det højeste vand indhold, derefter kom vilde pighvar og alizarin mærkede havde den mindste $Vand_c$ værdi.

På figurerne 7, 8 og 9 sammenholdes konditionsindeksene med den andel som de alizarinmærkede fisk udgjorde af den samlede fangst. Der var ingen tendens, til at en stor andel alizarinmærkede fisk i fangsten betød en lavere kondition for hverken de alizarin mærkede fisk eller for de vilde.

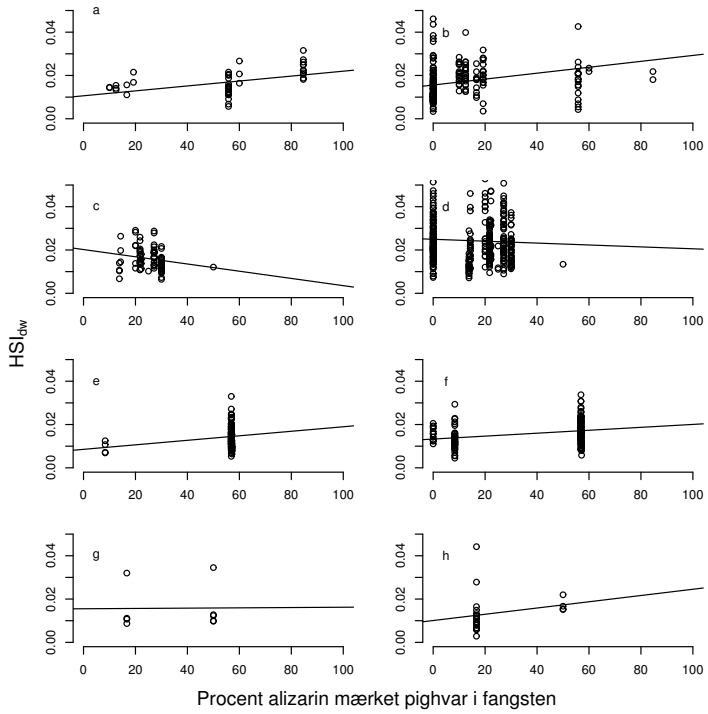


Figur 6: Set nedefra repræsenterer boksens vandrette linier 10'ende, 25'ende, medianen, 75'ende, og 90'ende percentil af værdier under linien. Cirkler viser værdier udenfor 10'ende og 90'ende percentil. Hvis indsnævringerne på boxene ikke overlapper hinanden er medianerne forskellige på 5 % niveau, mens ens antal asterisk indikerer ens middelværdi på 5% niveau.

5.6 Fordeling i habitaten

5.6.1 Spredt udsætning

Ud af de 1995 udsatte pighvar blev 50 % senere rapporteret genfanget i område 2, mens 34 % blev rapporteret genfanget i område III (figur 10). For de resterende områder var der kun ganske få genfangster. I område II var 52, 22 og 29 % af de fangede pighvar udsat i dette område, henholdsvis

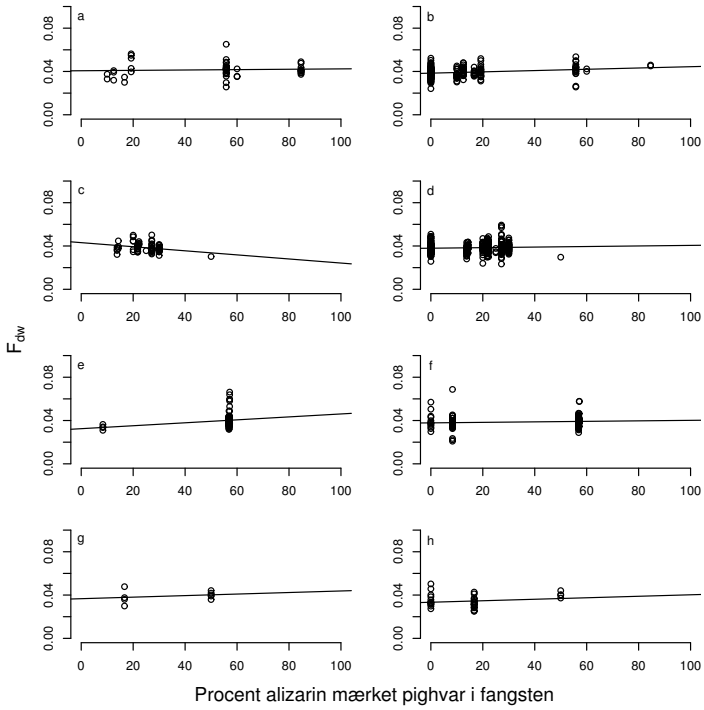


Figur 7: Udviklingen i HSI$_{dw}$ udregnet som i ligning 2 i forhold til procent alizarin mærket pighvar i den samlede fangst. Figur a og b er alder 1 pighvar fanget om foråret, hvor a er alizarinmærkede og b er vilde. Næste to figurer er alder 2 fanget om foråret, c er alizarinmærkede og d er vilde. Figur e og f er henholdsvis 1 årige vilde og alizarinmærkede pighvar fanget om efteråret. Sidste to figurer viser 2 årige fanget om efteråret, g er alizarin og h er vilde.

1, 2 eller over 2 år tidligere. I område III udgjorde de fisk, der var udsat i dette område fanget 1, 2 eller over 2 år tidlige respektive 47, 24 og 31 %. Område I var det område, der gav færrest genfangster, både af fisk udsat i dette område og af fisk udsat i et af de andre områder.

5.6.2 Dybdefordelingen

På figur 11 og 12, ses dybde fordelingerne af vilde, T-bar mærkede og alizarinmærkede fisk fanget i henholdsvis trawl om dagen og garn om natten. I garn blev der fanget 64 alizarin mærkede, 96 T-bar mærkede og 152 vilde pighvar. Trawl fangsterne var lidt større med 129 alizarin mærkede, 47 T-bar mærkede og 885 vilde individer. Fyrre procent af trawl fiskeriet foregik på en dybde over 4 meter og kun 8 % af 0-gruppe vild pighvar blev fanget der. For alder 1 blev 10 % T-bar mærket, ingen alizarinmærkede og 12 % vilde fanget i denne dybde. Langt størstedelen (97 %) af de vilde

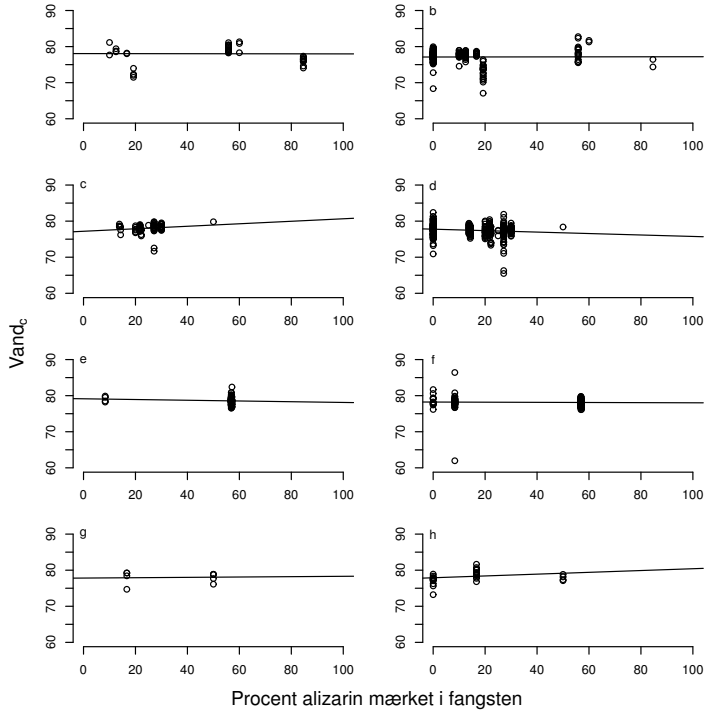


Figur 8: Udviklingen i F_{dw} udregnet som i ligning 4 i forhold til procent alizarin mærket pighvar i fangsten. Figur a og b er alder 1 pighvar fanget om foråret hvor a er alizarinmærkede og b er vilde. Næste to er alder 2 fanget om foråret, c er alizarinmærkede og d er vilde. Figur e og f er henholdsvis 1 årige vilde og alizarin mærkedepighvar fanget om efteråret. Sidste to figurer viser 2 årige fanget om efteråret, g er alizarin og h er vilde.

2+ fisk blev fanget dybere end 2 meter.

5.6.3 Bestandstørrelsens indvirkning

Det viste sig at være svært at få troværdig biomasseestimater, og som det ses på figur 13 er der meget store udsving i den estimerede biomasse af udsatte fisk samt vilde fisk af tilsvarende alder beregnet ud fra togter med ganske få ugers mellemrum. Den største samlede biomasse af udsatte plus vilde pighvar blev estimeret til at være ved alder 3, altså 2 år efter udsætningen.

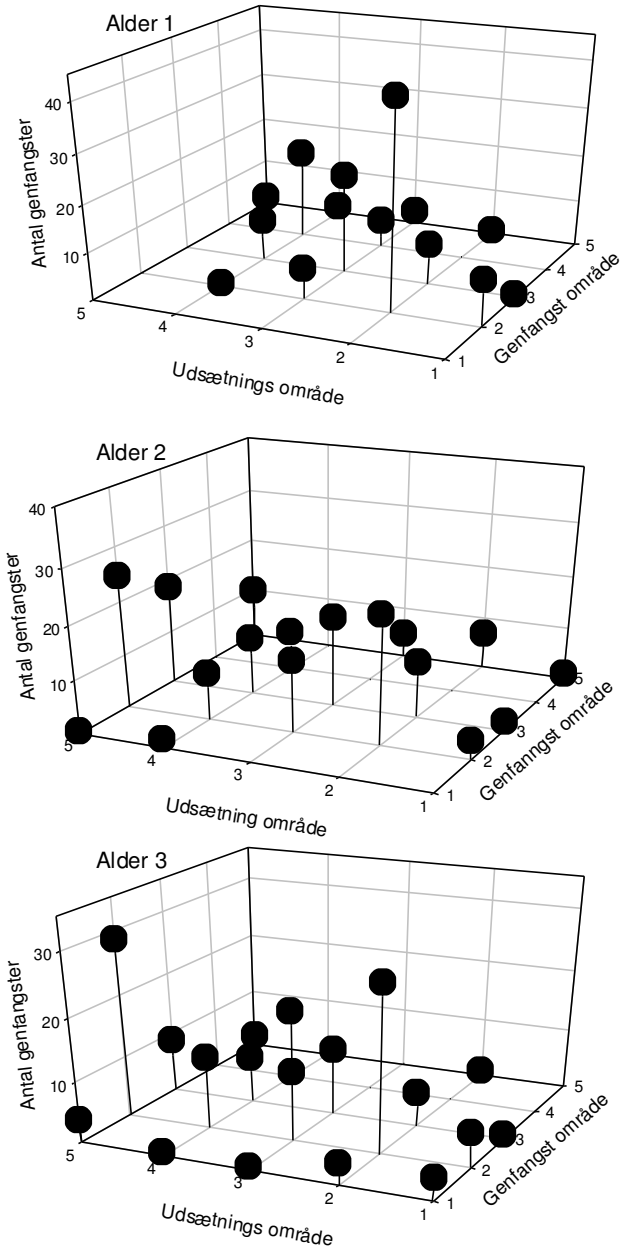


Figur 9: Udviklingen i Vand$_c$ udregnet som i ligning 3 i forhold til procent alizarin mærket pighvar i fangsten. Figur a og b er alder 1 pighvar fanget om foråret, a er alizarinmærkede og b er vilde. Næste to er alder 2 fanget om foråret, c er alizarinmærkede og d er vilde. Figur e og f er henholdsvis 1 årige vilde og alizarinmærkede pighvar fanget om efteråret. Sidste to figurer viser 2 årige fanget om efteråret, g er alizarin og h er vilde.

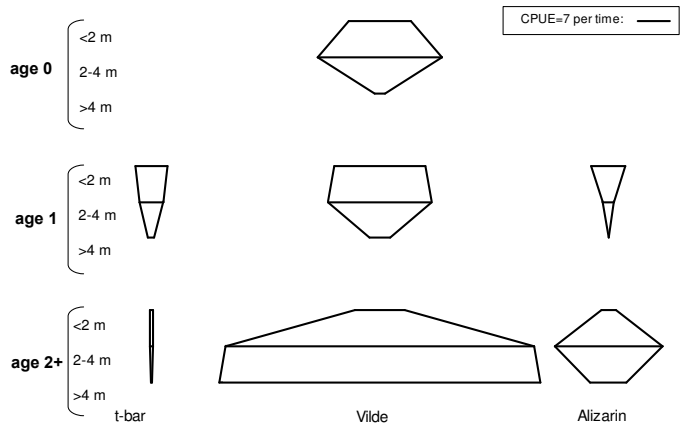
5.6.4 Migration

I alt kunne 1746 kommercielle genfangster bruges i migrationsanalysen, da der til disse genfangster var oplyst genfangstposition og fangstdata, og desuden var genfangst positionen ikke i område V. Langt hovedparten (93%) af T-bar mærkede pighvar, der havde tilbragt mindre end 8 måneder (1 årige) i frihed, havde netto migreret (km$_{\text{net}}$) mindre end 10 km (figur 14).

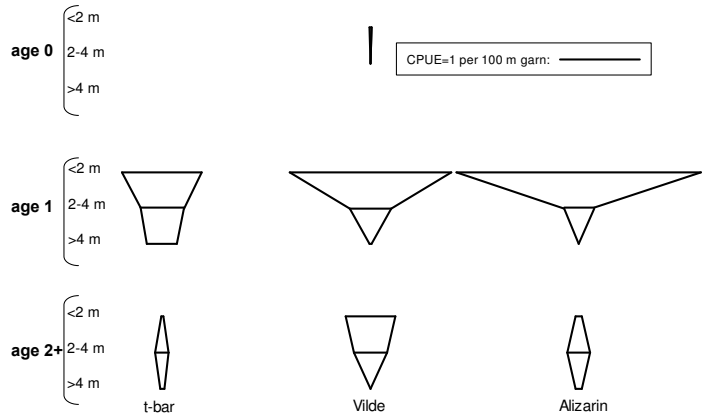
De 2 årige havde meget identisk vandringsmønster med 70 % af fangsterne inden for 10 km fra udsætningspositionen. For alder 3 og 4+ var henholdsvis 37 % og 40 % af fangsterne fanget indenfor 10 km. Migrationen parallelt med kysten (km$_{\text{p}}$) var meget identisk med net migration indtil alder 3 og 4+ hvor der var en tendens til en højere net migration vinkelret end parallelt med kysten. Migrationen vinkelret på kysten (km$_{\text{v}}$) var meget lille, mindre end 5 km, for både alder 1 og 2.



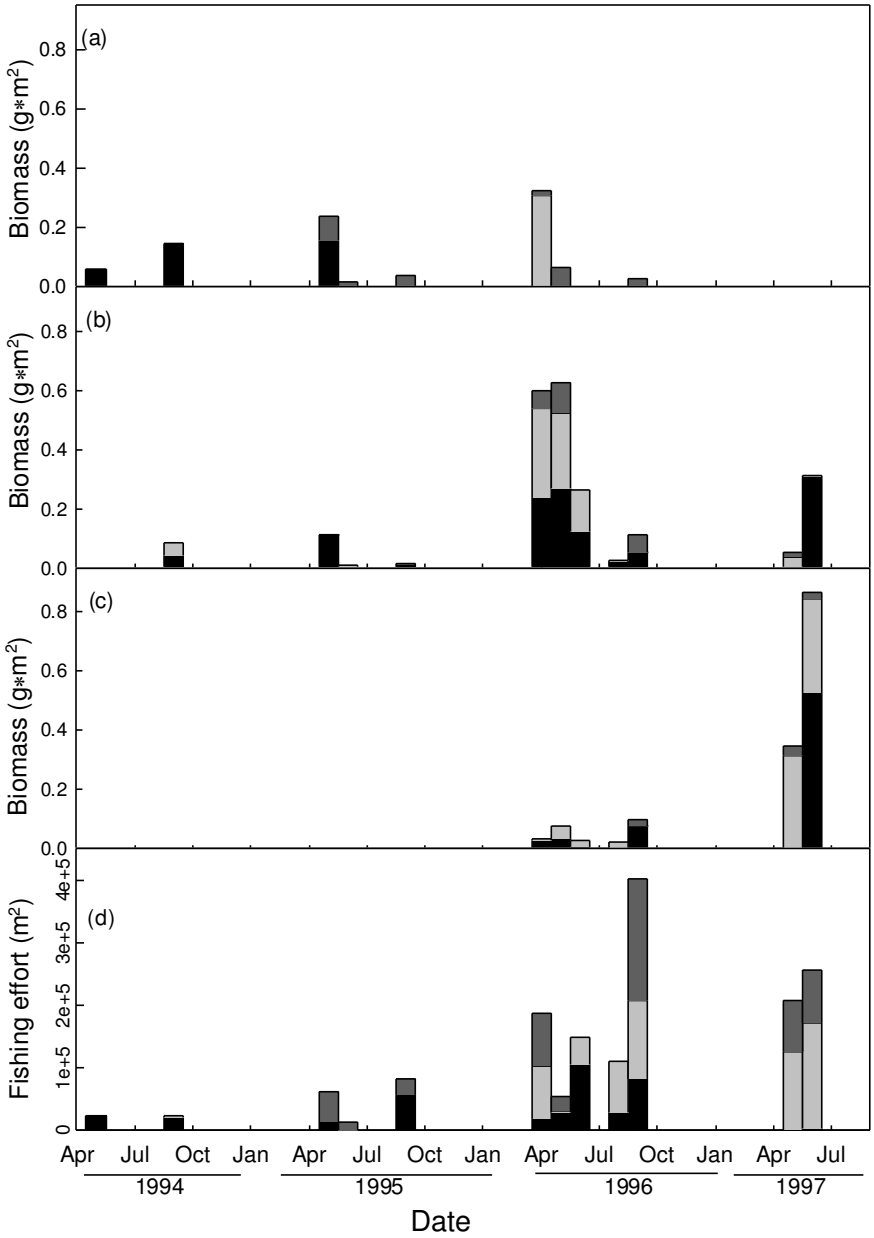
Figur 10: Antal genfangsterne af T-bar mærket pighvar fra 1995 udsætningen splittet op i udsætnings- og genfangstområde (I-V, se figur 1). Kun genfangster fra det kommercielle fiskeri er medtaget.



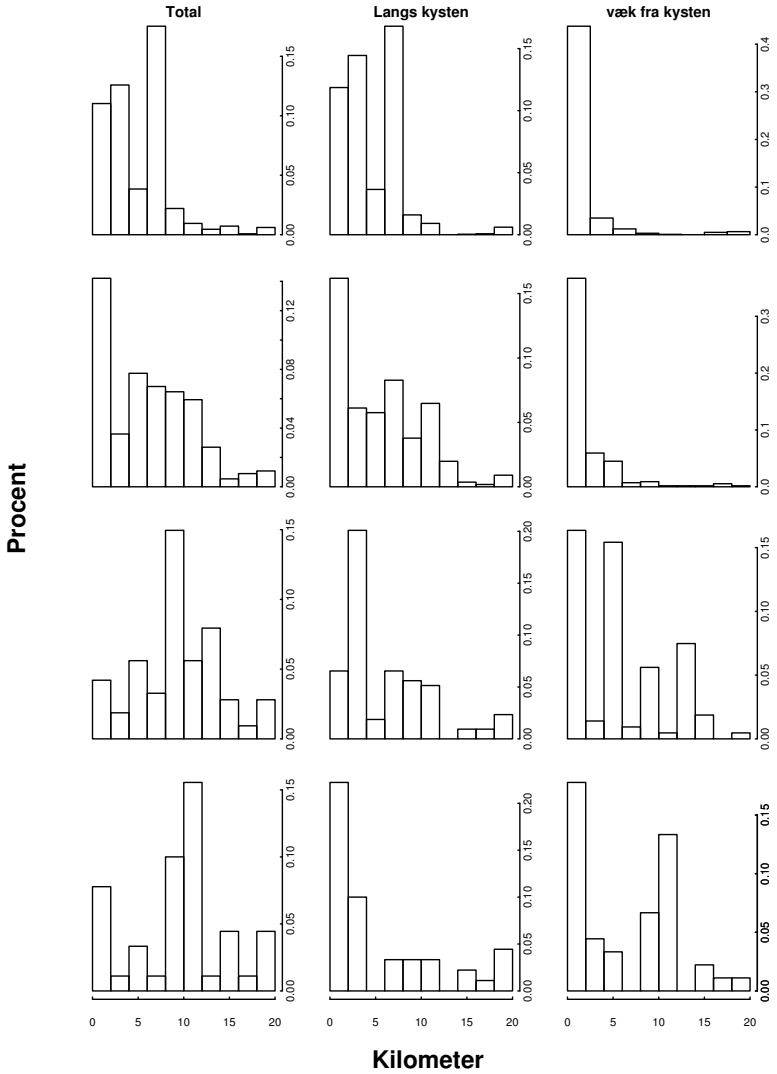
Figur 11: Dybde fordelingen for vilde, T-bar og alizarin mærkede fisk, splittet op i alders grupper hvor alle er fanget under togt fiskeri. Længden af de vandrette streger repræsenterer antal fisk fanget korrigeret for fiskeri intensiteten. Kun dag fangster med travl er inkluderet i denne graf.



Figur 12: Dybde fordelingen for vilde, T-bar og alizarin mærkede fisk, splittet op i alders grupper. Alle er fanget under togt fiskeri. Observationerne er slået sammen i 3 dybde grupper, <2 meter 2-4 meter og >4 meter. Længden af de vandrette streger repræsenterer antal fisk fanget korrigeret for fiskeri intensiteten. Kun nat fangster med garn er inkluderet i denne graf.



Figur 13: Pighvar biomassen stratificeret på dybde. Figur (a), (b) og (c) er biomassen af udsætningen i 1993, 1994 og 1995 respektive plus de vilde af samme alder som de udsatte. Antal fisk udsat varierede fra 80.000 i 1993, 150.000 i 1994 og i 1995 hvor der blev udsat omkring 100.000. Den sorte bar er dybden 0-3 meter, den hvide dybden mellem 3-6 meter og den grå viser biomassen på dybden 6-9 meter. Nederste figur (d) viser hvor meget der er blevet fisket på de forskellige dybder.



Figur 14: Den relative genfangstafstand i km fra udsætningspositionerne. Barer summer op til 1. Øverste 3 plot er for alder 1, næstøverste for alder 2, derefter for alder 3 og de nederste 3 grafer er for alder 4+.

Derefter var der en kraftig stigning og for alder 4+ gjaldt at 30 % havde vandret over 10 km ud fra kysten.

6 DISKUSSION

At ophjælpe bestande, der har været udsat for faldende biomasse, er den vigtigste målsætning for marin fiskepleje, og udsætning af kommercielt opdrættet fisk har været en af de mest benyttet metoder. Specielt fladfisk er blevet valgt som udsætningsart, hvoraf pighvar har udgjort den største

andel. Når midlet er udsætning af opdrætsfisk er det vigtig at evaluere, hvorvidt en øgning af bestandsstørrelsen finder sted eller ej og hvorvidt de udsatte fisk klare sig identisk med de allerede eksisterende vilde individer i udsætningsområdet. Desuden er det vigtigt at undersøge om udsætningen kan have haft en negativ effekt på hele bestanden, primært som følge af tæthedsafhængige mekanismer resulterende i en lavere individvækst eller højere dødelighed. Endvidere kan udsætning af opdrættede individer på længere sigt afstedkomme en såkaldt genetisk forurening såfremt de udsatte fisk stammer fra en anden genetisk pulje end individerne i den allerede eksisterende bestand udsætningsområdet. Derfor er det vigtigt med et indledende arbejde der sikrer den økologiske potentiale for en udsætning. Det vil sige at der eksisterer de forhold der skal til for at en udsætning med bestandsophjælpende formål kan finde sted. I denne rapport er præsenteret data indsamlet i forbindelse med udsætningsforsøgene ved Nordsjælland kyst mellem 1991 og 1997. Den genetiske effekt af vores udsætninger på den allerede eksisterende pighvar bestanden i den sydlige Kattegat har vi ikke undersøgt, da alle individer udsat stammer fra er moderbstand bestående af fisk fanget i netop Kattegat. Endvidere vurderes antallet af udsatte fisk til at være for lille i forhold til den eksisterende bestand til at kunne have en negativ genetisk indflydelse (se www.fiskepleje.dk for flere informationer).

I starten af 1990'erne var det et problem for Marin Fiskepleje, at det ikke var muligt at anskaffe det ønskede antal opdrættede pighvar i Danmark, men i 1993 skete der en effektivisering af opdrætsmetoderne, hvilket betød at det blev muligt at sætte et betydeligt større antal fisk ud end tidligere. Denne effektivisering betød endvidere at prisen på opdrættede pighvar faldt drastisk. I perioden fra 1989 til 1995 faldt prisen på en $\frac{1}{2}$-års pighvar (omkring 10 cm) fra 20 kroner til omkring 4-5 kroner individ^{-1}, og som følge af dette steg antallet af udsatte fisk. Siden har prisen lagt sig på et højere niveau (omkring 10 kr) som resultat af stor efterspørgsel efter pighvaryngel. Prisfaldet, sammenholdt med at et EU projekt (Anon. 1997) med det formål at evaluere muligheden for at bestandsophjælpe marine arter gennem udsætninger af juvenile fisk var medvirkende til at en så omfattende undersøgelsesarbejde i forbindelse med gentagne udsætninger som denne præsenteret i denne rapport har været mulig at gennemføre.

6.1 Genfangster

I forhold til antallet af T-bar mærkede pighvar der blev sat ud ved Nordsjællands kyst var det et forholdsvis lille antal genfangster vi fik kendskab til gennem tilbagemeldinger fra det kommercielle fiskeri. Vi satte i alt 98.000 ud og fik i alt 3450 indrapporteringer, hvilket vil sige mindre en 4 %. Udover at vi ikke ved hvor mange T-bar mærke pighvar der reelt er fanget af fiskere men som ikke er blevet rapporteret til os, kan et tab af mærker også have en betydning for den lave tilbagemeldings rate. I forbindelse med selve mærkning af pighvar med T-bar mærker observerede vi da også et tab af mærker, og på vores togter fangede vi flere individer med tydelige ar efter mærket. Dog var der ingen stigen i den andel fisk med tabte mærker udgjorde af den samlede fangst af T-bar mærkede fisk, efter det første halve år efter udsætning. Dette betød at de mærker der blev tabt, blevet tabt i perioden fra udsætning til omkring et halvt år efter, derefter var der intet nævneværdigt mærketab. Derfor har et mærketab ingen betydning for dødeligheds estimaterne men kun den procentmæssige genfangst. En anden forklaring på den lave tilbage rapportering kan være at vi på grund af en høj udsætningsdødelighed reelt ikke har sat 98.000 T-bar mærket pighvar ud, men betydeligt færre. En høj udsætningsdødelighed på mellem 10 og 15 % dag^{-1} er blevet observeret i to tidligere studier med henholdsvis *Japanese Flounder (Paralichthys olivaceus)* (Furuta et al. 1997) og pighvar (Sparrevohn et al. 2002). Igen her, som ved mærketabet, vil en høj dødelighed i perioden umiddelbart efter udsætning ikke indvirke på dødelighedsestimaterne fundet i denne rapport, men kun selve den procentmæssige genfangst.

Langt hovedparten af de pighvar, der blev sat ud var mærket med en alizarinaflejringen i otolithen, hvilken kan være svær at identificerer efter en vis periode. Dette blev undersøgt og det blev fundet at det var muligt at identificerer alizarinmærket indtil 3 års alderen (Anon. 1997), og da fangsterne af pighvar ældre end 3 år var meget sparsomme bygger langt hovedparten af denne rapports konklusioner på data fra individer yngre end 3 år. Det var ikke muligt at få tilbagemeldinger omkring alizarinmærkede pighvar gennem det kommercielle fiskeri, så dette datasæt er begrænset til de 456 alizarinmærkede individer der blev fanget på vores egne togter. Her varierede den andelen de alizarin mærkede pighvar udgjorde af den samlede fangst meget, fra ingen i nogen træk til over 50 % i nogle få områder året efter udsætningen.

Det var i høj grad muligt at forbedre kvaliteten og øge antallet af indrapporteringer gennem et

tæt samarbejde med de potentielle fangere af de udsatte fisk. Bl.a. havde vi stor succes med at samarbejde med Amatør-, Fritids- og de kommercielle fiskeres lokalafdeling i de områder hvor udsætningerne fandt sted. Udover enkelte tilfælde hvor fiskere rettede deres fiskeri mod at fange de udsatte pighvar i perioden umiddelbart efter udsætning, var tilbagemeldingerne tilfredsstillende og samarbejdet med fiskerne var godt.

6.2 Dødelighed

For de alizarinmærkede pighvar og de T-bar mærkede fisk der blev fanget på togter estimerede vi dødeligheden vha. to effort uafhængige modeller, nemlig Jolly-Seber og Fisher-Ford. Derimod blev dødeligheden for de vilde og T-bar mærkede fisk fra det kommercielle fiskeri, beregnet ved at lave en regression af genfangsterne effort^{-1} mod alder. Disse noget forskellige modeller komplicerer en sammenligning af dødeligheden mellem vilde og mærkede fisk, men det var ikke umiddelbart muligt at finde en model der var i stand til at give ét godt estimat for de forskellige typer mærker og genfangster vores datasæt bestod af. Beregnede man dødeligheden ud fra togtgenfangster fandt vi en årlig overlevelse i omegnen af 45 % udregnet vha. Fisher & Ford modellen, mens Jolly & Seber gav en gennemsnitlig overlevelse på omkring 35 %. Specielt Jolly & Seber estimaterne varierede meget og for nogle perioder fandt vi en overlevelse på over 100 %, hvilket med al tydelighed viser den store usikkerhed på estimatet.

For at det er muligt at bruge de effort-uafhængige modeller til at beregne dødeligheden, er det nødvendigt at kende efforten eller at antage at efforten er konstant. Fra bådens logbog kunne efforten umiddelbart aflæses og det var samtidig muligt at finde alderen af de vilde fisk ud fra otolithen, hvorved det var muligt at beregne dødeligheden. Efforten i det kommercielle fiskeri var ikke kendt, men vi fandt at det var en rimelig antagelse, at efforten var konstant set over $\frac{1}{2}$ årlige perioder. I den antagelse ligger, at ikke bare fiskeri efforten er konstant, men også at tilbagemeldingshyppigheden på fangede fisk er konstant.

Hvad enten dødeligheden blev estimeret vha. effort-afhængige eller effort-uafhængige modeller tager disse modeller ikke hensyn til, et eventuelt stort tab af fisk i forbindelse med selve udsætningen. Denne udsætningsdødelighed kan være ganske betydelig og har været estimeret til at være i omegnen af 10-15 % dag^{-1} (Furuta et al. 1997; Sparrevohn et al. 2002), altså betydelig større end

de 0,3 % dag^{-1} som vi i dette tilfælde har estimeret dødelighed til at være. Hvis dødeligheden havde fortsat med at være så høj som 10-15% dag^{-1} havde det betydet at der efter 1 år ikke ville være nogle af de udsatte fisk tilbage, hvilket ikke er tilfældet. Dog er der noget som tyder på at selvom udsætningsdødelighed aftager med tiden kan store mængder af de udsatte fisk gå tabt i den første periode lige efter udsætningen. I forbindelse med andre udsætninger af pighvar er der for eksempel observeret rovdyr, specielt dykkende måger fouragerende på de udsatte pighvar i udsætningsområdet (Sparrevohn pers. obs.). Dødeligheden umiddelbart efter en udsætning er et af de emner, der i fremtiden bør undersøges bedre for at minimere tabet af fisk umiddelbart efter udsætningen. Eksempelvis afprøves udsætninger om natten, i områder hvor der er mindste antal rovdyr (f. eks fugle) og der arbejdes med tiltag der kan fremme tilpasning hos de opdrættede fisk til de naturlige forhold.

Det vides, at der er en stigning i dødelighed for fisk mærket med et eksterne mærke (Bagge 1970), og vi fandt også, at den årlige overlevelse for alizarin og vilde lå på omkring 70 %, mens overlevelsen for T-bar mærkede lå omkring 50 %. Dette er højst sandsynligt forbundet med et højere stress niveau dels ved den fysiske gene af at have et mærke på, dels ved den øget synlighed, som kan øge risikoen for at blive opdaget af et rovdyr.

Tiden havde ingen indvirkning på forholdet alizarinmærkede fisk til vilde, hvilket kan tolkes således at de vilde fisk ikke blev fortrængt af de udsatte og at dødeligheden for de alizarinmærkede er identisk med dødeligheden hos de vilde. Derimod viste det sig at antal T-bar mærkede fisk i forhold til vilde faldt med stigende tid efter udsætning. Dette resultat indikerer en højere dødelighed for T-bar mærkede fisk end for de vilde. Da vi ikke fandt samme mønster for de alizarinmærkede fisk, var den højere dødelighed ikke et resultat af at det var opdrætsfisk og derved måske mindre egnet til at overleve i det vilde habitat, men nok mere at selve T-bar mærket påvirkede fisken i en negativ retning, som vist af Bagge 1970.

6.3 Vækst

Nogle af de bedste og nemmeste målelige indikatorer for hvordan de udsatte fisk tilpasser og klare sig i deres nye miljø, er væksten og i tilfælde af at væksten er svær at bestemme, den energimæssige status som indikator for væksten (konditions indekserne). Der er problemer i sammenligning af von

Bertalanffys vækst parametre estimeret fra mærkningsdata og parametre opnået fra længde/alders data (Francis 1988). Dette, samt det faktum at det ikke var muligt at tilpasse en von Bertalanffy vækstkurve til vores data gjorde at vi valgte den simplest vækstmodel, nemlig en der antager at væksten er lineær betragtet over den enkelte vækstperiode. Desuden splittede vi de T-bar mærkede fisk op, alt efter om de var fanget i det kommercielle fiskeri eller på togt. Dette gjorde vi da vi havde en forventning om at der ville være en selektion for store individer i det kommercielle fiskeri, mens vi i togt fiskeriet ville fange alle længder. Det var da også tydeligt at vækstestimaterne for de T-bar mærkede fisk der var fanget i det kommercielle fiskeri ikke gav noget fornuftigt billede af væksten. Derimod var væksten identisk imellem togtfangede T-bar mærkede, alizarin og vilde pighvar for vækstperiode 2, men væksten var højere for alizarinmærkede pighvar og mindre for T-bar mærket i forhold til vilde i vækst periode 1. Forskellen i væksten mellem vilde og alizarinmærkede kan skyldes at de alizarinmærkede var mindre i starten af vækst perioden hvorimod de to grupper pighvar havde den samme længdefordeling om efteråret. Altså en kompensatorisk vækst som set hos eksempelvis torsk (Jobling et al. 1994). Denne kompensatoriske vækst set hos de alizarin mærkede fisk viser, at de udsætte fisk i høj grad har været i stand til at udnytte den habitat de er blevet sat ud i. Udover kan det også tænkes at de fisk vi satte ud mærket med alizarin havde en bedre energimæssig status ved udsætningen end de vilde og derved var i stand til at omdanne noget af den oplagrede energi til somatisk vækst.

Det hepatosomatiske indeks, normalt beregnet udfra vådvægt men i vores rapport som tørvægt (HSI_{dw}) er ofte brugt som indikator for den somatiske vækst, specielt for torske arter, hvor leveren fungerer som reservoir for energi (Jobling 1988 og Lambert and Dutil 1997). Udover at leveren generelt er mindre hos pighvar end torsk, er også lipid (fedt) procenten generelt betydeligt lavere. Hos pighvar er der fundet et lipidniveau på 8,5 %, hvilket er noget lavere end, hvad der typisk ses hos torsk (Jobling 1988). HSI_{dw} var højest om foråret, umiddelbart før vækstperioden indtraf og faldt samtidig med at væksten fandt sted. Variationen i HSI_{dw} var desuden højere om foråret end var om efteråret, og der var en tendens til, at middelværdien var højere end medianen både om foråret og efteråret. Dette viser, at HSI_{dw} fordeling var påvirket af nogle få individer med meget høj HSI_{dw} og at der ikke er nogen individer der havde HSI_{dw} under et vist niveau. Hvorvidt dette nedre niveau i HSI_{dw} er letalt, som fundet hos torsk er tvivlsomt (Dutil and Lambert 2000), da de laveste HSI_{dw} værdier findes umiddelbart efter en længere periode med tilvækst i længden, og derfor er

induceret af energi behov i forbindelse med den somatiske vækst og ikke en sultperiode.

Fultons konditionsindeks viste ligesom HSI_{dw} et fald under vækst perioden mens $W_{\%}$ steg, om end signalet ikke var så tydeligt. Så alt i alt var det tydeligt at pighvar i sommerperioden sikrer den somatiske vækst, specielt i længden frem for at deponerer energi.

I perioden 9-12 september 1995, blev der fanget både 1 årige vilde, T-bar og alizarinmærkede pighvar i et antal der muliggjorde en sammenligning af konditionen. En analyse der derved blev gjort uafhængig af både sæson og område. Generelt havde T-bar mærkede pighvar lavere energimæssigt niveau end de vilde og de alizarin mærkede fisk, hvor den største forskel viste sig i hvor stor en del af den samlede kropsvægt der bestod af vand.

Der var tendens til lavere Fulton konditionsindeks for 1994 udsætningen fanget andet år efter udsætning. Udsætningen i 1994 var den største med omkring 150.000 individer. Fisk fra denne udsætning var også dem der generelt viste de højeste $W_{\%}$. Dette kunne være en indikation på at antallet af pighvar sat ud i 1994 var for højt, men da det var ikke muligt for os at konkludere noget ud fra biomasse estimaterne da disse var behæftet med stor usikkerhed, er det umiddelbart usikkert om den lave kondition for 1994 kohorten skyldes de mange pighvar sat ud eller andre faktorer.

Som led i at undersøge resultatet af udsætninger af fisk er det vigtigt at sandsynliggøre at den ekstra biomasse fisk der bliver introduceret til bestanden ikke er af en sådan størrelse at bærekapaciteten bliver nået, med det uheldige resultat at den samlet biomassetilvækst på 0, enten som følge af lavere vækst, øget dødelighed eller mest sandsynlig, en kombination af begge. Som konsekvens af at det ikke var muligt at konkluderer noget ud fra biomasse estimaterne, valgte vi at undersøge om der var en sammenhæng mellem andelen af alizarin mærkede fisk i fangsten i et område og konditionen fiskene havde i det samme område. Såfremt der havde været en sammenhæng mellem andelen af alizarin mærkede fisk og en lavere kondition, ville dette være en indikation af at bære kapaciteten var nået, og at der var en negativ effekt på individvæksten som følge af tæthedsafhængige mekanismer. Uanset hvilket konditions indeks og uanset om vi undersøgte vilde eller alizarin mærkede pighvar var det ikke muligt at finde nogen form for sammenhæng. Hvilket peger på, at der ikke er blevet sat fisk ud i et antal stort nok til, at en eventuel bærekapacitet blev nået, i hvert fald hvis biomassen forventes at vokse som beskrevet i Lotka-Volterra modellen (Kashiwai 1995).

En populations vækst kan dog også beskrives på andre måder, nemlig som en Habitat Bassin model (MacCall 1990), hvor der er et tradeoff mellem tæthedsafhængige (føde, plads) mekanismer og tæthedsuafhængige mekanismer (temperatur og andre fysiske parametre). Denne model forudser, at med øgede populations biomasse vil enkelte individer begynde at udnytte de marginale områder i habitaten, hvor eventuelle tæthedsuafhænige mekanismer gør sig gældende. Dvs. fordelingen i habitaten vil ændre sig med stigende populations tæthed.

6.4 Fordeling i habitaten

Som led i moniteringen af de udsatte pighvar var det vigtigt at evaluere hvorvidt vilde, alizarin og T-bar mærkede fisk udnyttede habitaten på identisk vis. Juvenil pighvar har i modsætning til andre fladfisk, som skrubber og rødspætter, et meget begrænset opvækstområde, da juvenil pighvar findes primært på meget lav dybde og er begrænset til fortrinsvis bundtype som sand og grus (Jones 1973; Riley et al. 1981). Dette gjorde at vi analyserede hvorvidt pighvar havde identisk dybdefordeling, og senere om det eventuelt ville være muligt at finde ændringer i dybdefordelingen ved stigende populations størrelse, som forudsagt af MacCall's habitat bassin model.

Trawlfangsterne afslørede, at der ikke umiddelbart var nogen synlig forskel på dybde distributionen mellem vilde, T-bar mærkede og alizarinmærkede pighvar. Der var en tendens til, at 2+ vilde pighvar var på dybere vand i højere grad end 2+ T-bar og alizarinmærkede. Dette kan dog hænge sammen med at 2+ vilde fisk gruppen udgjordes af mange ældre, mens det primært var 2- og 3-årige der udgjorde denne gruppe for alizarin og T-bar mærkede pighvar. Derudover var det interessant at 0-gruppe vilde fisk blev fanget på dybere vand end 4 meter, om end i begrænset antal. Riley et al. (1981) fandt at 0-gruppe pighvar ikke befandt sig dybere end 2 meter langs den Walisiske kyst, mens Jones (1973) fandt at der ikke var 0-gruppe dybere end 4 meter. Vi fandt i vores studie at 0-gruppe pighvar var på dybder over 4 meter i en koncentration på 2.4 individer time^{-1} fisket med yngeltrawlet, men dog med langt største delen af fangsterne på lavere vand end 4 meter, hvor vi i snit fangede 41 individer time^{-1} fisket med yngeltrawlet. Fangsterne af de mærkede pighvar var karakteriserede ved, at der generelt var flest fisk på lavt vand, et billede der specielt var udtalt for de 1-årige pighvar. Pighvar er visuelle jægere hvis huginstinkt udløses af byttedyrets horisontale bevægelse (de Groot 1969). Fødesøgnings aktiviteten er blevet observeret at stige med faldende

lys intensitet og menes at være begrænset i dagstimerne (Jones 1973). Derfor kunne forskellen observeret imellem nat og dag dybdefordelingen være et resultat af at pighvar svømmer ind på lavere vand for at fouragerer om natten, hvor lysforholdene er bedre. En strategi fundet hos f.eks. rødspætter (Gibson et al. 1998).

Det, at vi ikke fandt en forskel imellem udsatte og vilde pighvars dybdefordeling betød, at vi fandt det nødvendigt at undersøge om der var en ændring i dybde fordelingen af pighvar som resultat af vores udsætninger. Dette kunne skyldes, at den ændring i antallet af individer har ændret forholdet mellem tæthedsafhængige og tæthedsuafhængige mekanismer i habitaten og deraf en ændret fordeling i habitaten som forudsagt af Macall's habitat basis model (1990). Det var dog ikke muligt for os at konkludere noget ud fra de dybdestratificerede biomasse estimater vi fandt og derfor kan det ikke udelukkes at vores udsætning har haft en effekt på dybdefordelingen af juvenile pighvar ved Nordsjællands kyst.

Der var en lille tendens til at vi havde en højere genfangst i forbindelse med udsætningerne i 1995, hvilket vil sige den udsætning hvor vi fulgte en strategi med, at sprede udsætningen ud på 5 lokaliteter. Dette resultat skal dog ses i lyset af, at fiskeriintensiteten og indrapporteringsfrekvensen ikke er kendt for de enkelte områder, hvilket har en effekt på resultatet. Et af argumenterne for en spredt udsætning er at fiskene bliver eksponeret til et store fødeudbud, men omvendt er det også blevet bemærket, at man derved også eksponerer de nyudsatte fisk for et større antal af rovdyr (Yamashita and Yamada 1999). I vores udsætning fandt vi, at områderne 2 og 3 var der hvor vi fik klart flest genfangster, hvilke svare til de områder vi umiddelbart havde evalueret som værende de bedst egnede som udsætningslokalitet. Udsætningen i 1995 var desuden den udsætning hvor vi fik flest tilbagemeldinger omkring fangster, bortset fra 1994 udsætningen hvilket skyldes et bevidst fiskeri efter de nyligt udsatte pighvar af en fisker.

Et sidste af succeskriterierne for udsætningerne var, at de fisk vi udsatte blev i det område hvori de blev sat ud, for derved at sikre at fiskene bidrager til netop den bestand der ønskes større. Det var tydeligt, at de opdrættede pighvar i de første år i frihed forblev i de kystnære områder da kun 2 % af de rapporterede fangster var mere end 2 km fra kysten. Migration langs kysten var begrænset til et bælte indenfor for 10 km fra udsætningpostitionen, hvilket viste at de udsatte pighvar var forholdsvis stationære. Migration væk fra kysten kan godt tænkes, at være en gydemigration

da pighvar bliver gydemodne omkring 4-6 år gamle (Jones 1974). Pighvars gydeområder i Kattegat er ikke kendt, men områderne omkring Hesselø og Anholt er blevet foreslået som potentielle gydeområder (Ole Bagge pers. comm.). Vi fik desværre ikke nok tilbagemeldinger omkring modenhed eller køn på de fangede fisk til at analysere om der var en sammenhæng mellem migration og modenhed.

7 KONKLUSION

Da gruppen for marin fiskepleje blev etableret sidst i 1980'erne var den første målsætning, at dokumenterer om udsætninger i de kystnære områder af marine opdrættede fisk kunne bruges til bestandsophjælpning, og derfor blev indsatsen koncentreret om at optimerer udsætningerne og på at undersøge effekten af udsætninger. Da nye opdrætsmetoder samtidig gjorde, at prisen fald drastisk på opdrættede pighvar faldt valget på netop den art. Da udsætningerne samtidig blev støttet med penge fra et EU projekt, blev det derfor muligt at sætte et betydeligt antal fisk ud, og derved blev der iværksat en videnskabelig undersøgelse med formål, at evaluerer effekterne af disse udsætninger.

Flere resultater viser, at de udsatte fisk klarer sig lige så godt som de vilde i det samme område. Væksten var identisk, rent faktisk i perioder højere for alizarinmærkede fisk end for vilde. T-bar mærkede fisk viste sig at have en signifikant lavere vækst, hvilket givetvis var et resultat af stress, infektionen el. lign. i forbindelse med det at have et eksternt mærke siddende. Udover, at bruge længdetilvæksten som mål for væksten, undersøgte vi også 3 konditions indeks, med henblik på at se hvorvidt der var en tendens til at den energimæssige status ændrede sig i forbindelse med introduktionen af nye individer til populationen. For alle tre konditionsindeks gjorde sig gældende, at i de områder hvor de udsætte fisk udgjorde en stor andel af den totale pighvar population, var der intet signifikant fald i den energimæssige status. Desuden viste det sig at T-bar mærkede fisk havde en signifikant høje procentdel vand i deres krop i forhold til de vilde og alizarinmærkede. Der var dog en lille tendens til, at bestanden i de år hvor der var sat 150.000 alizarin mærkede fisk ud havde lavere konditionsindekser end de år hvor der var sat det halve antal ud.

Dødeligheden viste sig at være i samme størrelses orden for de alizarinmærkede fisk og de vilde,

men noget højere for de T-bar mærkede fisk hvilket givetvis skyldes selve mærket mere end det at det var opdrættet fisk. Vi fandt at dødeligheden var omkring 35 % år^{-1}, hvilket svare nogenlunde til hvad man ville forvente for en fladfiske art som pighvar.

Undersøgelsen af fordelingen i habitaten viste at der var en tendens til at de udsætte fisk ældre end 2 år (2+ gruppen) befandt sig på lavere vand end de vilde. Dette hang dog muligvis sammen med, at mens der for vilde fisk var en stor del af 2+ gruppen der var 3 og 4 år var disse aldre næste ikke repræsenteret i genfangsterne af de udsatte fisk.

Den relevante oplysning man kunne ønske sig var et direkte mål for hvorvidt de udsatte fisk havde bidraget positivt til pighvarbiomassen i udsætningsområdet. Det viste sig desværre at være svært at få et godt estimat for hvor stor biomassen var. Pighvar viser en meget høj grad af dybdestratificering specielt i de første leveår og dette har givetvis gjort at det var vanskeligt at få et godt biomasseestimat.

Generelt må det konkluderes at de udsatte pighvar klarede sig identisk med de vilde og at det ikke var muligt at identificerer nogen negativ effekt på den bestand der allerede var i området og, at der derfor er en potentiel mulighed for at bestandsophjælpe gennem udsætninger.

Litteratur

Andersen, N.G. and N.S. Alsted. 1991. Growth and body composition of turbot (*Scophthalmus maximus* (L.)) in relation to different lipid/protein ratios in the diet. *Fish Nutrition in Practice, Les Colloques.* **61**, 479-491.

Anon. 1997. Evaluation of stock enhancement of marine flatfish. *AIR2-CT94-1731.*

Bagge, O. 1970. The Reaction of Plaice to Transplantation and Tagging. Ph.D. Thesis. *Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.* Ny serie: Bind 6 - nr.5.

Begon, M. 1979. *Investigating animal abundance: capture-recapture for biologists.* Edward Arnold, London, 97pp.

de Groot, S. J. 1969. Digestive system and sensorial factors in relation to the feeding behaviour of flatfishes *(Pleuronectiformes). J. Cons. CIEM.* **32**, 385-395.

Dutil, J-D and Y. Lambert. 2000. Natural mortality from poor condition in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**, 826-836.

Francis, R.I.C.C. 1988. Are growth parameters estimated from tagging and age-length data comparable? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45**, 936-942

Furuta, S., T. Watanabe, H. Yamada, T. Nishida and T. Miyanaga. 1997. Changes in distribution, growth and abundance of hatchery-reared Japanese flounder *Paralichtys olivaceus* released in the costal area of Tottori prefecture. *Nippon Suisan Gakkaishi.* **63(6)**, 877-885. (In Japanese).

Gibson, R. N. 1973. The intertidal movements of young fish on a sandy beach with special reference to the plaice (*Pleuronectes platessa L.*). *J.Exp. Mar. Biol. Ecol.* **12**, 79-102.

Gibson, R. N., L. Pihl, M. T. Burrows, J. Modin, H. Wennhage and L. A. Nickell. 1998. Diel movements of juvenile plaice *Pleuronectes platessa* in relation to predators, competitors, food availability and abiotic factors on a microtidal nursery ground. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **165**, 145-159.

Jobling, M. 1988. A review of the physiological and nutritional energetics of cod, *Gadus morhua L.*, with particular reference to growth under farmed conditions. *Aquaculture.* **70**, 1-19.

Jobling, M., O.H. Meløy, J. dos Santos and B. Christiansen. 1994. The compensatory growth esponce of the Atlantic cod: effects of nutritional history. *Aqua. Int.* **2**, 75-90.

Jones, A., 1973. The ecology of young turbot, *Scophthalmus maximus* (L.), at Borth, Cardiganshire, Wales. *J. Fish Biol.* **5**, 367-383.

Jones, A., 1974. Sexual maturity, fecundity and growth of the turbot *Scophthalmus maximus* L. *J. Mar. Biol. Assoc.* **54**, 109-125.

Kashiwai, M. 1995. History of carrying capacity concept as an index of ecosystem productivity (review). *Bull. Hokkaido Natl. Fish. Res. Inst. Hokusuiken Hokoku.* **59**, 81-101.

Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology.* Harper Collins Publishers, New York, 654 pp.

Krohn, M., S. Reidy, and S. Kerr. 1997. Bioenergetic analyses of the effect of temperature and prey avalilability on growth and condition of northern cod. *Can. J. Fish.-Aquat. Sci.* **54**, 113-121.

Lambert, Y. and J. D. Dutil. 1997. Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of Atlantic cod *(Gadus morhua)*? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**, 104-112.

Modin, J. and L. Pihl. 1994. Differences in growth and mortality of juvenile plaice, *Pleuronectes platessa* L. following normal and extremely high settlement.

MacCall, A.D. 1990. *Dynamic Geographic of Marine fish Populations.* University of Washington Press, Seattle, 153 pp.

Rae, B.B. and S.D.E. Devlin. 1972. The turbot, its fishery and biology in the Scottish area. *Mar. Res.* **1**, 1-27.

Rasmussen, B., 1995. *Stratification in Kattegat.* Ph.D. Thesis. National Environment Research Institute, Department of Marine Ecology and Microbiology, Denmark, 145 pp.

Rijnsdorp, A.D., F.A. Van Beck, S. Flatman, R.M. Millner, J.D. Riley, M. Giret and R. de Clerck. 1992. Recruitment in sole stocks, *Solea solea* (L.) in the northeast Atlantic. *Neth. J. Sea Res.* **29**, 173-192.

Riley, J.D., D.J. Symonds and L. Woolner. 1981. On the Factors Influencing the Distribution of 0-Group Demersal Fish in Coastal Waters. The Early Life History Of Fish: Recent Studies. *Rapp. P.-V. Reun. Ciem.* **178**, 223-228.

Seber, G.A.F. 1973. *The estimation of animal abundance and related parameters.* London: Griffin, 506 pp.

Shelbourne, J.E. 1964. The artificial propagation of marine fish. *Adv. Mar. Biol.* **2**, 1-83

Solemdal, P., E. Dahl, D.S. Danielssen and E. Moksness. 1984. The cod hatchery in Flødevigen–background and realities. In: Dahl, E., Danielssen, D.S., Moksness, E., Solemdahl, P. (Eds.), The propagation of Cod *Gadus morhua* (L). *Flødevigen Rapportser.* **1**, 17-45.

Sparrevohn, C. R., A. Nielsen and J. Støttrup. 2002. Diffusion of fish from a central release point. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **59**, 844-853.

Stoner, A. W. 2003. What constitutes essential nursery habitat for a marine species? A casa study of habitat form and function for queen conch. Mar. Ecol. Prog. Ser. **257**, 275-289.

Støttrup, J. G. 1996. Marin Fiskepleje. *Fisk & Hav* **47**, 24-36. In Danish.

Støttrup, J.G. In press. *Feats and defeats in flatfish stocking: determinants for effective stocking.* In: Leber, K.M., Kitada, S., Blankenship H.L. & T. Svåsand (Eds.). Stock Enhancement and Sea Ranching. Developments, Pitfalls and Opportunities. Blackwell Publishing. Chapter 6. (In press).

Støttrup, J.G., H. Nicolajsen og C. Hvingel. 1994. Status for marin fiskepleje - 1993. *DFH-rapport* nr. 474a og b, 1994.

Støttrup, J.G., H. Nicolajsen, H. Paulsen, K. Nitschke og C. Pedersen. 1994. Status - 1994. Marin fiskepleje. *DFH-rapport* Nr. 487.

Støttrup, J.G., K. Lehmann og H. Nicolajsen. 1997. Evaluering af udsætning af pighvarrer i Limfjorden, Odense Fjord og ved Nordsjælland 1991-1992. *DFU-rapport* Nr. 31-97.

Støttrup, J. G., C. R. Sparrevohn, J. Modin, and K. Lehmann. 2002. The use of reared fish to enhance natural populations. A case study on turbot *Psetta maxima*(Linné, 1758). *Fish. Res.* **59**, 161-180.

Støttrup, J. G. og H. Nicolaisen. 2000. Fiskepleje i de indre danske farvande. *Fisk & Hav* **51**, 54-63.

Veer, H.W. van der, R. Berghahn, J.M. Miller and A.D. Rijnsdorp. 2000. Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: Progress made by Flatfish Symposia. *ICES J. Mar. Sci.* **57**, 202-215.

Yamashita, Y., S. Nagahora, H. Yamada and D. Kitagawa. 1994. Effects of release size on the survival and growth of Japanese flounder *P*aralichthys olivaceus in coastal waters off Iwate Prefecture, northeastern Japan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **105**, 269–276.

Yamashita, Y. and H. Yamada. 1999. *Release strategy for Japanese flounder fry in stock enhancement programmes.* In: Howell, B.R., Moksness, E., Svåsand, T. (Eds.), First International

Symposium on Stock Enhancement and Sea Ranching. Fishing News Books/Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 191-204.

DFU-rapporter – index

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

Nr. 87-01 Blåmuslingebestanden i det danske Vadehav efteråret 2000. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl

Nr. 88-01 Genudlægninger af blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) på vækstbanker i Limfjorden, 2000. Per Sand Kristensen og Nina Holm

Nr. 89-01 Indsatsprojekt rapport 7. Fiskernes holdning til og accept af fiskeriregulering. Jesper Raakjær Nielsen og Christoph Mathiesen *(udsolgt)*

Nr. 90-01 Hesterejer (*Crangon crangon*) – køns- og størrelsesfordelinger I danske fangster og landinger fra Nordsøen, 2000. Per Sand Kristensen og Agnethe Hedegaard

Nr. 91-01 Danmarks Fiskeriundersøgelser's Ramme- og aktivitetsplan 2001-2004. Danmarks Fiskeriundersøgelser

Nr. 92-01 Blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) i det nordlige Bælthav i 1996 (fiskerizone 30, 31 og 34). Forekomster og fiskeri. Per Sand Kristensen

Nr. 93-01 Udsætningsforsøg med 18-28 cm ørred (*Salmo trutta* L.) i vandløb 1995-1998. Stig Pedersen og Peter Geertz-Hansen

Nr. 94-01 Simulation model for evaluation of effert and catch quota management regimes. Per J. Sparre

Nr. 95-01 Fiskebestande og fiskeri 2002. Sten Munch-Petersen

Nr. 96-02 Genudlægninger af blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) på vækstbanker i Limfjorden 2001. Per Sand Kristensen og Nina Holm.

Nr. 97-02 Indsamling af detaljerede oplysninger om tobisfiskeriet i Nordsøen. Februar 2002. Henrik Jensen, Henrik Mosegaard, Anna Rindorf, Jørgen Dalskov og Palle Brogaard

Nr. 98-02 Danmarks Fiskeriundersøgelser. Ramme- og Aktivitetsplan 2002-2005. Danmarks Fiskeriundersøgelser

Nr. 99-02 Skjern Å's lampretter. Statusrapport fra naturovervågningen før restaureringen. Nicolai Ørskov Olsen, Hans-Christian Ingerslev, Henrik Dam og Christian Dieperink. *(udsolgt)*

Nr. 100-02 Fangster af laksefisk fra Skjern Å og Storåen. Christian Dieperink

Nr. 101-02 Blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) i Lillebælt i 1995 (fiskerizone 40 - 44). Forekomster og fiskeri. Per Sand Kristensen

Nr. 102-02 Hesterejer (*Crangon crangon*) – køns - og størrelsesfordelinger i danske fangster og landinger
fra Nordsøen, 2001. Per Sand Kristensen og Agnethe Hedegaard

Nr. 103-02 Dansk laksefiskeri i Østersøen 2001 og Status for forsøg med forsinket udsatte laks ved Bornholm og Møn. Frank Ivan Hansen og Stig Pedersen

Nr. 104-02 Forbrugernes kvalitetsopfattelse af frossen fisk. Baseret på to fokusgrupper. Francisca Listov-Saabye

Nr. 105-02 Forbrugerundersøgelse af frossen og optøet torsk. Francisca Listov-Saabye

Nr. 106-02 Udredning vedrørende vandforbrug ved produktion af regnbueørreder i danske dambrug. Alfred Jokumsen. Rapporten er udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen *(udsolgt)*

Nr. 107-02 Torskeopdræt – forskningsresultater og kundskab om torskeopdræt. Josianne G. Støttrup

Nr. 108-02 Hjertemuslinger (*Cerastoderma edule*) på fiskebankerne omkring Grådyb i Vadehavet, 2002. Per Sand Kristensen, Niels Jørgen Pihl og Alex Hansen

Nr. 109-02 Delrapport vedr. klimaændringer. Udvalget om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer. Brian R. MacKenzie, André W. Visser, Jes Fenger, Poul Holm

Nr. 110-02 Delrapport vedr. eutrofiering. Udvalget om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer. Helge Thomsen, Torkel G. Nielsen, Katherine Richardson

Nr. 111-02 Delrapport vedr. miljøfremmede stoffer. Udvalget om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer. Stig Mellergaard, Britta Pedersen, Valery Forbes, Bente Fabech, Alf Aagaard

Nr. 112-02 Delrapport vedr. habitatpåvirkninger. Udvalget om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer. Per Dolmer, Karsten Dahl, Søren Frederiksen, Ulrik Berggren, Stig Prüssing, Josianne Støttrup, Bo Lundgren

Nr. 113-02 Delrapport vedr. topprædatorer. Udvalget om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer. Erik Hoffmann, Christina Lockyer, Finn Larsen, Palle Udh Jepsen, Thomas Bregnballe, Jonas Teilmann, Lene J. Scheel-Bech, Ellen Stie Kongsted, Henning Thøgersen

Nr. 114-02 Delrapport vedr. andre faktorer. Udvalget om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer. Stig Mellergaard, Per Dolmer, Ulrik Berggren, Torben Wallach

Nr. 115-02 Fiskebestande og fiskeri i 2003. Sten Munch-Petersen

Nr. 116-02 Manual to determine gonadal maturity of Baltic cod. Jonna Tomkiewicz, L. Tybjerg, Nina Holm, Alex Hansen, Carl Broberg, E. Hansen

Nr. 117-02 Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. Report to ELSAMPROJEKT A/S. Erik Hoffmann, Jens Astrup, Finn Larsen, Sten Munch-Petersen, Josianne Støttrup

Nr. 118-02 Gyde- og opvækstpladser for kommercielle fiskearter i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat. Lotte A. Worsøe, Mariana B. Horsten, Erik Hoffmann

Nr. 119-02 Kvalitet af optøet, kølet modificeret atmosfære-pakket torskefilet; modellering med teknologiske parametre. Ph.d.-afhandling. Erhvervsforskerprojekt EF 707. Niels Bøknæs

Nr. 120-03 Danmarks Fiskeriundersøgelser. Ramme- og aktivitetsplan 2003-2006

Nr. 121-03 Genudlagte blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) på vækstbanker i Limfjorden 2002. Per Sand Kristensen og Nina Holm

Nr. 122-03 Blåmuslingebestanden i det danske Vadehav efteråret 2002. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl

Nr. 123-03 Blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) i Århus Bugt 2002. Forekomster og fiskeri. (fiskerizonerne 24, 25, 26, 30, 31 og 34). Per Sand Kristensen

Nr. 124-03 Forebyggelse af YDS (yngeldødelighedssyndrom) og begrænsning af medicinforbrug i æg- og yngelopdræt i danske dambrug. Per Aarup Jensen, Niels Henrik Henriksen, Kaare Michelsen, Dansk Dambrugerforening og Lone Madsen, Inger Dalsgaard, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Fiskepatologisk Laboratorium

Nr. 125-03 Laksens gydevandring i Varde Å-systemet. Radiotelemetri-undersøgelse. Niels Jepsen, Michael Deacon og Mads Ejby Ernst

Nr. 126-03 DFU's standardtrawl: Konstruktion og sammenlignende fiskeri. Ole Ritzau Eigaard, Josianne Støttrup, Erik Hoffmann, Holger Hovgård og Søren Poulsen

Nr. 127-03 Status and Plans. DIFRES November 2003. Tine Kjær Hassager (Ed.)

Nr. 128-03 Udsætninger af pighvar ved Nordsjællands kyst fra 1991-1997. Claus R. Sparrevohn og Josianne Støttrup