

Mundingsudsatte smolt i Kolding Å

- betydningen for havørredbestand og lystfiskeri

Af Henrik Dalby Ravn, Finn Sivebæk, Stig Pedersen, Kim Aarestrup
og Anders Koed

DTU Aqua-rapport nr. 349-2019





DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Mundingsudsatte smolt i Kolding Å

– betydningen for havørredbestand og lystfiskeri

DTU Aqua-rapport nr. 349-2019

Af Henrik Dalby Ravn, Finn Sivebæk, Stig Pedersen, Kim Aarestrup og Anders Koed

Kolofon

Titel:	Mundingsudsatte smolt i Kolding Å – betydningen for havørredbestand og lystfiskeri
Forfattere:	Henrik Dalby Ravn, Finn Sivebæk, Stig Pedersen, Kim Aarestrup og Anders Koed
DTU Aqua-rapport nr.:	349-2019
År:	September 2019
Forsidefoto:	Vester Nebel Å, Foto: Sten Frandsen
Reference:	Ravn, H.D., Sivebæk, F., Pedersen, S., Aarestrup, K. & Koed, A. (2019). Mundingsudsætning af smolt i Kolding Å – betydningen for havørredbestand og lystfiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 349-2019. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 39 pp. + bilag
Udgivet af:	Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer, Vejløvej 39, 8600 Silkeborg
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-271-5

Indholdsfortegnelse

Resume.....	4
1. Indledning.....	6
2. Formål.....	10
3. Lokalitetsbeskrivelse.....	11
4. Metoder.....	13
4.1 Overordnet studie-design.....	13
4.2 Mærkning af mundingsudsatte smolt.....	13
4.3 Mærkning af gydevandrende havørred.....	14
4.4 Databehandling.....	15
4.4.1 Havørredbestandens sammensætning.....	15
4.4.2 Relativ overlevelse.....	15
4.4.3 Flergangs-gydere.....	16
4.4.4 Lystfiskeri og vandringsruter.....	17
5. Resultater.....	18
5.1 Havørredbestandens sammensætning.....	18
5.2 Relativ overlevelse.....	19
5.3 Flergangs-gydere.....	21
5.4 Lystfiskeri og vandringsruter.....	22
5.5 Effekten af mærkning.....	26
6. Diskussion.....	27
6.1 Effekten af mærkning.....	27
6.2 Smoltoverlevelse.....	28
6.3 Flergangs-gydere.....	30
6.4 Lystfiskeri og vandringsruter.....	31
7. Tak til.....	34
8. Referencer.....	35
Bilag A – Længdefordeling af Carlin-mærkede smolt.....	40
Bilag B – Længdefordelingen af Carlin-mærkede havørred.....	41
Bilag C - Længdefordeling for havørredbestanden.....	44
Bilag D – Flergangs-gydere.....	48
Bilag E – Vækstrate.....	50
Bilag F – Relativ overlevelse.....	51

Resume

Der er lang tradition for udsætning af ørred i Danmark. Det skyldes, at store habitatforringelser af vores vandløb, hvor ørredens gydeområder findes, har forårsaget, at ørreden mange steder ikke selv kan opretholde en bestand. For at op hjælpe ørredbestandene udsætter man ørreder i vandløbene. Tidligere var formålet med udsætningerne at forbedre fiskeriet, men i dag er fokus i højere grad på at sikre selvreproducerende ørredbestande. Trods en tydelig fremgang i den naturlige produktion af ørreder i vandløbene er der stadig et behov for udsætninger, og der bliver årligt udsat ørreder for ca. 5 millioner kroner i Danmark.

Det er derfor relevant at vurdere effekten af de mange udsætninger. I 2001-2005 blev effekten af mundingsudsatte smolt i Kolding Å undersøgt. Formålet med undersøgelsen var at sammenligne overlevelsen for udsatte smolt med overlevelsen for naturligt producerede smolt. Desuden blev det vurderet, hvor stor betydning de udsatte smolt havde for havørredbestanden, samt i hvor høj grad og i hvilke geografiske områder de bidrog til lystfiskeriet.

Den naturlige smoltproduktion i Kolding Å blev i 2006 bestemt til 43.898, og der blev årligt udsat ca. 13.000 smolt. Alle udsatte smolt blev i perioden 1998-2004 mærket med enten fedtfinneklip eller Carlin-mærker, så det var muligt at skelne dem fra vilde gydefisk under elfiskeri i Kolding Å de efterfølgende år. Der blev foretaget 6-8 befiskninger i efteråret fra 2001-2005. Under elfiskeriet blev alle ørreder mærket med Carlin-mærker, så det ligeledes var muligt, at følge i hvor høj grad og hvor de voksne ørreder bidrog til lystfiskeriet samt hvor mange der senere vendte tilbage til Kolding Å som flergangs-gydere.

Resultaterne viser, at return-raten for naturligt producerede ørredsmolt var 2,5 gange højere end for udsatte ørredsmolt. Dette på trods af at de udsatte smolt var afkom fra vildfisk fanget i Kolding Å og opdrættet på Hvilested Dambrug, som havde sit vandindtag fra Kolding Å. Resultaterne viste desuden, at antallet af havørreder, der vendte tilbage som flergangs-gydere, var 55 % højere for vildfisk sammenlignet med udsatte ørreder. De udsatte ørreder, der klarede den første kritiske periode efter udsætning og overlevede frem til voksenstadiet, klarede sig altså også ringere end vilde ørreder i den efterfølgende periode. Trods en forholdsvis stor udsætning var gydebestanden af havørred i Kolding Å i høj grad domineret af vildfisk, og kun ca. 10 % kom fra udsætningerne.

Der blev i alt indrapporteret 680 genfangster fra lystfiskeriet. Af 4.936 havørreder Carlin-mærket som gydefisk blev 6,7 % senere genfanget ved lystfiskeri, hvorimod kun 3,9 % af ca. 9.000 Carlin-mærkede ørred udsat som smolt blev genfanget. Hovedparten af de genfangede Carlin-mærkede smolt blev fanget som undermålsfisk i ferskvand kort efter udsætning. Frasorteres disse blev der genfanget under 1 % af de mundingsudsatte smolt ved lystfiskeri. De mærkede fisk blev primært genfanget sydøst for udløbet af Kolding Å, hvilket indikerer at ørrederne vandrer mod sydøst når de forlader åen.

Baseret på resultaterne fra undersøgelsen kan det konkluderes, at naturligt producerede smolt har højere værdi for havørredbestanden end mundingsudsatte smolt. Fremmelse af naturlig gydning er således at foretrække frem for udsætning af smolt i jagten på at opnå stærke selvreproducerende ørredbestande. Restaurering af ørredens gydepladser vil fremme naturlig gydning, som producerer ørreder tilpasset til naturens vilkår. De vilde ørreder har ikke blot en højere værdi for havørredbestanden, men også for lystfiskeriet, da flere af de vilde smolt vil overleve til voksenstadiet og vende tilbage som voksne havørreder for at gyde. Restaurering er desuden en mere bæredygtig og økonomisk rentabel løsning, som vil fremme naturlig gydning mange år fremover i modsætning til udsætninger, der kun har en kortvarig effekt. Foruden at genskabe gyde- og opvækstområder for ørred har restaurering bl.a. også en gavnlig effekt for andre fiskearter (f.eks. lampretter, stalling, laks, elritse, grundling), invertebrat- og plantelivet samt fugle og pattedyr tilknyttet vandløb.

1. Indledning

I det seneste århundrede er over 90 % af alle danske vandløb blevet påvirket af menneskelige aktiviteter, herunder kanalisering, uddybning og for flere mindre vandløb rørledning (Brookes, 1988). Desuden forhindrer spærringer mange steder ørreder og andre vandrefisk i at vandre op- og nedstrøms til deres gydepladser (Aarestrup & Jepsen 1998; Aarestrup et al., 2003). Disse habitatforringelser har forårsaget en kraftig tilbagegang for ørredens udbredelse i Danmark og har resulteret i, at ørred de fleste steder ikke har kunnet opretholde selvreproducerende bestande (Rasmussen & Geertz-Hansen, 2001). Da ørrederne de fleste steder ikke selv kunne opretholde en bestand, førte det til en lang tradition for udsætning i vandløbene (Johansen & Løfting, 1919; Rasmussen & Geertz-Hansen, 2001). Den første udsætning fandt sted i 1858 (Rasmussen, 2009), og siden er der foretaget adskillige udsætninger i en lang række vandløb og direkte på kysten.

I første omgang blev der udelukkende udsat yngel i vandløbene (Rasmussen & Geertz-Hansen, 2001). Senere begyndte man at holde fiskene på dambrug i længere tid, og udsætninger af både ½-års, 1-års og 2-års fisk samt smolt blev hurtigt udbredt, men også "fangstklare" ørreder på 30-35 cm blev opdrættet og udsat i åerne (Læs om ørredens livscyklus i Boks 1.1). Smoltudsætningerne fandt ikke blot sted i vandløbene, men også direkte på kysten, hvor der blev udsat store mængder af smolt. Dette var problematisk, da de kystudsatte ørreder ikke blev præget af et vandløb og derfor kunne strejfe til andre vandsystemer for at gyde, hvor de potentielt kunne forurene den oprindelige genetiske bestand. For at undgå dette ophørte kystudsætningerne i 2002. Efterfølgende er smolt altid udsat i den nedre del af vandløbene, for at sikre at de får et tilhørsforhold og bliver præget af vandet i det vandløb, hvor de bliver udsat og derved i højere grad vender tilbage ("homer").

Fælles for langt de fleste udsætninger er, at fiskene før hen ofte var afkom fra "rene" dambrugsstammer, der over flere generationer var avlet og opfostret på dambrug. Op igennem 1990'erne og 2000'erne viste genetiske undersøgelser, at dambrugsstammer kan true den vilde bestands genpulje og derved udgøre en fare for at udrydde naturlige gener (Cox, 1994; Rasmussen & Geertz-Hansen, 1997; Hansen et al., 2009). Det skyldes, at dambrugsfiskene over generationer er tilpasset livet i dambrug og derfor er mindre egnet til livet i naturen (McClean et al., 2003; Ruzzante et al., 2004; Caroffino et al., 2008). Dambrugsørrederne kan således, hvis der udsættes en betydelig mængde, påvirke og i værste fald ødelægge de genetiske egenskaber, som vilde ørreder har tilegnet sig gennem mange generationer for at kunne klare sig under de unikke forhold, der findes i deres vandsystem (såkaldt lokal tilpasning). Anvendelsen af ørredudsætninger med afkom fra rene dambrugsstammer ophørte derfor i 2006, og siden har det været et krav, at alle udsætninger er baseret på første generations afkom fra vildfisk (F1 afkom). Desuden er de biologiske anbefalinger fra DTU Aqua, at fiskene til udsætning så vidt muligt stammer fra moderfisk fanget i samme vandsystem, som udsætningen er planlagt (Berg & Hansen, 1998).

Udsætningerne foretages med hensyn til, hvor mange ørreder det enkelte vandløb kan bære – vandløbets bærekapacitet. Bærekapaciteten er begrænset af det enkelte vandløbs fysiske forhold (Kalleberg, 1958;

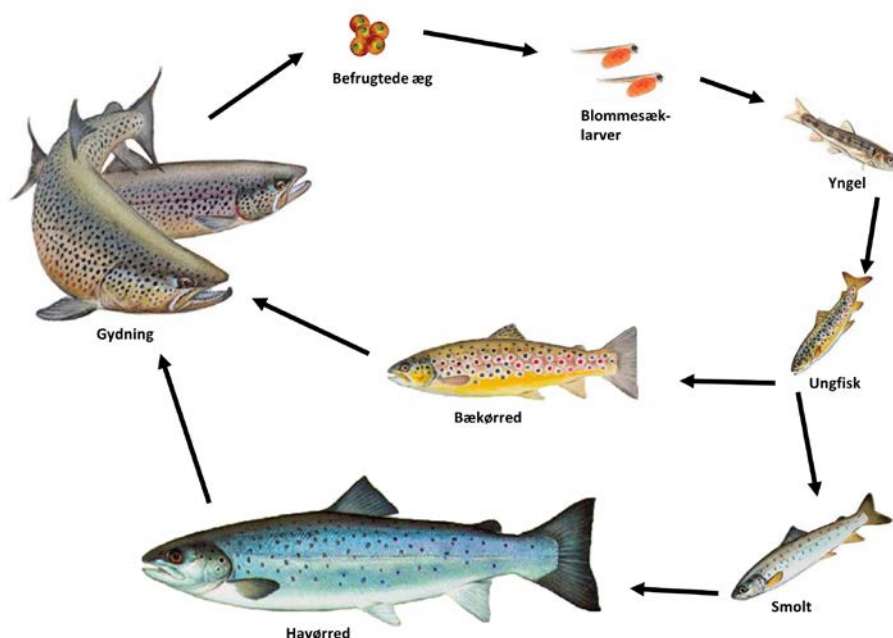
Berg & Jørgensen, 1991; Jonsson & Jonsson, 2011). Det skyldes, at ørred i vandløb udviser territorial adfærd.

DTU Aqua udarbejder "Planer for fiskepleje" for alle Danmarks ørredførende vandløb. Planerne beskriver, på baggrund af habitatsvurderinger og bestandsanalyser, om bærekapaciteten for det enkelte vandløbssystem er opnået ved naturlig reproduktion, eller om der er behov for udsætninger for at opnå vandløbets potentiale (f.eks. Mikkelsen, 2018). Ved ikke at udsætte flere ørreder end vandløbet kan bære sikres der, ikke alene en højere overlevelse for de udsatte ørreder, men også at de udsatte ørreder ikke påvirker den naturligt producerede yngel negativt ved at konkurrere om føde og standpladser (Berg & Jørgensen, 1991).

Da målet er at opnå selvreproducerende bestande, er der i høj grad fokus på at lave vandløbsforbedringer, der kan understøtte naturlig reproduktion. Ved udarbejdelsen af "Planer for fiskepleje" vurderes det derfor, om vandløbenes fysiske tilstand egner sig som opvækst- og gydeområder for ørreden, eller om de bør forbedres.

Boks 1.1 – Ørredens livscyklus

I Danmark er ørreden en af landets mest udbredte fiskearter. Det skyldes bl.a., at den tolererer både saltvand og ferskvand og derfor findes i både vandløb, sø og hav, hvor den har adgang til gydeområder, og der er en god vandkvalitet (Klemetsen et al., 2003). Afhængig af om den lever i et vandløb, en sø eller til havs kaldes den henholdsvis bæk-, sø- eller havørred.



Ørreden er en ferskvandsgyder, og alle tre livsformer gyder i vandløb. Frem mod gydningen vandrer ørreden derfor fra sit fødesøgningsområde til gydeområderne i vandløbene, hvor både bæk-, sø- og havørred bruger de samme gydeplad-

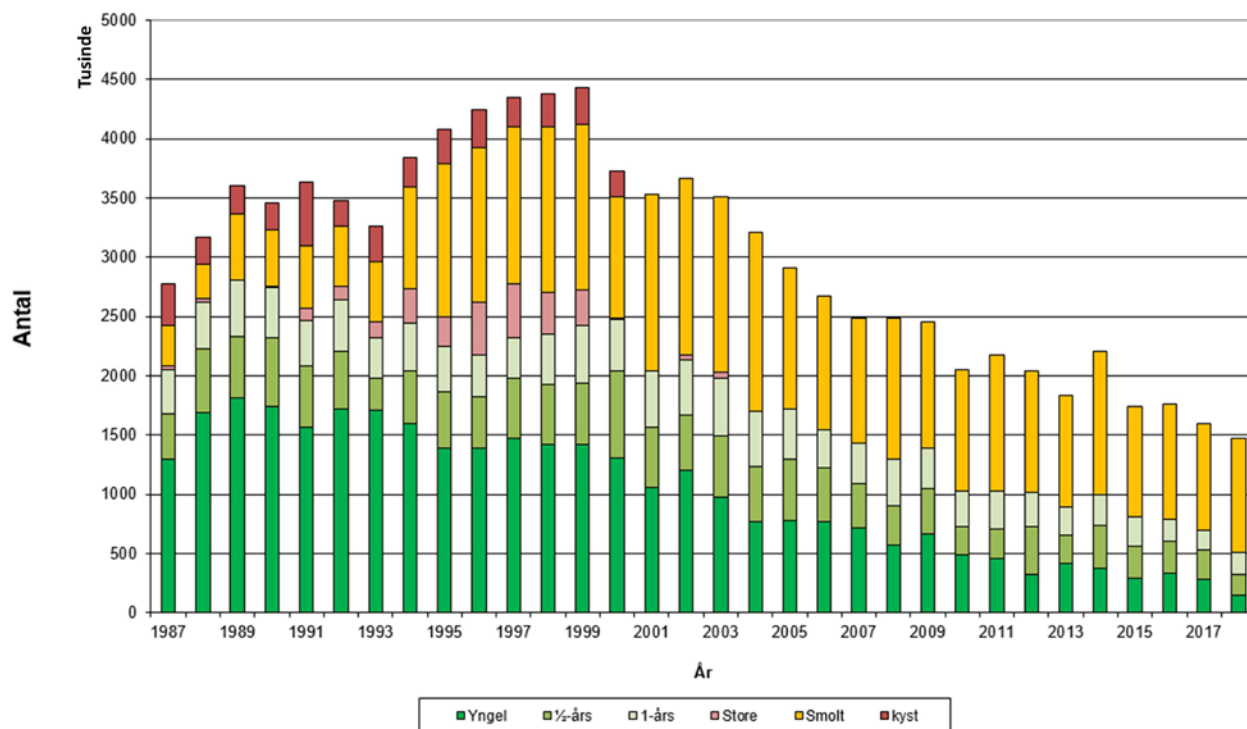
ser og kan gyde sammen. Gydningsen foregår fra oktober-februar på grusbund med en passende strømhastighed og dybde. Hunnen graver med nogle kraftige haleslag en fordybning i grusbunden, hvor æggene, der som regel befrugtes af flere hanner, deponeres inden de efterfølgende tildækkes med grus (Haury et al., 1999). Ofte er der en stor dominerende han, som befrugter hovedparten af æggene, og flere små stationære bækørredhanner (snigere), som befrugter en andel af æggene (Largiander et al., 2001, Garcia-Vazquez et al., 2001).

Æggene ligger i gydebanken til april-maj, hvor de klækker, og den lille ørredlarve kommer frem. Larven lever de første ca. tre uger af blommesækken beskyttet i gydebanken. Når blommesækken er ved at være opbrugt, kommer ynglen op fra gydebanken for at søge føde. Efterhånden som ynglen vokser sig større og får et øget fødebehov og ændrede habitatkrav, vil den sprede sig til andre områder i vandløbet (Klemetsen et al., 2003). Nogle af ungfiskene vil blive i strømvand hele deres liv og leve som bækørreder (Klementsens et al., 2003; Ferguson et al., 2019). Andre vil, når de er 10 – 25 cm lange efter et-flere år i ferskvand smoltificere. Ved smoltificering undergår ungfiskene en fysiologisk ændring, der forbereder dem til et liv i saltvand. Ungfiskene ændrer sig ligeledes morfologisk fra at være gyldne og buttede til at blive sølvblanke med en mere aflang kropsform (Økland et al. 1993; Ferguson et al., 2019).

De sølvblanke ørreder, der kaldes smolt, vil herefter vandre nedstrøms og ud i saltvand, hvor fødeudbuddet er større, og vokse op som havørreder (Klemetsen et al. 2003). Havørrederne opholder sig i havet en-flere somre inden de, som gydemodne ørreder, vandrer tilbage mod gydebankerne for at videreføre generne (Jonsson & Jonsson 2002). Er der indskudte søer i vandsystemet vil en større eller mindre del af smoltene stoppe vandringen i en sø og leve som søørred. Om den fysiologiske tilpasning ved smoltificering har betydning for søørreden eller blot er et levn fra tidligere generationer vides ikke (Ferguson et al., 2019). Søørreden kan således beskrives som en "havørred", der under sin vandring mod havet har fundet et godt sted at leve.

Habitatforbedrende tiltag har resulteret i en positiv fremgang af den naturlige smoltproduktion, således at danske vandløb i dag producerer betydeligt flere naturlige smolt årligt sammenlignet med tidligere (Sivebæk, 2012). Trods mange vandløbsforbedringer er der dog fortsat lang vej til at nå den oprindelige smoltproduktion, der var før vandløbene blev påvirket af menneskelig aktivitet (Sivebæk, 2012). Bestandsophjælpende tiltag med årlige udsætninger af yngel, ½-års fisk, 1-års fisk og smolt (Figur 1.1) bidrager i dag til, at opretholde bestande i vandløb, hvor de fysiske forhold endnu ikke understøtter selvreproducerende bestande (Sivebæk, 2018).

Fiskeplejens ørredudsætninger



Figur 1.1: Antal ørreder udsat i perioden 1987-2018. Der bliver i dag udsat betydeligt færre yngel end ved fiskeplejens start, hvilket er en effekt af den store indsats som er ydet af myndigheder og frivillige lystfiskere, idet talrige projekter har forbedret de fysiske forhold i vandløbene (Nielsen & Koed, 2016). Grafen viser udelukkende udsætninger finansieret af fiskeplejen. Foruden fiskeplejens udsætninger har Havørred Fyn siden 1990 udsat op til ca. 400.000 smolt årligt.

Der bruges af fiskeplejen ca. 5 millioner kr. årligt på udsætning af ørred. Derfor er det relevant at undersøge, hvor godt de udsatte ørreder klarer sig under naturlige forhold. Denne rapport beskriver et studie fra Kolding Å, hvor udsatte ørredsmolt sammenlignes med naturligt producerede smolt.

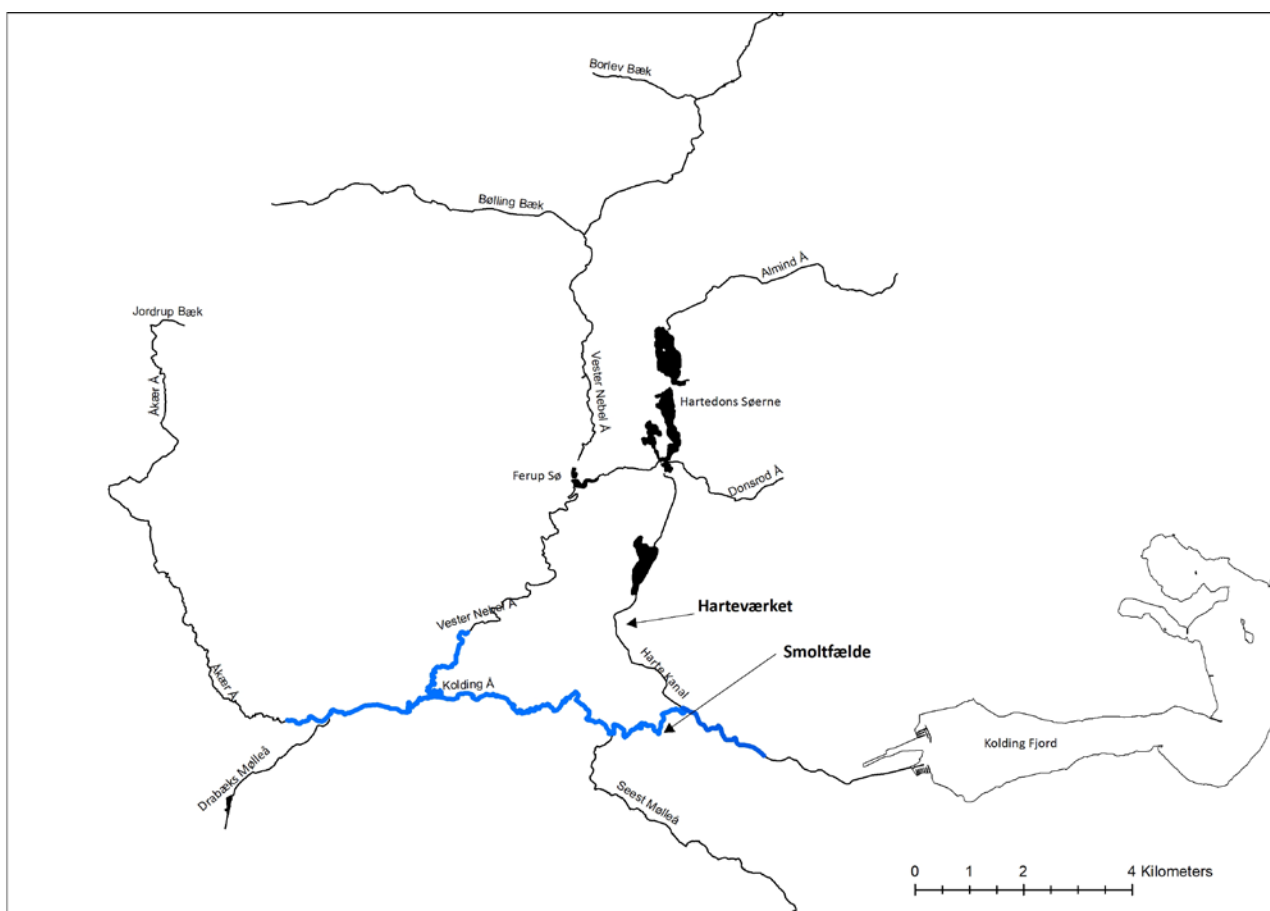
2. Formål

Formålet med undersøgelsen var at bestemme overlevelsen af mundingsudsatte ørredsmolt sammenlignet med naturligt producerede smolt, samt i hvor høj grad de mundingsudsatte smolt bidrog til havørredbestanden.

Desuden blev det forsøgt at kortlægge skæbnen for både de mundingsudsatte smolt og åens voksne havørreder, herunder i hvor høj grad og i hvilke geografiske områder de bidrog til lystfiskeriet.

3. Lokalitetsbeskrivelse

Kolding Å-systemet afvander et areal på 277 km² og har sit udspring nær Veerst, hvor Åkær Å starter sit forløb. Åkær Å løber herfra syd på og modtager ved Lunderskov vand fra Drabæks Mølleå fra sydvest. 2,5 km længere nedstrøms ved Truds Bakke nær Ejstrup mødes Åkær Å med Vester Nebel Å og danner Kolding Å. Kolding Å er forholdsvis kort og strækker sig fra sammenløbet af Åkær Å og Vester Nebel Å til udløbet i Kolding Fjord blot over 12,3 km (Figur 3.1). Kolding Å modtager undervejs vand fra en række mindre tilløb med det største, Seest Mølleå, kort opstrøms motorvejen ved Seest. Nedstrøms motorvejsbroen kort før Kolding by modtager åen vandet fra Harteværkets afløbskanal. Nærværende undersøgelse blev foretaget på en ca. 10 km lang strækning i Kolding Å fra Vester Ringgade i Kolding by op til sammenløbet mellem Åkær Å og Vester Nebel Å. Undersøgelingsstrækningen fortsatte herfra ca. 2,9 km op i Åkær Å og ca. 1,8 km op i Vester Nebel Å (Figur 3.1).



Figur 3.1: Kort over Kolding Å-system. Undersøgelingsstrækningen er markeret med blå. Der blev i 2006 lavet en smoltundersøgelse med en smoltfælde placeret kort opstrøms afvandingskanalen fra Harteværket (markeret med pile på kortet).

Årsmiddelvandføringen blev i perioden 1978-1989 målt til gennemsnitligt 1.665 l/s ved Ejstrup nedstrøms Vester Nebel Å (Kristiansen, 1991). I perioden for målingen af vandføringen blev størstedelen af vandet fra Vester Nebel Å og alt fra Almind Å via Stubdrup-dæmningen ved Ferup Sø ledt gennem Harte-Dons søerne

til vandkraftværket harteværket i Harte. Vandfordelingen medførte, at op mod halvdelen af den samlede vandføring i Kolding Å-systemet blev ledt til Harteværket (Paludan et al., 2008). Disse forhold var også tilstede ved denne undersøgelse, men i sommeren 2008 blev der med et 1.000 meter langt stryg skabt fri passage for Vester Nebel Å og dermed adgang til ca. 40 km vandløb oven for Ferup Sø, som straks blev taget i brug af gydevandrende havørreder (Storgård, 2009). Den fulde vandføring fra Almind Å ledes dog stadig til Harteværket i dag. Allerede i 1993 blev der etableret et lille stryg ved Stubdrup-dæmningen, som ledte vand fra Ferup Sø til Vester Nebel Å med en fast vandføring på 150 l/s. Det skulle give havørred muligheden for at vandre op igennem Ferup Sø og videre op i Vester Nebel Å og Almind Å, men kun en meget lille del af fiskene, der vandrede op i Vester Nebel Å, passerede søen (Mohr-Markmann, 2002). Først ved etablering af stryget uden om Ferup Sø var der en tydelig effekt for havørredbestanden (Olsen, 2009; Storgård, 2009).



Omløbsstryget ved Ferup Sø efter etableringen i 2008 (Foto: Sten Frandsen).

Åkær Å er 4-5 meter bred og har stor fysisk variation med lavvandede strækninger afbrudt af dybe høller. Der er overvejende gydegrus og større sten på strækningen. Den nederste del af Åkær Å, hvor befiskningerne ved denne undersøgelse blev foretaget, har et smallere forløb med dybe høller og mindre gydegrus end den øvre strækning. Vester Nebel Å er på den befiskede strækning 3-6 meter bred og ligeledes med god fysisk variation. Bundsubstratet består fortrinsvis af sand med en del grus. Kolding Å er 4-7 meter bred og har betydeligt dårligere fysiske forhold for ørred end Åkær Å og Vester Nebel Å. Gydearealer findes dog sporadisk på strækningen ned til Seest Mølleå. Fra Harteværket og mod Kolding by er åen kanaliseret og bunden sandet eller blød. På de nederste 2 km mod fjorden gennem den indre by er åen omgrænset af støttemure. For en mere dybdegående beskrivelse af Kolding Å-systemet henvises til Kristiansen (1991).

4. Metoder

4.1 Overordnet studie-design

Studiet blev designet med det formål at vurdere effekten af mundingsudsatte smolt for gydebestanden i Kolding Å og for lystfiskeriet i åen og ved kysten. Designet bestod i at mærke mundingsudsatte smolt, hvorved antallet der vendte tilbage som gydefisk (return-rate) af henholdsvis naturligt producerede og mundingsudsatte smolt kunne sammenlignes ved elektrofiskeri af opgangsfisk i de følgende år i efterårsmånederne. Alle opgangsfisk fanget ved efterårets elektrofiskeri blev endvidere Carlin-mærket for at få viden om fiskenes adfærd (vandring) og videre skæbne, specielt hvor og hvornår de blev genfanget af lystfiskere.

DTU Aqua indledte, som forberedelse til denne undersøgelse, et samarbejde med Kolding Sportsfiskerforening. Fra 1998-2001 mærkede (afklipping af fedtfinne) Kolding Sportsfiskerforening mundingsudsatte smolt. Ved undersøgelsens opstart i efteråret 2001 kunne opgangsfisk med op til tre havår, fra henholdsvis mundingsudsætningerne og den naturlige produktion således skelnes fra hinanden ved efterårets elektrofiskeri på om fedtfinnen var afklippet eller ej.

4.2 Mærkning af mundingsudsatte smolt

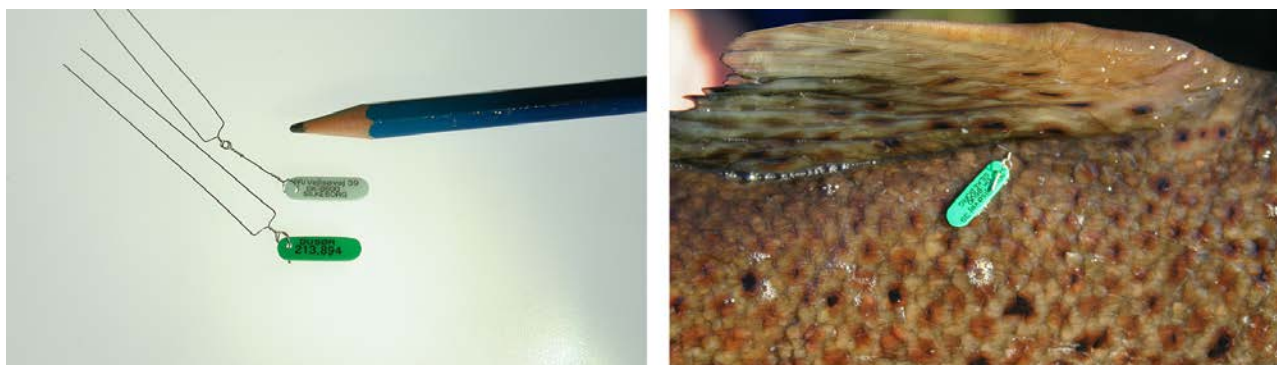
Mundingsudsatte smolt (15-25 cm; gennemsnitslængde 18 cm) blev mærket med fedtfinneklip og Carlin-mærker (Carlin, 1955) fra 1998-2004 (Tabel 4.1). Carlin-mærker er eksterne mærker med en unik kode, der gør det muligt at identificere individet ved genfangst (Figur 4.1). De monteres med to tynde wirer af rustfrit ståltråd igennem rygmuskulaturen på smoltene lige under rygfinnen. Foruden den unikke kode er mærkerne påtrykt med kontaktoplysninger om hvortil, der kan ske henvendelse ved fangst eller genfund af et mærke. Ved henvendelse med relevante oplysninger blev der udbetalt en dusør på 30 kr.

Tabel 4.1: Oversigt over det totale antal mundingsudsatte smolt samt antallet af disse, der blev mærket med henholdsvis fedtfinneklip og Carlin-mærker i Kolding Å fra 1998-2004. Der er i Bilag A vist en tabeloversigt af længdefordelingen for alle Carlin-mærkede smolt.

År	Udsat total	Fedtfinneklippet	Carlin-mærket	Umærket
1998	13000	8000		5000
1999	13000	13000		0
2000	13000	13000		0
2001	13000	13000		0
2002	12997	8500	2997	1500
2003	16395	13400	2995	0
2004	12996	10000	2996	0

Inden mærkningen, der foregik på Hvilested Dambrug, blev fiskene bedøvet i en Chlorbutol-opløsning. For at minimere dødeligheden blev fiskene ikke fodret i to dage op til mærkning. Efter mærkning blev fiskene opbevaret tre uger i damme, inden de blev udsat. Der blev fra 2002-2004 årligt mærket ca. 3.000 af smoltene med Carlin-mærker, hvoraf kun enkelte ikke overlevede mærkningen. Carlin-mærkede smolt, der ikke over-

levede blev optalt ved tømning af dammene (Tabel 4.1). Generelt var alle smolt (både fedtfinneklippede og Carlin-mærkede) i god stand på udsætningstidspunktet (14. eller 21. marts), men en meget lille andel var dog ved at udvikle svamp på snude og finner. Der var ikke tendens til åbne sår hos de Carlin-mærkede smolt.



Figur 4.1: Til venstre ses nederst den type af Carlin-mærker, der blev anvendt ved undersøgelsen. Til højre ses et nærbillede af et Carlin-mærke monteret i ryggen på en havørred fra Kolding Å.

Antallet af mundingsudsatte smolt var konstant i perioden med undtagelse af 2003 (Tabel 3.1). Planen for fiskepleje foreskrev på daværende tidspunkt en årlig udsætning på 10.000 smolt i Kolding Å (Jørgensen, 1993). Derudover havde Harteværket en pligtudsætning på 3.000 smolt. Harteværkets pligtudsætning var i 2003 forhøjet til 6.400, hvorfor der dette år blev udsat flere smolt end sædvanligt. Alle udsatte smolt i Kolding Å-systemet har siden 1986 været afkom fra vildfisk indfanget i Kolding Å. Afkommet fra vildfiskene blev opdrættet på Hvilested Dambrug, som er beliggende i den nedre del af Vester Nebel Å i Kolding Å-systemet.

I 2002 blev 1.500 ud af de 13.000 smolt hverken fedtfinneklippet eller Carlin-mærket, men blot bedøvet og efterfølgende observeret i dammene i tre uger, hvor også de mærkede fisk blev fulgt. Formålet var at vurdere betydningen af mærkningen de første tre uger efter selve mærkningen.

4.3 Mærkning af gydevandrende havørred

Der blev fra 2001-2005 årligt foretaget 6-8 elektrobefiskninger i perioden fra oktober-december efter gydevandrende havørred på undersøgelsesstrækningen (Figur 3.1). Alle fangede havørred blev mærket med Carlin-mærker. Mærkningen sikrede, at genfangede fisk ikke blev registreret to gange samme år, og at fiskenes videre skæbne og vandring kunne bestemmes ved senere genfangst.

Inden mærkningen blev fangsterne målt, vejet og kønsbestemt samt kontrolleret for, om de i forvejen var fedtfinneklippet eller Carlin-mærket, og dermed stammede fra smoltudsætningerne eller var registreret ved tidligere års befiskninger. I alt blev der mærket 4.936 havørred med Carlin-mærker ved efterårets befiskninger (Tabel 4.2).

Tabel 4.2: Antal havørreder mærket med Carlin-mærker ved efterårets befiskninger. Der er i Bilag B vist en tabeloversigt for længdefordeling.

År	Antal mærket	Gennemsnitslængde (cm)
2001	865	55,2
2002	897	56,2
2003	980	52,8
2004	1.001	54,6
2005	1.193	53,8
Samlet	4.936	54,4

4.4 Databehandling

4.4.1 Havørredbestandens sammensætning

Baseret på fangsterne fra efterårets elfiskeri er længdefordelingen opgjort for udsatte og vilde individuelt. Længdefordelingen for de to grupper er sammenlignet ved en Kolmogorov-Smirnow test.

4.4.2 Relativ overlevelse

Den relative overlevelse af vilde smolt sammenlignet med mundingsudsatte smolt er beregnet ud fra den relative andel af mundingsudsatte henholdsvis naturligt producerede fisk, der under efterårets elfiskeri blev registreret tilbage i vandløbet som gydefisk. Elfiskeriet er ikke 100 % effektivt, og det totale antal smolt, der vender tilbage for at gyde, kan derfor ikke beregnes. Men da elfiskeriet formentlig har den samme effektivitet for de to grupper (vilde og udsatte), afspejler fangsten den relative tilbagevendings rate (return-rate) for de to grupper. Den relative return-rate kan således bruges som et index for den forholdsmæssige overlevelse (relative overlevelse) mellem de to grupper af smolt (Jonsson & Jonsson, 2014). Fremgangsmåden for beregningen af den relative overlevelse er beskrevet nedenfor.

Først bestemmes return-rate baseret på fangsterne under elfiskeriet efter (1):

$$(1) \quad R = \frac{C}{N_{smolt}}$$

hvor R er return-rate, C antal havørred (enten vilde eller udsatte) fanget ved efterårets elfiskeri og N_{smolt} den årlige smoltproduktion fra naturlig gydning eller den årlige mundingsudsætning. Beregningen er foretaget individuelt for vilde (R_V) og udsatte (R_U) ørred. Forholdet mellem de to return-rater er bestemt efter (2):

$$(2) \quad S_{rel} = \frac{R_V}{R_U}$$

hvor S_{rel} angiver den relative værdi af vilde sammenlignet med udsatte smolt målt ved relative overlevelse.

Beregningerne er baseret på en naturlig produktion af smolt på 43.898 (95 % konfidensinterval 34.463-53.333) årligt, som blev bestemt ved opsætning af en smoltfælde nederst i Kolding Å i 2006 (Baktoft upublicerede data). Smoltudtrækket antages altså at have været konstant i hele undersøgelsesperioden. Der kan dog være udsving i smoltudtrækket fra år til år (se afsnit 6.2 under diskussion). Smoltfælden var i funktion fra 2. april 2006 til 10. juni 2006 og var placeret få meter opstrøms motorvejen, ca. 6 km fra munden (Figur 3.1). Med baggrund i habitatforholdene vurderes det, at smoltproduktionen nedstrøms smoltfældens placering har været ikke eksisterende eller uden betydning, og det antages derfor, at hele vandsystemets smoltproduktion er registreret i smoltfælden (Jørgensen, 2002; Mikkelsen, 2018).

Antallet af udsatte smolt, der anvendes i beregningerne, er 12.557 (95 % konfidensinterval 10.844-14.270) smolt, svarende til det gennemsnitlige antal smolt, der årligt blev mærket og udsat fra 1998-2004.

Baseret på konfidensintervallet for det naturlige smoltudtræk og antallet af udsatte smolt er der beregnet en usikkerhed for den relative overlevelse (S_{rel}). Den nedre grænse for S_{rel} er således baseret på 53.333 vilde smolt og 10.844 udsatte smolt. Omvendt er den øvre grænse for S_{rel} baseret på 34.463 vilde smolt og 14.270 udsatte smolt.

4.4.3 Flergangs-gydere

Antallet af havørreder, der har gydt flere gange, er opgjort ved registrering af genfangster af Carlin-mærkede havørred ved efterårets elfiskeri. En flergangs-gyder er defineret som en havørred, der er fanget og mærket som opgangsfisk ved efterårets elfiskeri, og efterfølgende genfanget endnu en gang som opgangsfisk ved minimum en af befiskninger de følgende år i undersøgelsesperioden 2002-2005. Det har således kun været muligt at registrere flergangs-gydere for fiskene mærket fra 2001-2004. Desuden har sandsynligheden for at registrere flergangs-gydere blandt de tidligst mærkede havørred været størst, da de i en længere periode har haft mulighed for at vandre op i Kolding Å og blive genfanget. Resultaterne baseret på fiskene mærket de første år vil derfor give det mest retvisende billede af antallet af flergangs-gydere.

Andelen af havørred fra henholdsvis vilde og naturligt producerede smolt, der vender tilbage som flergangs-gydere er sammenlignet efter samme fremgangsmåde som smoltoverlevelsen efter (3):

$$(3) \quad S_{rel} = \frac{R_V}{R_U}$$

hvor S_{rel} angiver den relative overlevelse af havørred fra naturligt producerede henholdsvis udsatte smolt, R_V den registrerede andel af flergangs-gydere for vilde havørreder og R_U den registrerede andel af flergangs-gydere for havørreder fra smoltudsætningerne.

Resultaterne for flergangs-gyderne er opgjort for hvert mærkeår, således at der er fire grupper fordelt på årene fra 2001-2004.

4.4.4 Lystfiskeri og vandringsruter

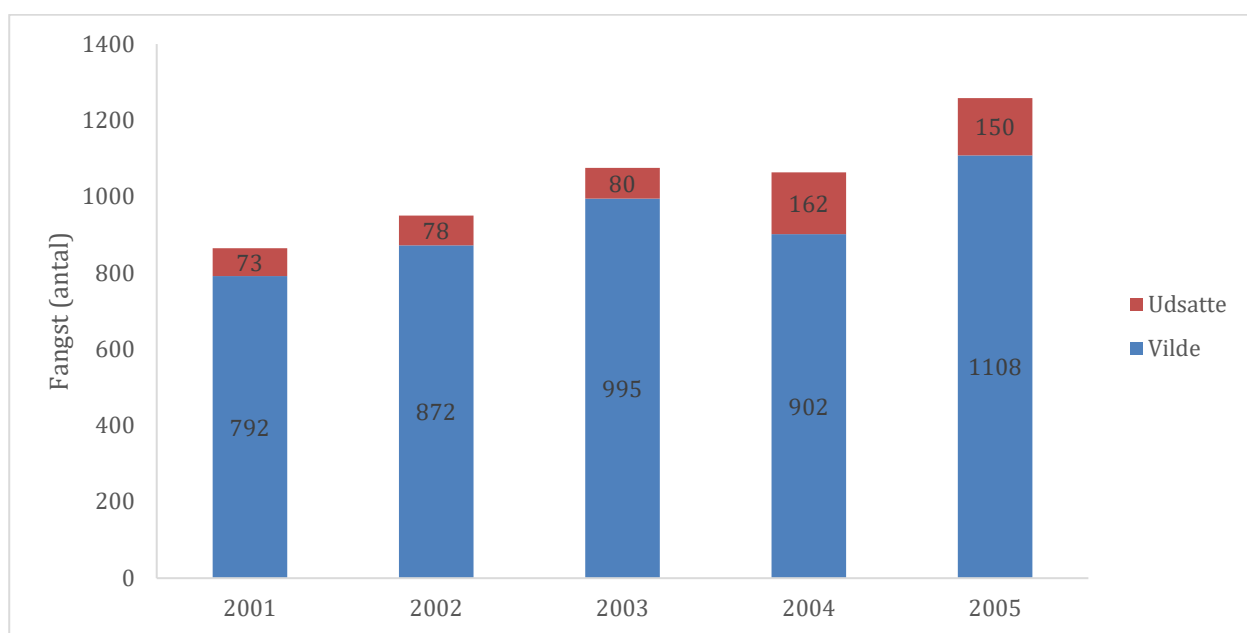
Andelen af Carlin-mærkede havørred henholdsvis mundingsudsatte smolt, der blev genfanget ved lystfiskeri er opgjort. Ligeledes er den tidsmæssige fordeling af genfangsterne fra de to grupper opgjort.

Den geografiske lokalitet for genfangst af de Carlin-mærkede fisk er opgjort fordelt på fisk mærket som henholdsvis smolt og havørred. Genfangstlokaliteten er anvendt til at beskrive vandringsruter ude i saltvand.

5. Resultater

5.1 Havørredbestandens sammensætning

Fangsterne fra efterårets befiskninger viser, at havørredbestanden i Kolding Å er domineret af vilde fisk (Figur 5.1). Mundingsudsatte smolt udgjorde samlet for perioden 2001-2005 ca. 10 % af fangsten, men varierede mellem 7-15 % fra år til år.

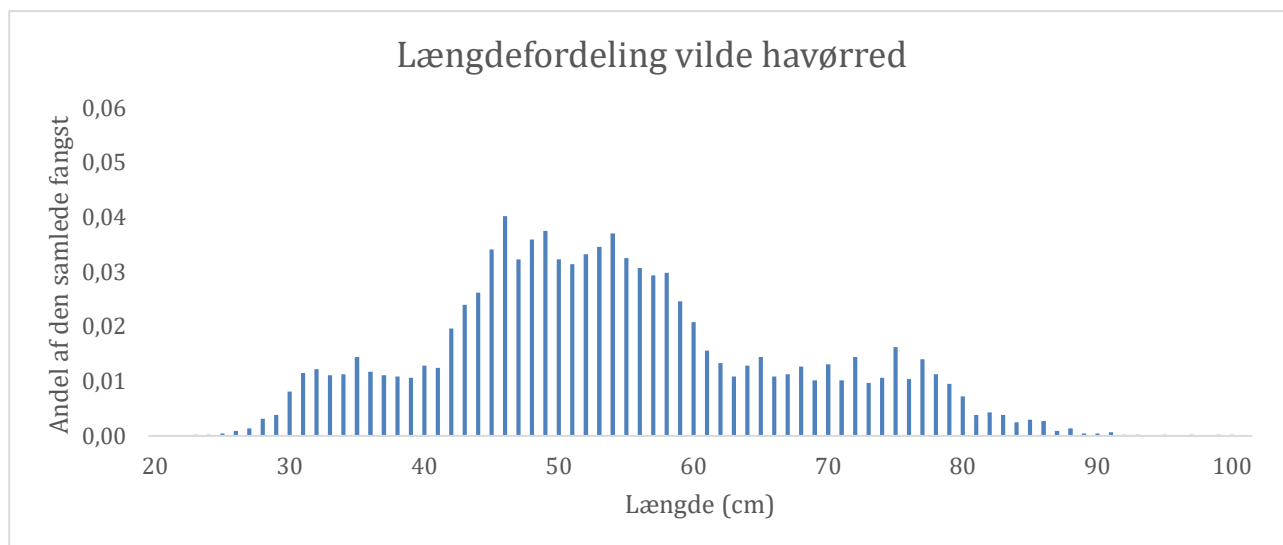


Figur 5.1: Oversigt over antallet af henholdsvis naturligt producerede og udsatte (fedtfinneklippede) havørred fanget ved efterårets elfiskeri i Kolding Å-systemet.

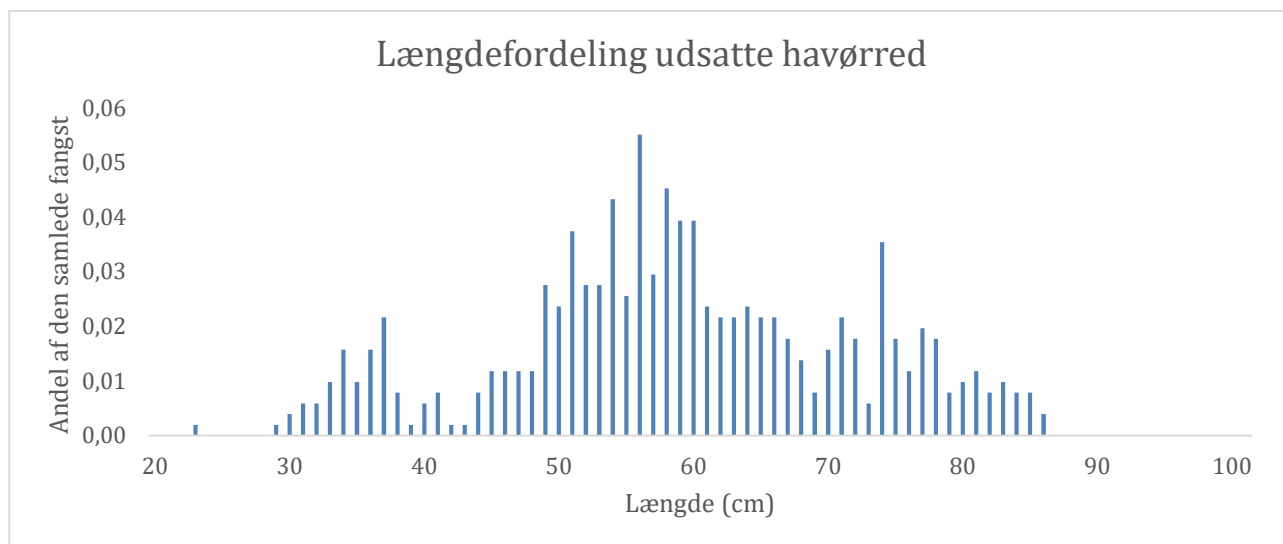
Længdefordelingen af alle havørred fanget ved efterårets befiskninger fordelt på vilde og udsatte er vist i Figur 5.2. Langt de fleste havørreder var 45-60 cm, en mindre andel var 30-45 cm og 60-80 cm, og kun få var større eller mindre end dette. Den mindste målte 23 cm og den længste 100 cm. Længdefordelingen for vilde og udsatte er signifikant forskellig (KS-test (D)=0,21; $P < 0,05$). Dette kommer til udtryk ved, at der blandt de vilde havørred var en større andel af fiskene, der var under 50 cm, hvorimod der hos de udsatte ørreder var en større andel mellem 60-85 cm. For de store "trofæfisk" større end 85 blev der blot registreret to fra udsætningerne, hvorimod der blev registreret 35 fra naturlig produktion. Blandt de vilde havørred udgjorde fisk større end 85 cm 0,8 % af fangsterne, hvorimod de hos de udsatte kun udgjorde 0,4 % af fangsterne.

Havørrederne blev ved elfiskeriet kønsbestemt. For vilde havørred var fordelingen mellem hanner og hunner 1:3,3. Det vil sige, at der for hver han var over tre hunner. For havørred fra mundingsudsætningerne var kønsratioen 1:2,7 mellem hanner og hunner. Der kunne ikke påvises en signifikant forskel i kønsratioen mellem de to grupper ($\chi^2=3,6$; $df=1$; $P=0,056$). Ses der på de enkelte år alene, kunne der påvises en signifikant forskel i 2003 ($\chi^2=9,8$; $df=1$; $P=0,002$) og 2004 ($\chi^2=4,59$; $df=1$; $P=0,030$).

A)



B)



Figur 5.2: Længdefordelingen for havørreder fanget ved efterårets elfiskeri i Kolding Å-systemet 2001-2005. A) viser længdefordelingen af havørred med oprindelse fra naturlig gydning og B) viser længdefordelingen af havørred med oprindelse fra udsætningerne. Den gennemsnitlige længde var for vilde 54,0 cm og for udsatte 58,6 cm. Længdefordelinger for de enkelte år er vist i bilag C.

5.2 Relativ overlevelse

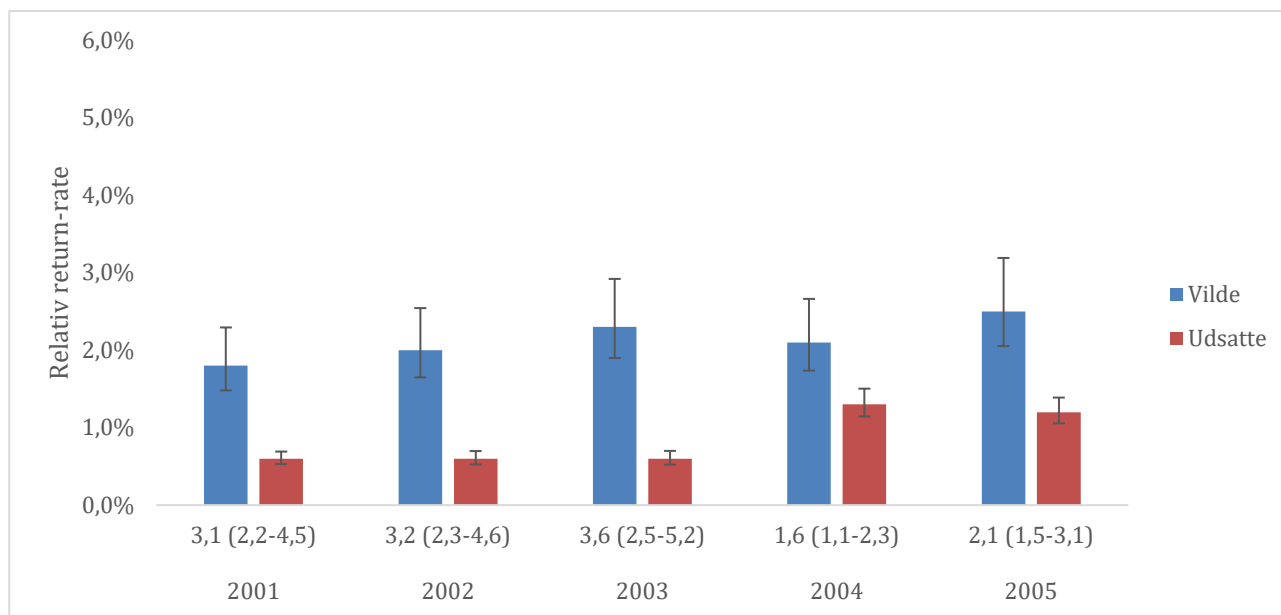
Den relative return-rate for udsatte og vilde smolt, samt forholdet i mellem disse, er vist i Figur 5.3. Generelt blev der under efterårets elfiskeri efter gydevandrende havørred genfanget meget få af de udsatte smolt, og der er i alle årene registreret en signifikant højere relativ return-rate for vilde smolt (Tabel 5.1). Forholdet mellem den relative return-rate for vilde og udsatte angiver den relative overlevelse (S_{rel}). Den relative overlevelse viser hvor meget højere overlevelsen har været for vilde ørreder sammenlignet med udsatte (Figur 5.3).

Tabel 5.1: Den relative return-rate fra smolt til gydemoden havørred er sammenlignet for vilde og udsatte smolt ved en χ^2 -test. Tabellen viser smoltudtrækket af henholdsvis vilde (estimeret) og udsatte smolt, samt fangsten af gydemodne havørreder ved elfiskeriet for hvert år 2001-2005, relativ return-rate (%) og testresultatet fra χ^2 -testen. Den relative return-rate er beregnet som beskrevet i afsnit 4.4.2.

År	Naturlige			Udsatte			χ^2 -test		
	Smolt	Fangst	Relativ return-rate (%)	Smolt	Fangst	Relativ return-rate (%)	χ^2 -værdi	p-værdi	df
2001	43.898	792	1,80 %	12.557	73	0,58 %	95,5	<0,001	1
2002	43.898	872	1,99 %	12.557	78	0,62 %	108,6	<0,001	1
2003	43.898	995	2,27 %	12.557	80	0,64 %	137,1	<0,001	1
2004	43.898	902	2,05 %	12.557	162	1,29 %	30	<0,001	1
2005	43.898	1108	2,52 %	12.557	150	1,19 %	77,7	<0,001	1
Sum	219.490	4.669	2,13 %	62.785	543	0,86 %	429,3	<0,001	1

1: Det gennemsnitlige antal smolt udsat i perioden 1998-2004 er anvendt i beregningen, se afsnit 4.4.2

I 2004, hvor det laveste forhold blev registreret, var overlevelsen for vilde smolt 1,6 gange højere end for udsatte smolt og i 2003, hvor det højeste forhold blev registreret, var den 3,6 (Figur 5.3). Baseret på fangsterne fra hele undersøgelsesperioden 2001-2005 er forholdet 2,5 (2,3-2,7). Sandsynligheden for, at en vild smolt overlevede opholdet i saltvand og vendte tilbage som gydefisk, var således 2,5 gange højere end for udsatte smolt.



Figur 5.3: Oversigt over den relative return-rate (95 % konfidensinterval angivet) for henholdsvis naturligt producerede (vilde) og mundingsudsatte smolt (udsatte). Den relative overlevelse er angivet under søjlerne med usikkerheder i parentes. Værdierne i figuren er baseret på en naturlig smoltproduktion på 43.898 årligt (se afsnit 4.4.2).

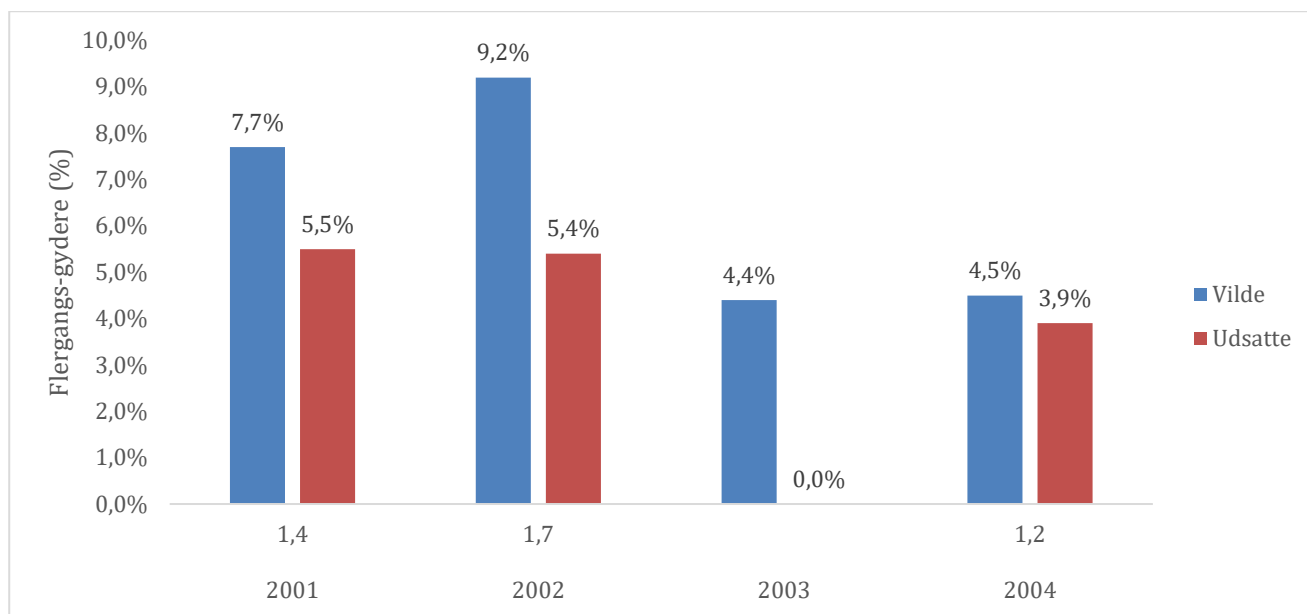
5.3 Flergangs-gydere

Den unikke kode på Carlin-mærkerne gør det muligt at genkende gydefisk, der tidligere har været oppe for at gyde (flergangs-gydere). Ud af de 4.936 Carlin-mærkede havørred blev der registreret 229 flergangs-gydere. Af disse blev 27 registreret på gydevandring tre gange og heraf 2 fire gange (Tabel 5.2). Det skal bemærkes, at det ikke vides om havørrederne ved mærkning var på deres første gydevandring, hvorfor antallet af registrerede gydevandring er et minimumestimat. Antallet af flergangs-gydere for de enkelte år er vist i Bilag D.

Tabel 5.2: Antallet af registrerede gydevandring fra 2001-2005 for vilde hhv. udsatte havørred.

Gydevandring	Vilde	Udsatte	Total
1	4.427	509	4.936
2	215	14	229
3	25	2	27
4	2	0	2

Den procentmæssige andel af de mærkede havørred, der blev registreret som flergangs-gydere for henholdsvis vilde og udsatte samt forholdet i mellem disse for de fire mærkeår 2001-2004, er vist i Figur 5.4. Andelen af flergangs-gydere varierede for vilde havørreder mellem 4,4 % - 9,2 % og for havørred fra udsætninger mellem 0,0 % - 5,5 %.

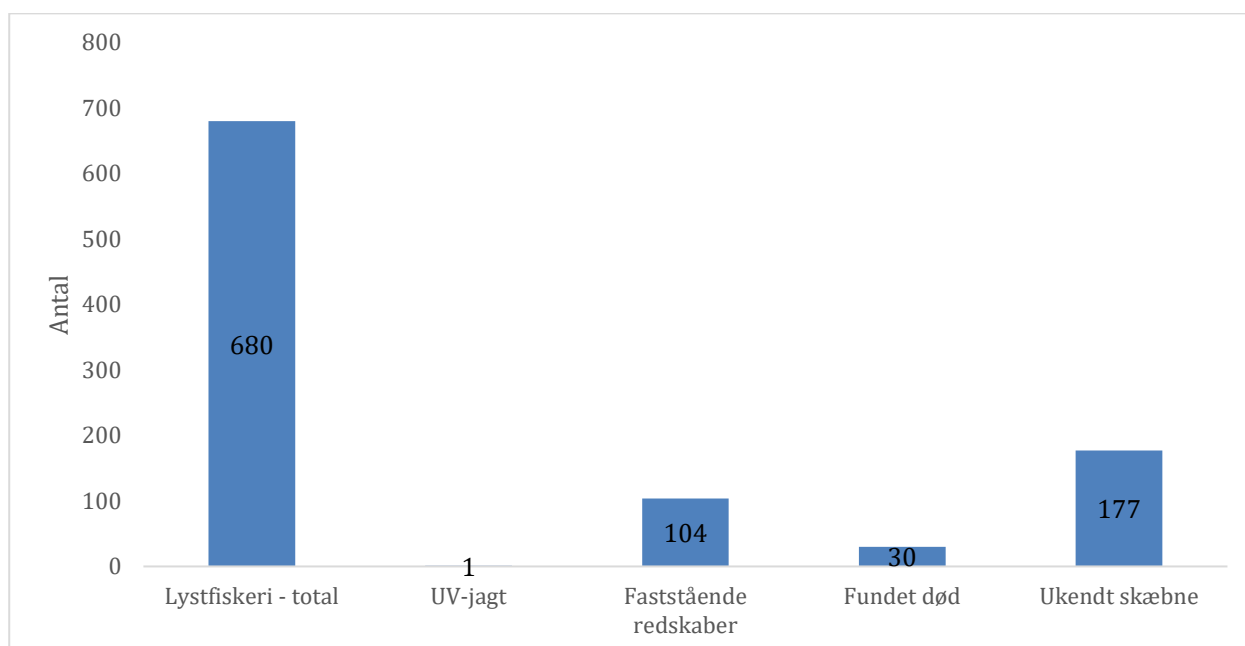


Figur 5.4: Andelen af havørred fanget og mærket under befiskningerne fra 2001-2004, der senere blev registreret som flergangs-gyder i undersøgelsesperioden. For hvert mærkeår er det opgjort, hvor stor en andel af de mærkede gydefisk, der senere i undersøgelsesperioden blev genfanget og registreret som flergangs-gyder. Forholdet mellem vilde og udsatte (vilde/udsatte) er angivet under søjlerne. NB det var ikke muligt at beregne forholdet i 2003, da ingen af havørrederne fra smoltudsætningerne blev registreret som flergangs-gydere.

Det mest retvisende billede fås for mærkeårene 2001-2002, da havørrederne, der blev mærket ved befiskningerne i 2001-2002, i en længere periode (minimum 3 år), har haft mulighed for at blive registreret som flergangs-gydere. En sammenligning af vilde og udsatte for årene 2001 og 2002 viser, at henholdsvis 1,4 og 1,7 gange flere vilde ørreder blev genfanget som flergangs-gydere under befiskningerne. Gennemsnitligt var der således for fiskene mærket som havørred i perioden 2001-2002 1,55 gange flere vilde ørreder end udsatte, der blev registreret som flergangs-gyder frem til den sidste befiskning i 2005. Med andre ord returnerede 55 % flere vilde havørred som flergangs-gydere. Der kan dog ikke påvises en signifikant forskel i andelen af flergangs-gydere mellem udsatte og vilde for 2001 ($\chi^2=0,49$; $df=1$; $P=0,5$) og 2002 ($\chi^2=1,2$; $df=1$; $P=0,27$) individuelt eller kombineret ($\chi^2=1,65$; $df=1$; $P=0,2$).

5.4 Lystfiskeri og vandringsruter

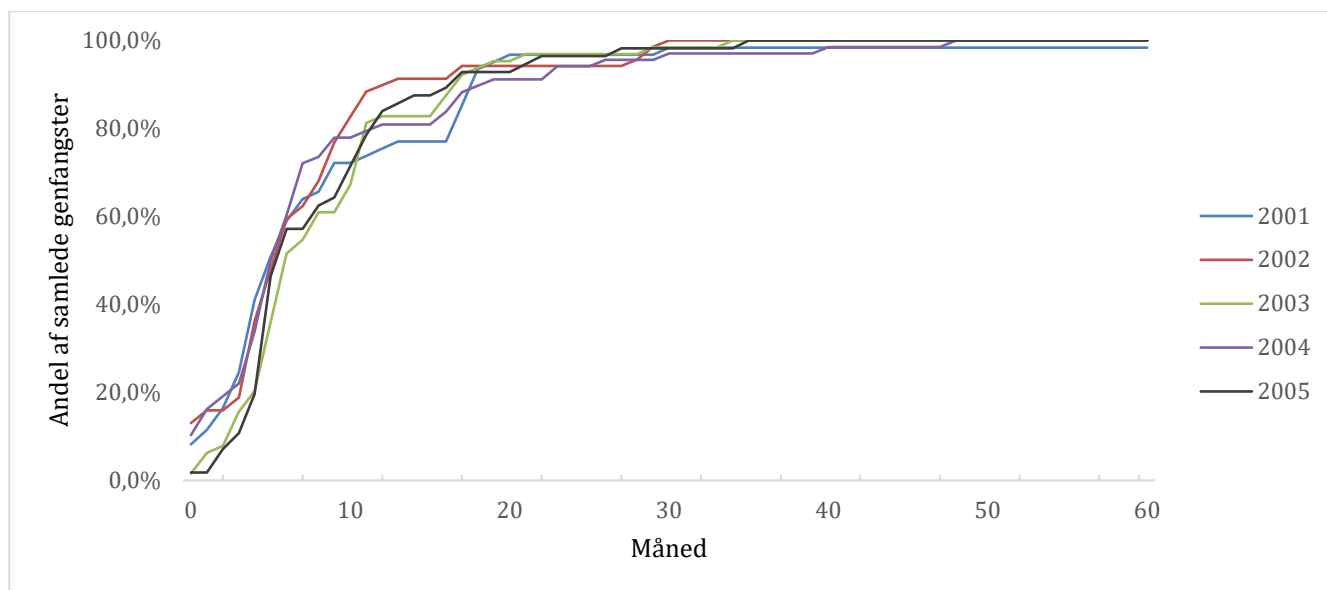
Der er samlet indrapporteret 992 genfangster eller fund af Carlin-mærker. 69 % af de indrapporterede Carlin-mærker er fanget ved lystfiskeri. En mindre del af ørrederne blev fanget i faststående redskaber, nogle få fundet døde og én enkelt fanget ved undervands jagt (UV-jagt) (Figur 5.5). For 177 (18 %) af de indrapporterede fangster var det ikke været muligt at kortlægge skæbnen.



Figur 5.5: Skæbne for de Carlin-mærkede havørred og smolt, hvor Carlin-mærket ved senere genfangst eller -fund er indrapporteret til DTU Aqua.

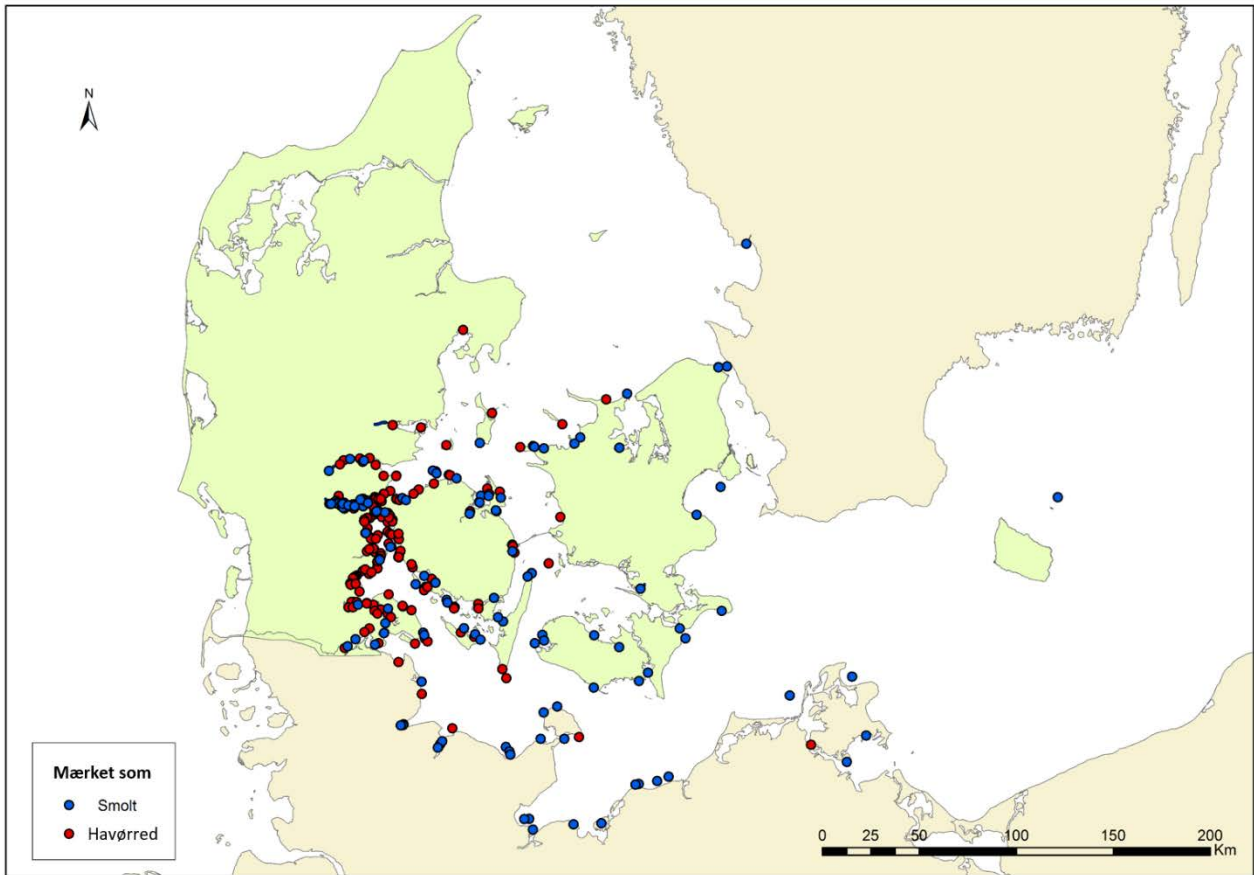
I det følgende afsnit vil de indrapporterede lystfiskerfangster blive gennemgået. Der blev ved lystfiskeri dels praktiseret catch & release (genudsætning efter fangst), og af 672 lystfiskerfangede havørred blev 105 genudsat. Syv af disse blev genfanget ved lystfiskeri senere igen, den ene to gange. Der er således i alt indrapporteret 680 lystfiskerfangster fordelt på 672 individuelle ørredindivider frem til 2008.

Af 4.936 havørreder Carlin-mærket som voksne havørred under gydevandring i Kolding Å, blev 331 (6,7 %) senere genfanget og indrapporteret af lystfiskere. En stor andel (minimum 75 %) af genfangsterne fandt sted allerede inden for 12 måneder og 95 % af genfangsterne fandt sted indenfor 30 måneder (Figur 5.6). I ferskvand blev 135 (ca. 40 %) fanget, herunder 126 i Kolding Å, syv i Vejle Å, en i Bygholm Å og en i Dalby Mølle Bæk. De resterende 194 (ca. 60 %) blev fanget i saltvand, de fleste i en sydlig retning for udløbet af Kolding Å ned til den sydlige del af Lillebælt (Figur 5.7).

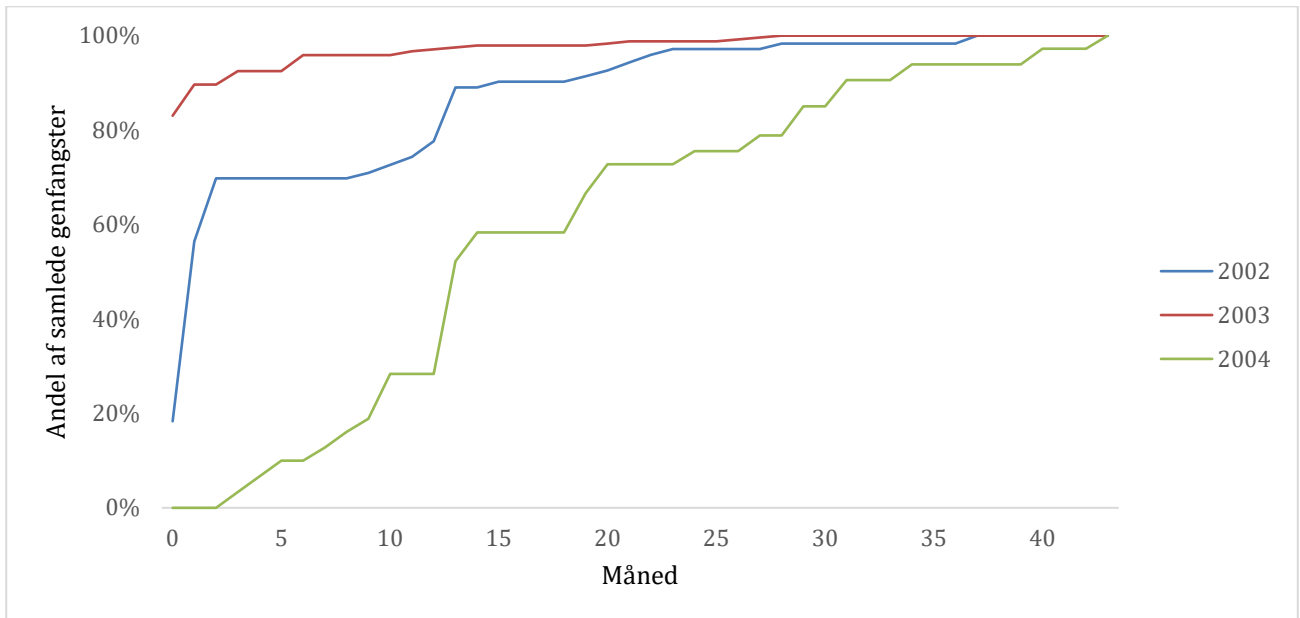


Figur 5.6: Kumulativ månedsopgørelse over fangsttidspunktet for Carlin-mærkede havørred. X-aksen viser antal måneder efter mærkning og Y-aksen hvor stor en andel af genfangsterne, der er fanget i den pågældende måned. Den sidste genfangst blev fanget efter 100 måneder (fremgår ikke af graf).

Af ca. 9.000 Carlin-mærkede smolt fra mundingsudsætningerne blev der fanget og indrapporteret 349 (3,9 %) af lystfiskere. Den tidsmæssige fordeling af fangsterne efter mærkning ses i Figur 5.8. 286 (ca. 82 %) blev fanget i ferskvand, heraf næsten alle (bortset fra 10) som undermålere få måneder efter smoltudsætningerne. Der blev for smoltudsætningerne også registreret enkelte strejfer til andre vandløb (3 i Vejle Å og 1 i Fuglebæk Kanal på Sjælland). Blot 63 (ca. 18 %) blev fanget i saltvand. Frasorteres fangsterne fra ferskvand de første måneder efter udsætning, blev der af alle de Carlin-mærkede smolt fra mundingsudsætningerne blot genfanget 73 (< 1 %) ved lystfiskeri. Trods de forholdsvis få fangster i saltvand, viser resultaterne tydeligt, at de mundingsudsatte smolt i saltvand genfanges længere væk fra hjemvandløbet end havørrederne, der i højere grad genfanges i nærområdet af deres gydevandløb, Kolding Å-systemet (Figur 5.7).



Figur 5.7: Geografisk lokalitet for lystfiskerfangster af Carlin-mærkede havørred og smolt.



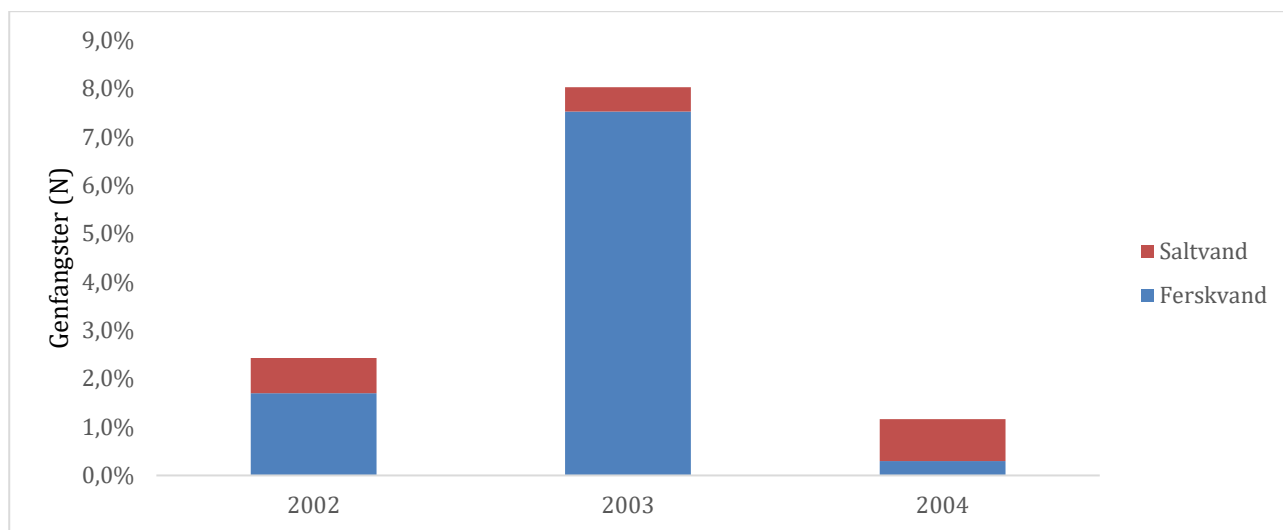
Figur 5.8: Kumulativ månedsopgørelse over fangsttidspunktet for Carlin-mærkede mundingsudsatte smolt. X-aksen viser antal måneder efter mærkning og Y-aksen hvor stor en andel af genfangsterne, der er fanget i den pågældende måned.

Der var stor variation mellem årene i antallet af de Carlin-mærkede smolt, der blev fanget i ferskvand. I 2003 blev der således indrapporteret betydelig flere fangster fra Kolding Å (Figur 5.9). Henover sommeren 2003 blev det tydeligt, at der, kort efter mundingsudsætningen af smolt, blev udøvet et målrettet fiskeri efter smoltene med de dusør-givende Carlin-mærker. For eksempel indsendte én lystfisker alene 87 mærker, og der var allerede inden udgangen af april indrapporteret 216 genfangster svarende til 90 % af alle fangster indrapporteret i 2003 (Figur 5.8). Af ca. 3.000 Carlin-mærkede smolt udgik således 7 % af de udsatte smolt fra forsøget i 2003 kort efter udsætning.

I 2002 blev der inden udgangen af april indrapporteret 41 genfangster svarende til 56 % af alle genfangster fra udsætningen i dette år. De 41 fangster udgør dog kun en lille andel af de ca. 3.000 mærkede i 2002, hvorfor blot 1,4 % udgik af forsøget kort efter udsætning.

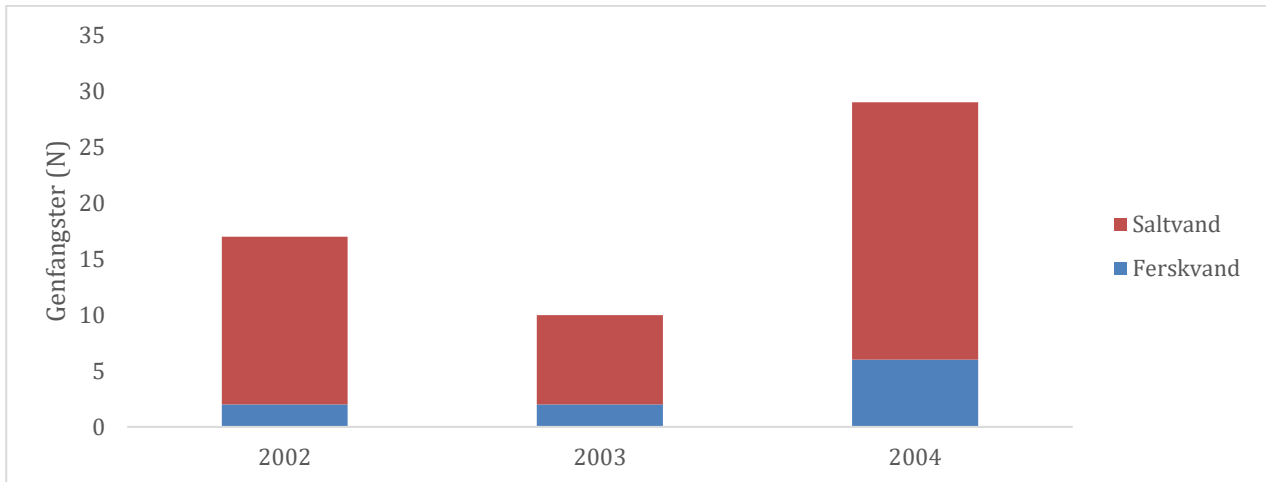
I 2004 blev der informeret om, at kun fisk fanget og indrapporteret efter 1. juni var dusør-givende, hvilket medvirkede til, at den første genfangst blev indrapporteret i juni, og blot 9 genfangster var indrapporteret ved udgangen af september.

Trods den store variation i antallet af fangster fra ferskvand er der alle tre år genfanget under 1 % af de Carlin-mærkede smolt i saltvand (Figur 5.9).



Figur 5.9: Andelen af Carlin-mærkede smolt fra mundingsudsætningerne, der efterfølgende er genfanget og indrapporteret af lystfiskere. Figuren angiver hvor stor en del, af de 3.000 Carlin-mærkede smolt fra hvert mærkeår, der efterfølgende er fanget i henholdsvis ferskvand og saltvand.

Ses der bort fra fangster under mindstemålet på 40 cm, er lystfiskerfangsterne fra mundingsudsætningerne meget begrænsede (Figur 5.10). Det samme gælder ved efterårets elfiskeri, hvor kun 18 af de ca. 9.000 Carlin-mærkede smolt fra mundingsudsætningerne blev genfanget som gydevandrende havørred (Bilag D).



Figur 5.10: Antallet af mundingsudsatte smolt med Carlin-mærker (ca. 3.000 hvert år), der efterfølgende ved en størrelse på 40 cm eller derover blev genfanget og indrapporteret ved lystfiskeri.

De mange indrapporteringer har givet indblik i nogle bemærkelsesværdige skæbner for enkelte individer i havørredbestanden i Kolding Å-systemet. For eksempel blev en havørred under gydevandring mærket i Vester Nebel Å i 2001. Denne havørred blev i efteråret 2002 genfanget i Vester Nebel Å, dernæst blev den fanget af en lystfisker den 10. marts 2003 i Kolding Fjord, endnu en lystfisker fangede selv samme havørred den 24. marts 2003 i Kolding Fjord. Dernæst blev den igen registreret på gydevandring i Vester Nebel Å ved elfiskeriet i efteråret 2003. Det efterfølgende forår den 10. april 2004 blev havørreden fanget og hjemtaget af en lystfisker i Lillebælt. Denne havørred voksede i perioden fra efteråret 2001 til foråret 2004 fra en længde på 64 til 74 cm.

5.5 Effekten af mærkning

Kortidseffekten af Carlin-mærkning og fedtfinneklip på mundingsudsatte smolt blev i 2002 undersøgt. Efter mærkning blev fiskene opbevaret i dammene på Hvilested Dambrug (minimum 15 dage), og dødeligheden blev herefter registreret. Dødeligheden var ubetydelig, og der var ingen forskel mellem fisk kun bedøvet og fisk bedøvet og mærket (Tabel 5.3). En lille del af fiskene havde tegn på begyndende svamp på snuden på udsætningstidspunktet, men dette var ikke relateret til metode, og derfor formentlig en effekt af opbevaring i dammene.

Tabel 5.3: Sammenligning af overlevelsen for smolt mærket og smolt umærket i en minimum 15 dage lang periode frem til udsætning. Effekten af fedtfinneklip er opdelt efter om de er mærket af Kolding Sportsfisker Forening (KFU) eller Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU).

	Kun bedøvet	Fedtfinneklip af KSF	Fedtfinneklip af DFU	Fedtfinneklip + Carlin-mærke	Carlin-mærke	Total
Mærket	1.500	7.000	1.500	1.498	1.499	12.997
Døde (N)	2	9	2	2	1	16
Døde (%)	0,13 %	0,13 %	0,13 %	0,13 %	0,07 %	0,12 %

6. Diskussion

6.1 Effekten af mærkning

Håndtering og mærkning af fisk kan forårsage forhøjet dødelighed. Af de hér anvendte mærkemetoder (Fedtfinneklip og Carlin-mærkning) fandt Hansen (1988), at begge mærkningsmetoder kan have betydning for overlevelsen hos smolt fra laks, men at overlevelsen var højere for smolt mærket med fedtfinneklip sammenlignet med Carlin-mærke. Carlin-mærkning er mere indgribende, og ud over selve monteringen af mærket har fiskene efterfølgende det eksterne mærke "hængende". Et norsk studie med ørred viste, at mærkning med Carlin-mærker reducerede overlevelsen for smolt med 17 %, og at effekten af mærkningen var størrelsesafhængig, således at Carlin-mærkning ingen effekt havde for overlevelsen hos kønsmodne havørreder (Berg & Berg, 1987). Andre norske studier med andre arter af laksefisk (fjeldørred og laks) indikerer, at overlevelsen for smolt kan mere end halveres ved Carlin-mærkning (Hansen, 1988; Strand et al., 2002), men effekten afhænger i høj grad af størrelsen for de mærkede smolt (Jonsson & Jonsson, 2014).

Det kan således ikke udelukkes, at Carlin-mærkningen af smoltene i Kolding Å har haft en effekt på overlevelsen, og da de to grupper af smolt (udsatte og vilde) i dette studie ikke er blevet udsat for nøjagtig den samme behandling, kan effekten af mærkning og håndtering have påvirket resultatet. Der blev dog kun Carlin-mærket en relativ beskedent andel af de udsatte smolt fra 2002-2004, svarende til 23 % af den årlige udsætning på 13.000 smolt. Under antagelse af at dødeligheden for de Carlin-mærkede ørredsmolt øges med 17 %, vil den samlede dødelighed for alle 13.000 udsatte smolt derfor øges med 3,9 %. Effekten af Carlin-mærkningen kan således have haft en effekt på den beregnede overlevelse for udsatte smolt, men da det blot er en relativ beskedent mængde af smoltene, der blev Carlin-mærket, og mærkningen kun foregik fra 2002-2004, anses denne effekt for at have været begrænset og uden betydning for det endelige resultat. Den efterfølgende opbevaring på Hvilested Dambrug inden udsætning sikrede desuden, at kun smolt, der overlevede den første kritiske periode efter mærkningen, indgik i forsøget. Dette, sammen med, at de Carlin-mærkede smolt var forholdsvis store, taler for, at merdødeligheden ved Carlin-mærkning har været forholdsvis beskedent (Jonsson & Jonsson, 2014).

Foruden effekten af en øget naturlig dødelighed blev der, for de Carlin-mærkede smolt, registreret en merdødelighed i ferskvand som følge af målrettet fiskeri kort efter udsætning. Det målrettede fiskeri fandt sted i 2003 og forårsagede en forholdsvis beskedent merdødelighed på 7 % for dette års smoltudsætning. Baseret på længdevæksten (Bilag E) og længdefordelingen (Figur 5.2) tyder det på, at havørredbestanden i Kolding Å er baseret på minimum fem årgange. Da Carlin-mærkningen kun er foretaget i en periode på tre år, og det målrettede fiskeri blot fandt sted i 2003, antages effekten af det målrettede fiskeri derfor at være uden betydning for det samlede resultat.

Både fedtfinneklipping og Carlin-mærkning blev foretaget af erfarne medarbejdere fra DTU Aqua, og selve processen antages derfor ikke at have ledt til en øget dødelighed efter udsætning.

6.2 Smoltoverlevelse

Resultaterne fra undersøgelsen viser, at smoltudsætningen i Kolding Å har haft en relativ beskedent betydning for havørredbestanden, der i høj grad er domineret af naturligt producerede fisk. Dette må dels tilskrives den store naturlige smoltproduktion, men også at de vilde smolt overlever væsentlig bedre end de udsatte.

Resultatet er ikke enestående; en række andre studier, der har sammenlignet overlevelsen mellem udsatte F1 smolt (opdrættede fisk udklækket fra vildfisk) og naturligt producerede smolt fra laks og ørred, viser at overlevelsen er mellem 3 og 7,5 gange højere for naturligt producerede smolt (Jonsson et al., 2003; Saloniemi et al., 2004; Schwinn et al., 2017), og at forskellen i overlevelsen både gælder opholdet i ferskvand (Serano et al., 2009; Aarestrup et al., 2014) og i det marine miljø (Jonsson & Jonsson, 2014).

Sammenlignet med disse tilsvarende studier ligger forskellen i overlevelsen for vilde og udsatte smolt fra Kolding Å i den lave ende og resultatet lader til at være relativt konservativt. Tidligere undersøgelser fra Kolding Å viser, at 99 % af alle ørreder har været oppe at gyde inden for tre år (Kristiansen, 1991). Resultaterne fra 2001 og 2002 er således de mest komplette og derfor de mest retvisende (Figur 5.3), hvilket bekræfter, at resultatet er relativt konservativt. For estimatet her gælder, at smoltudtrækket fra 2006 på 43.898 antages at have været konstant over tid. Denne antagelse tilfører imidlertid resultatet en vis usikkerhed, da smoltudtrækket kan variere ganske meget fra år til år. Undersøgelser fra andre danske vandløb har vist, at smoltudtrækket kan variere helt op til en faktor tre i to på hinanden følgende år (Aarestrup et al., 2017; Koed et al., 2017). Det er således ikke usandsynligt, at det registrerede smoltudtræk fra 2006 har været i den høje ende af normalen for undersøgelsesperioden. Til sammenligning blev den naturlige smoltproduktion ved habitat- og bestandsanalyser i 2001 beregnet til 21.809 årligt ved udarbejdelsen af udsætningsplanen for Kolding Å-systemet (Jørgensen, 2002). Under antagelse af en naturlig smoltproduktion på 21.809 var overlevelsen for vilde ørreder i stedet ca. fem gange højere end for udsatte (Bilag F). Bemærkelsesværdigt blev det naturlige smoltudtræk i 2008 beregnet til blot 12.184 ved udarbejdelsen af udsætningsplanen for Kolding Å (Jørgensen, 2009). Dette bekræfter, at der også i Kolding Å er årsvariation i den naturlige smoltproduktion og indikerer samtidig at det beregnede smoltudtrækket i 2006 sandsynligvis har været relativt højt. Bemærkelsesværdigt er smoltudtrækket på 43.898 fra Kolding Å i 2006 det hidtil højest beregnede tal af naturligt producerede smolt i et dansk vandløb ved brug af en smoltfælde (Rasmussen, 2009).

Resultaterne fra den efterfølgende udsætningsplan (Plan for fiskepleje) er ikke i samme grad sammenlignelig med resultaterne fra undersøgelsesperioden, der lå før 2008. Det skyldes store ændringer af de fysiske forhold i form af etablering af omløbsstryget ved Ferup Sø i 2008, hvor ørrederne fik fri adgang til ca. 40 km nyt gydevandløb. Samme år blev der desuden skabt bedre passagemuligheder nederst i Seest Mølleå ved fjernelse af et stemmeværk.



*Den betydeligt højere overlevelse for vilde smolt kan forklares med en større erfaring i at begå sig i naturlige omgivelser.
Foto: Bernt René Voss Grimm.*

Årsagen til den lavere overlevelse for udsatte ørreder kan primært forklares med en ændret adfærd. Ørredens adfærd er stærkt påvirket af dens livserfaring i de tidlige livsfaser (Shumway, 1999; Huntingford, 2004). På dambrug er forholdene meget konstante og langt fra naturlige; der er begrænset fysisk variation, en unaturlig høj tæthed af fisk, fravær af prædatorer og næsten ingen naturlig føde (Johnsson et al., 2014). Forholdene på dambrugene forhindrer derfor ørreden i at tilpasse sig livet ude i de naturlige vandløb. I vandløbene skal ørrederne undgå prædatorer, interagere med andre fisk, finde føde og finde de bedst egnede standpladser i et fysisk varieret miljø. I dambrugene får ørreden således ikke samme mulighed for at lære disse færdigheder, og det forringer evnen til at overleve i naturen (Olla et al., 1998; Johnsson et al., 2014).

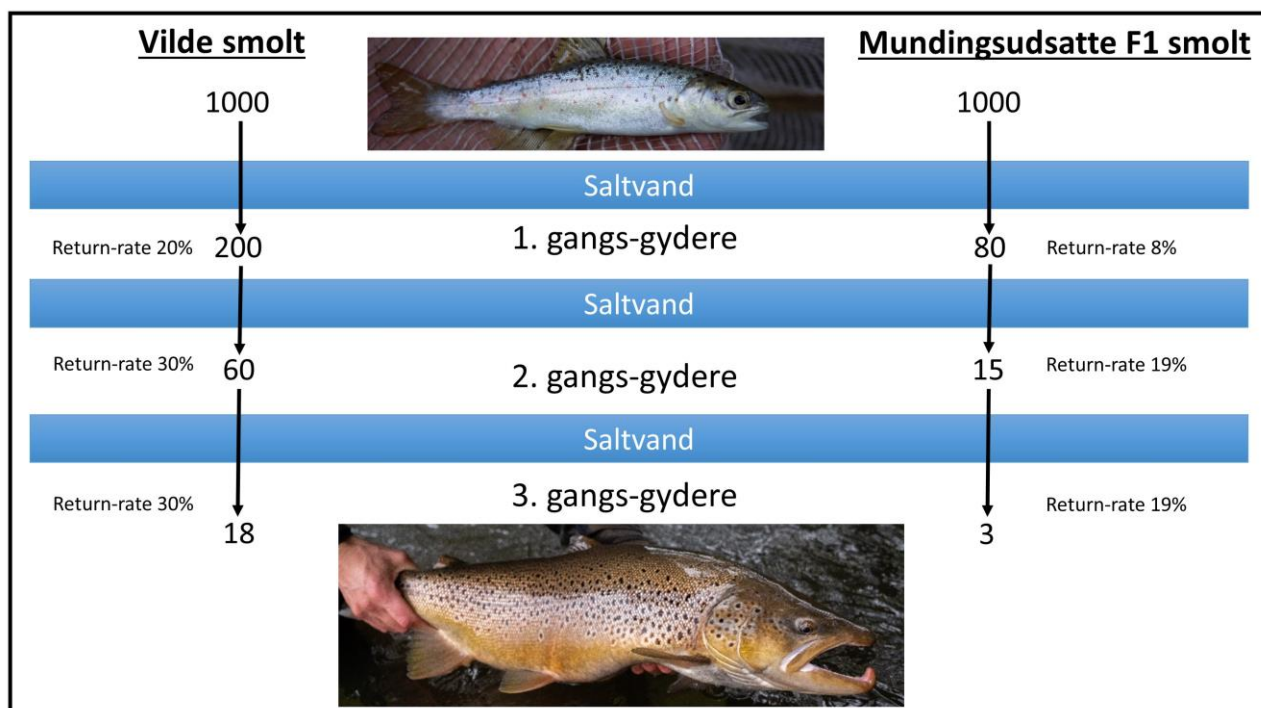
Foruden de adfærdsmæssige betingelser kan udsatte smolt adskille sig fra vilde ved forringet svømmeperformance (Pedersen et al., 2008), højere fedtkoncentration i muskelvævet (Larsson et al., 2012), evnen til at undergå fysiologisk tilpasning til livet i saltvand (Sundell et al., 1998) og evnen til at "home" til udsætningsvandløbet. Jonsson & Jonsson (2014) har vist, at return-raten for udsatte smolt sammenlignet med vilde er lavere, hvis smoltene bliver udsat i et andet vandløb end deres oprindelsesvandløb, og at denne tendens er tydeligere jo længere væk fra oprindelsesvandløbet smoltene bliver udsat. De udsatte smolt fra Kolding Å var ikke alene fra gydefisk indfanget i Kolding Å, de var også opdrættet på Hvilested Dambrug, der havde sit vandindtag i Kolding Å. Af denne grund antages det, at evnen til at "home" har været ens for de udsatte og

vilde smolt. Der er for begge grupper indrapporteret få strejfer, hvilket indikerer at evnen til at "home" formentlig har været ens for de to grupper i Kolding Å.

6.3 Flergangs-gydere

Havørreder, der gentagne gange vender tilbage for at gyde (Flergangs-gydere), kan udgøre en væsentlig andel af en gydebestand (Fournel et al., 1990; Aarestrup & Jepsen, 1998; Pedersen, 2006), og det er ikke usædvanligt, at denne andel er højere end 50 % (L'Abée-Lund et al., 1989; Fournel et al., 1990; Jonsson & L'Abée-Lund, 1993; Pedersen, 2006). Flergangs-gydere kan derfor være vigtige for en sund og stabil havørrebestand og samtidig fungere som en sikkerhed for de år, hvor der er en lav gydesucces.

Det var under nærværende studie ikke muligt at kortlægge andelen af flergangs-gydere i bestanden, men der blev registreret en højere return-rate for havørreder mærket som opgangsfisk (flergangs-gydere) end for smolt (førstegangsgydere) (Se figur 5.3 og 5.5). Dette indikerer at antallet af flergangs-gydere også er vigtig for bestanden i Kolding Å. Kristiansen (1991) fandt at havørrebestanden i Kolding Å i 1989-1991 bestod af 21 % flergangs-gydere. Bemærkelsesværdigt viser nærværende resultatet, at andelen af flergangs-gydere var ca. 55 % højere for vilde ørreder sammenlignet med udsatte. Baseret på at return-raten for vilde smolt er 2,5 gange højere end for udsatte smolt vil antallet af flergangs-gydere således være ca. 4 gange højere for vilde end udsatte smolt (Figur 6.1). Det ser således ud til at den ringere overlevelseschance for udsatte smolt manifesterer sig igennem hele livscyklussen og ikke alene kort tid efter udsætning.



Figur 6.1: Figuren viser en model til sammenligning af, hvor mange gydefisk 1000 vilde smolt henholdsvis 1000 udsatte F1 smolt vil producere. Der bliver forholdsvis færre af de udsatte ørreder blandt flergangs-gydeerne således, at gydefiskene og særligt de store flergangs-gydere er domineret af vildfisk. Tallene i figuren er baseret på en return-rate på op til 20 % for vilde smolt (Birnie-Gauvin & Aarestrup, 2019) og en return-rate på 30 % for vilde nedfaldsfisk (Aarestrup et al., 2015) samt resultaterne fra nærværende undersøgelse.

Flergangs-gydere er domineret af store hunfisk (Calles, 2005) og er derfor populære blandt lystfiskere, men også særdeles værdifulde gydefisk. Det skyldes, at flergangs-gyderne øger deres kropsstørrelse mellem to gydninger. I takt med at kropsstørrelsen øges, vil det reproduktive output ligeledes øges. For hunnerne vil antallet af æg således øges med kropsvægten, men også størrelsen på æggene og dermed den efterfølgende overlevelse af ynglen vil øges, hvilket alt sammen er med til at øge antallet af fisk, der kan produceres (Jonsson & Jonsson, 1999; Niemelä et al., 2000; Pedersen, 2006; Rasmussen & Pedersen 2018).

Der var i Kolding Å en større andel af hunner, blandt de naturligt producerede havørred, og dermed også et større reproduktivt potentiale. Hannerne kan befrugte flere hunner, og selvom flere hanner bidrager til en sund bestand, vil de således ikke bidrage til at øge det reproduktive potentiale (Klementsens et al., 2003). Det reproduktive potentiale var således mindre for de udsatte ørreder grundet kønssammensætningen. Forskellen i kønsfordelingen kan muligvis forklares ved, at opholdet på dambruget har induceret smoltificeringen og trangen til at vandre til havs. Under naturlige forhold vil der i en ørredbestand naturligt være dominans af hunner blandt den havgående form og dominans af hanner blandt stationære bækørreder (Jonsson & Jonsson, 2006). Kønssammensætningen er sammenlignelig med andre danske undersøgelser (Nielsen et al., 1985).

6.4 Lystfiskeri og vandringsruter

Antallet af indrapporterede genfangster af Carlin-mærker kan ikke forventes at være et udtryk for den reelle fangst, da det sandsynligvis ikke er alle genfangster, der indrapporteres. Jonsson et al. (1998) estimerede, at der for Carlin-mærkede laks blot blev indrapporteret ca. 50 % af genfangsterne. Indrapporteringsraten afhænger imidlertid af dusøren, således at en højere dusør vil resultere i at en større andel indrapporteres (Pedersen et al., 1995). En international arbejdsgruppe under ICES (International Council for the Exploration of the Sea) har fundet frem til, at der bør påregnes en korrektionsfaktor på 1,65 for at kompensere for manglende indrapportering og tabte mærker (ICES, 1995). Det svarer til at 61 % af fangsterne indrapporteres.

Kompenseres der med denne omregningsfaktor var den reelle genfangst i stedet 11 % for havørreder mærket i Kolding Å og 6,4 % for udsatte smolt. En stor andel af de udsatte smolt blev dog fanget ved målrettet fiskeri i Kolding Å, hvorfor det antages at 100 % af disse blev indrapporteret. Den faktiske genfangst af smoltene var derfor sandsynligvis lavere end 6,4 %. Pedersen et al. (2006) fandt ved en tilsvarende undersøgelse i Karup Å ligeledes, at der blev genfanget en større andel af mærkede voksne havørreder end mærkede udsatte smolt, og at der kun blev genfanget få af de udsatte smolt i saltvand. Den højere genfangst af voksne havørreder kan sandsynligvis forklares ved, at de sammenlignet med smolt har lettere ved at undgå prædatorer (Jepsen et al., 2006; Koed et al., 2006), og at de allerede fra starten har en størrelse, der gør dem til mål for fiskeriet. Herudover vil dødeligheden ved håndtering og Carlin-mærkningen alt andet lige være mindre (Berg & Berg, 1987).

Den tilgængelige viden om havørreders vandring i saltvand er meget begrænset, men studier fra Limfjorden har vist, at havørreder fra Karup Å og Simested Å i lighed med havørrederne fra Kolding Å vandrer mod syd og sydøst til Lillebælt og den vestlige del af Østersøen (Kristiansen & Rasmussen, 1993; Pedersen et al., 2006; Kristensen et al., 2018). Genetiske analyser bekræfter, at der blandt havørreder i Bælthavet og den vestlige del af Østersøen er en relativ høj tilstedeværelse af havørreder fra Limfjorden (Bekkevold, upublicerede data). Nye resultater viser desuden, at havørrederne fra Karup Å i løbet af forholdsvis få dage kan svømme den lange tur fra Limfjorden til Sjælland. Således fandt Kristensen et al. (2019) at to havørreder på 51 og 65 cm svømmende fra den østlige udmundning af Limfjorden til Roskilde Fjord på henholdsvis 16 og 6 dage.



Havørrederne fra Kolding Å vandrer langt til glæde for lystfiskere på både Fyn og Sjælland, men også i Tyskland, Sverige og på Bornhold er der gjort fangster af havørreder fra Kolding Å.

Resultaterne fra Kolding Å indikerer, at de udsatte smolt vandrer længere væk fra deres hjemvandløb, Kolding Å, end de voksne havørreder. Der er ikke gjort de samme observationer ved undersøgelserne i Limfjorden. Her blev smolt og voksne havørreder indrapporteret over den samme afstand fra munden (Pedersen et al., 2006). Det samme gælder en norsk undersøgelse, men her var vandringshastigheden dog højere for smolt end voksne individer (Berg & Berg, 1987b). Nye resultater fra Limfjorden med akustiske sendere viser, at smoltene vandrede mod Limfjordens munding så snart de nåede saltvand, hvorimod de voksne ørreder

opholdt sig i området uden for munden nogle uger inden de vandrede (Kristensen et al., 2019). Det er sandsynligt, at det samme er tilfældet for ørrederne fra Kolding Å. At smoltene vandrer længere væk fra hjemvandløbet kan skyldes, at de voksne havørreder kun opholder sig kort tid i havet inden de igen vandrer ind i vandløbet for at gyde, mens smoltene, for de flestes vedkommende, vil forblive i havet over mindst to vækstsæsoner og dermed har mere tid til at spredes.

Der er fortsat meget begrænset kendskab til havørredens vandring i saltvand, hvorfor der er brug for meget mere viden omkring de østjyske havørredbestandes vandringmønstre, for at kunne forklare hvorfor nogle af bestandene vandrer mod sydøst til mere fersk vand.

7. Tak til

Særlig stor tak til alle de frivillige fra Kolding Sportsfiskerforening, der i stort antal mødte op for at hjælpe med fangst og mærkning af fiskene under efterårets elfiskeri, samt som forberedelse til undersøgelsen hjælp med mærkning af smolt inden udsætning. Der skal også lyde et stort tak til personalet på Hvilested Dambrug, alle lodsejere og Kolding Kommune.

8. Referencer

- Aarestrup, K., Baktoft, H., Koed, A., Villar-Guerra, D. D. & Thorstad, E. B. (2014). Comparison of the riverine and early marine migration behaviour and survival of wild and hatchery-reared sea trout *salmo trutta* smolts. *Marine Ecology Progress Series* 496, 197-206
- Aarestrup, K., Baktoft, H., Thorstad, E. B., Svendsen, J. C., Höjesjö, J. & Koed, A. (2015). Survival and progression rates of anadromous brown trout kelts *salmo trutta* during downstream migration in freshwater and at sea. *Marine Ecology Progress Series* 535, 185-195
- Aarestrup K. & Jepsen N. (1998) Spawning migration of sea trout (*Salmo trutta* (L)) in a Danish river. *Hydrobiologia* 371–372: 275-281
- Aarestrup, K., Lucas, M. C. & Hansen, J. A. (2003). Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 160-168
- Aarestrup, K., Sivebæk, F. & Baktoft, H. (2017). Villestrup Å – udvandring ad ørredsmolt. Publiceret på fiskepleje.dk. http://www.fiskepleje.dk/fiskebiologi/oerred/naturlig_smoltudvandring/villestrup-aa
- Berg, O.K. & Berg, M. (1987). Effects of Carlin tagging on the mortality and growth of sea trout (*Salmo trutta* L.). *Fauna Norvegica Series A* 8: 15-20
- Berg, O.K. & Berg, M. (1987b). Migrations of sea trout, *Salmo trutta* L., from Vardnes river in northern Norway. *Journal of Fish Biology* 31, 113-121
- Berg, S. & Hansen, M. M. (1998). Genetiske og økologiske anbefalinger for fiskeudsætninger i Danmark. Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Berg, S. & Jørgensen, J. (1991). Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. *Journal of Fish Biology* 39, 151-169
- Birnie-Gauvin, K. & Aarestrup, K. (2019). A call for a paradigm shift: Assumed-to-be premature migrants actually yield good returns. *Ecology of Freshwater Fish* 28, 62-68
- Brookes, A. (1988). The distribution and management of channelled streams in Denmark. *Regulated Rivers Research and Management* 1, 3-16
- Calles O. (2005). Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers. Doctoral Thesis. 2005:56. ISSN: 1403-8099. ISBN: 91-7063-028-3. Division for Environmental Sciences, Karlstad University, Karlstad, Sweden.
- Carlin, B. (1955). Tagging of salmon smolts in the river Lagan. Institute of Freshwater Research, Drottningholm nr. 36, pp. 57–74
- Caroffino D.C., Miller L.M., Kapuscinski A.R. & Ostazeski J.J. (2008) Stocking success of local-origin fry and impact of hatchery ancestry: monitoring a new steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) stocking program in a Minnesota tributary to Lake Superior. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, 309–318.
- Cowx I.G. (1994) Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology* 1, 15–31
- Ferguson, A., Reed, T. E., Cross, T. F., McGinnity, P. & Prodöhl, P. A. (2019). Anadromy, potadromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology* 2019, 1-27
- Fournel F., Euzenat G., Fagard J. (1990) Estimation of recapture and return rates of sea-trout on Bresle river, Upper Normandy/Picardy. *Bull Français la Pêche La Piscic* 318: 102–114

- Garcia-Vazquez, E., Moran, P., Martinez, J.L., Perez, J., de Gaudemar, B. & Beall, E. (2001). Alternative mating strategies in Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Heredity* 92: 146–149.
- Hansen, L. P. (1988). Effects of Carlin tagging and fin clipping on survival of atlantic salmon (*salmo salar* L.) released as smolts. *Aquaculture* 70, 391-394
- Hansen, M. M., Fraser, D. J., Meier, K. & Mensberg, K.-L. D. (2009). Sixty years of anthropogenic pressure: a spatio-temporal genetic analysis of brown trout populations subject to stocking and population declines. *Molecular Ecology* 18, 2549-2562
- Haury, J., Ombredane, D. & Baglinière J.L. (1999). The habitat of the brown trout (*Salmo trutta* L.) in water courses. In: Baglinière, J.L. & Maisse, G., eds. *Biology and ecology of the brown trout and sea trout*. Berlin: Springer-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries, pp. 37-89.
- Huntingford, F. A. (2004). Implications of domestication and rearing conditions for the behavior of cultivated fishes. *Journal of Fish Biology* 65, 122-142
- ICES (1995). Report of the Baltic salmon and trout assessment working group. Advisory Committee on Fishery Management. *ICES Headquarters, Copenhagen*.
- Jepsen, N., Holthe, E. & Økland, F. (2006). Observations of predation on salmon and trout smolts in a river mouth. *Fisheries Management & Ecology* 13, 341–343.
- Johansen, A. C. & Løfting, J. C. (1919). On the fishes and fisheries in the Gudenå and Randers Fjord I. Skrifter udgivet af Kommissionen for havundersøgelser nr. 9, Bianco Lunas Bogtrykkeri, København.
- Johnsson, J. I., Brockmark, S. & Näslund, J. (2014). Review paper: Environmental effects on behavioural development consequences for fitness of captive-reared fishes in the wild. *Journal of Fish Biology* 85, 1946-1971
- Jonsson, N. & Jonsson, B. (1999). Trade-off between egg mass and egg number in brown trout. *Journal of Fish Biology* 55, 767-783
- Jonsson, N. & Jonsson, B. (2002). Migration of anadromous brown trout in a Norwegian river. *Freshwater Biology* 47: 1–11.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2006). Life history of the anadromous trout *salmo trutta*. SEA TROUT: BIOLOGY, CONSERVATION AND MANAGEMET. Proceedings of the First International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004. Edited by Graeme Harris and Nigel Milner. Blackwell Publishing, 377-388.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout. Habitat as a Template for Life Histories. *Fish & Fisheries Series, Vol 33, 708 pp*.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2014). Naturally and hatchery produced european trout *Salmo trutta*: do their marine survival and dispersal differ?, *Journal of Coastal Conservation* 18, 79-87
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L. P. (1998). The relative role of density-dependent and density-independent survival in the early life cycle of atlantic salmon *salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 67, 751-762
- Jonsson, N., Jonsson, B., & Hansen, L. P. (2003). The marine survival and growth of wild and hatchery-reared atlantic salmon, *Journal of Applied Ecology* 40, 900-911
- Jonsson, B. & L'Abée-Lund, H. (1993). Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in europe. *Journal of Fish Biology* 43, 1-16
- Jørgensen, K. (1993). Udsætningsplan for Kolding Å, 1993. DFU rapport nr. 16-1993. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for ferskvandsfiskeri og -økologi.

- Jørgensen, K. (2002). Udsætningsplan for Kolding Å. 2002. DFU rapport nr. 93-2002. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for ferskvandsfiskeri og -økologi.
- Jørgensen, K. (2009). Udsætningsplan for Kolding Å. (2009). Udsætningsplan for Kolding Å 2009. rapport nr. 156-2009. DTU Aqua, Afdeling for ferskvandsfiskeri og -økologi.
- Kalleberg, H. (1958). Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Report: Institute of Fresh-water Research, Drottingholm* 39:55-98.
- Klementsén, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., ÓConnell, M. F., Mortensen, M. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 1-59
- Koed, A., Aarestrup, K., Baktoft, H., Sivebæk, F. & Geertz-Hansen, P. (2017). Følg den naturlige udvandring af ørred- og laksesmolt fra danske vandløb. Publiceret på fiskepleje.dk.
http://www.fiskepleje.dk/fiskebiologi/oerred/naturlig_smoltudvandring
- Koed, A., Baktoft, H., Bak, B.D., (2006). Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. *River Research and Application* 22, 69–78.
- Kristensen, M. L., Aarestrup, K. & Svendsen, J. C. (2019). Havørreder på flugt. Publiceret på Fiskepleje.dk.
http://www.fiskepleje.dk/nyheder/2019/01/havoerred-paa-udflugt?id=f59c9c23-b6f7-40c1-ae48-07a9561db114&utm_source=newsletter&utm_media=mail&utm_campaign=2019_01_31_Nyhedsbrev
- Kristensen, M. L., Birnie-Gauvin, K. & Aarestrup, K. (2018). Routes and survival of anadromous brown trout *Salmo trutta* L. post-smolts during early marine migration through a Danish fjord system. *Eustarine, Coastal and Shelf Science* 209, 102-109
- Kristiansen, H. (1991). Havørred i Kolding Å vandsystem 1989-1991. DFH rapport nr. 427. Specialrapport, Odense Universitet.
- Kristiansen, H. & Rasmussen, G. (1993). Havørredens vandringsruter (Sea trout migration). IFF rapport nr. 23, 64pp. DFU. Silkeborg.
- L'Abée-lund JH, Jonsson B, Jensen AJ, Saettem LM, Hegg-berget TG, Johnsen BO, Naesje TF (1989) Latitudinal variation in life-history characteristics of sea-run migrants brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 58: 525–542
- Largiander, C.R., Estoup, A., Lecerf, F., Champigneulle, A. & Guyomard, R. (2001). Microsatellite analysis of poly- andry and spawning site competition in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Genetics Selection Evolution* 33 (Suppl 1): 205–222.
- Larsson, S., Serrano, I. & Eriksson, L.-O. (2012). Effects of muscle lipid concentration on wild and hatchery brown trout (*salmo trutta*) smolt migration. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science* 69, 1-12
- Mclean J.E., Bentzen P. & Quinn T.P. (2003) Differential reproductive success of sympatric, naturally spawning hatchery and wild steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) through the adult stage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 433–440.
- Mikkelsen, J. S. (2018). Plan for fiskepleje i Kolding Å. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for akvatiske ressourcer, sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi, nr. 61
- Mohr-Markmann (2002). Undersøgelser af havørredoprækket i Harteværkets Afløbskanal og Vester Nebel Å nedstrøms Ferup Sø. *Mohr-Markmann, Fiskebiologisk Rådgivning*
- Niemelä, E., Mäkinen, T., Moen, K., Hassinen, E., Erkinaro, J., Lämsman, M. & Julkunen, M. (2000). Age, sex ratio and timing of the catch of kelts and ascending Atlantic salmon in the subarctic River Teno. *Journal of Fish Biology* 56, 974-985.

- Nielsen, J., Andersen, H. T., Bygballe, T., Knudsen, B., Laursen, J. M., Nielsen, B., Pedersen, T., Semsen, K., Johnsen, B. & Ølgaard, T. (1985). Havørred i Gudenåen. Århus, Viborg og Vejle Amtskommune, Gudenå-komitéen – Rapport nr. 3. ISBN: 87-87931-99-0.
- Nielsen, J. & Koed, A. (2016). Fiskeribiologisk vurdering af effekterne på ørredbestandene og havørredfiskeriet ved en forventet vandløbsindsats og etablering af vårområder. DTU-Aqua-rapport nr. 310-2016
- Olla, B. L., Davis, M. W. & Ryer, C. H. (1998). Understanding how the hatchery environment represses or promotes the development of behavioural survival skills. *Bulletin of Marine Science* 62, 531-550
- Olsen, H.-M. (2009). Vester Nebel Å genopstår, *Miljø & Vandpleje nr. 34, Danmarks Sportsfiskerforbund, December 2009.*
- Paludan, C., Riis, N. & Aude, E. (2008). Indsats langs Kolding Å – Teknisk og biologisk forundersøgelse. Kolding Kommune, Teknisk Forvaltning og Skov- og Naturstyrelsen, Trekantsområdet. *COWI-rapport dokument nr. 66409-2.*
- Pedersen, S. (2006). Vilde og udsatte fisk i Karup Å. *Fisk og Hav* 61:10-19.
- Pedersen, S., Christiansen, R. & Glüsing, H. (2006). Comparison of Survival, Migration and Growth in Wild, Offsprings from Wild (F1) and Domesticated Sea-run Trout (*Salmo trutta* L.). SEA TROUT: BIOLOGY, CONSERVATION AND MANAGEMET. Proceedings of the First International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004. Edited by Graeme Harris and Nigel Milner. Blackwell Publishing, 377-388.
- Pedersen, L.-F., Koed, A. & Malte, H. (2008). Swimming performance of wild and F1-hatchery-reared atlantic salmon (*salmo salar*) and brown trout (*salmo trutta*) smolts. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 425-431.
- Pedersen, S., Rasmussen, G. & Ebert, K.M. (1995). Limfjordens ørredbestande, Udsætningsforsøg. IFF-rapport, Nr. 45 - 1995.
- Rasmussen, G. H. (2009). Ørred, *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758). *Atlas over Danske ferskvandsfisk, Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet*, s. 449-468.
- Rasmussen, G. & Geertz-Hansen (1997). Stocking of fish in Denmark i Cowx, I. G. stocking and introduction of fish. Hull International Fisheries Institute, University of Hull, UK
- Rasmussen, G. & Geertz-Hansen, P. (2001). Fisheries management in inland and coastal waters in Denmark from 1987-1999. *Fisheries Management and Ecology* 8, 311-322
- Rasmussen, G. H. & Pedersen, S. (2018). Sea trout (*Salmo trutta* L.) in Denmark. I *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, eds. J. Lobón-Cerviá & N Sanz, 1. udgave, side 483-522, John Wiley & Sons Ltd
- Ruzzante, D.E., Hansen, M.M., Meldrup, D. & Ebert, K.M. (2004) Stocking impact and migration pattern in an anadromous brown trout (*Salmo trutta*) complex: where have all the stocked spawning sea trout gone? *Molecular Ecology*, 13, 1433–1445.
- Saloniemi, I., Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I., Jutila, E. & Pasanen, P. (2004). Survival of reared and wild atlantic salmon smolts: size matters more in bad years. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 782-787
- Schwinn, M., Baktoft, H., Aarestrup, K. & Koed, A. (2017). A comparison of the survival and migration of wild and F1-hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) smolts traversing an artificial lake. *Fisheries Research* 196, 47-55
- Serrano, I., Larsson, S. & Eriksson, L.-O. (2009). Migration performance of wild and hatchery sea trout (*salmo trutta* L.) smolts-implications for compensatory hatchery programs. *Fiskerier Research* 99, 210-215
- Shumway, C. A. (1999). A neglected science: applying behaviour to aquatic conservation. *Environmental Biology of Fishes* 55, 183-201

Sivebæk, F. (2012). Udvikling i ørredbestande. Publiceret på fiskepleje.dk.
https://www.fiskepleje.dk/vandloeb/udsætning/oerred/udvikling_i_bestandene

Sivebæk, F. (2018). Flere ørreder i fremtiden. Publiceret på fiskepleje.dk.
https://www.fiskepleje.dk/Vandloeb/udsætning/oerred/udvikling_i_bestandene/fremtidige_oerredbestande

Storgård, K (2009). Undersøgelse af havørred-opgangen i Vester Nebel Å vinteren 2008-2009 efter etablering af det store omløbsstryg ved Ferup Sø. Kolding Kommune, Teknisk Forvaltning.

Strand, R., Finstad, B., Lamberg, A. & Heggberget, T. G. (2002). The effect of Carlin tags on survival and growth of anadromous arctic charr, *salvelinus alpinus*. *Environmental Biology of Fishes* 64: 275-280

Sundell, K., Dellefors, C. & Bjornsson, B. T. (1998). Wild and hatchery-reared trout, *salmo trutta*, differ in smolt related characteristics during parr-smolt transformation. *Aquaculture* 167, 53-65

Økland, F., Jonsson, B., Jensen, A. J. & Hansen, L. P. (1993). Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and atlantic salmon? *Journal of Fish Biology* (1993) 42, 541-550.

Bilag A – Længdefordeling af Carlin-mærkede smolt

Bilag A viser længdefordelingen for alle Carlin-mærkede smolt. Den nedre grænse for smolt til Carlin-mærkning blev fastsat til 15 cm. Smoltene til udsætning var dog generelt store og der forekom kun enkelte under 15 cm. Længdefordelingen afspejler derfor ikke blot længdefordelingen for de Carlin-mærkede smolt, men i høj grad også længdefordelingen for de resterende smolt af den årlige udsætning på 13.000 styk.

Længde (cm)	2002	2003	2004
15	2	9	49
15,5	8	118	114
16	23	302	201
16,5	46	402	263
17	144	581	377
17,5	264	498	428
18	439	434	470
18,5	433	275	315
19	491	206	273
19,5	352	91	220
20	285	54	150
20,5	199	16	72
21	149	8	41
21,5	67	0	14
22	49	0	7
22,5	22	0	2
23	17	0	2
23,5	2	0	0
24	1	0	0
24,5	2	0	0
25	0	0	0
Sum	2995	2994	2998

Bilag B – Længdefordelingen af Carlin-mærkede havørred

Bilag B viser længdefordeling for alle havørred, der blev fanget og Carlin-mærket ved efterårets elfiskeri.

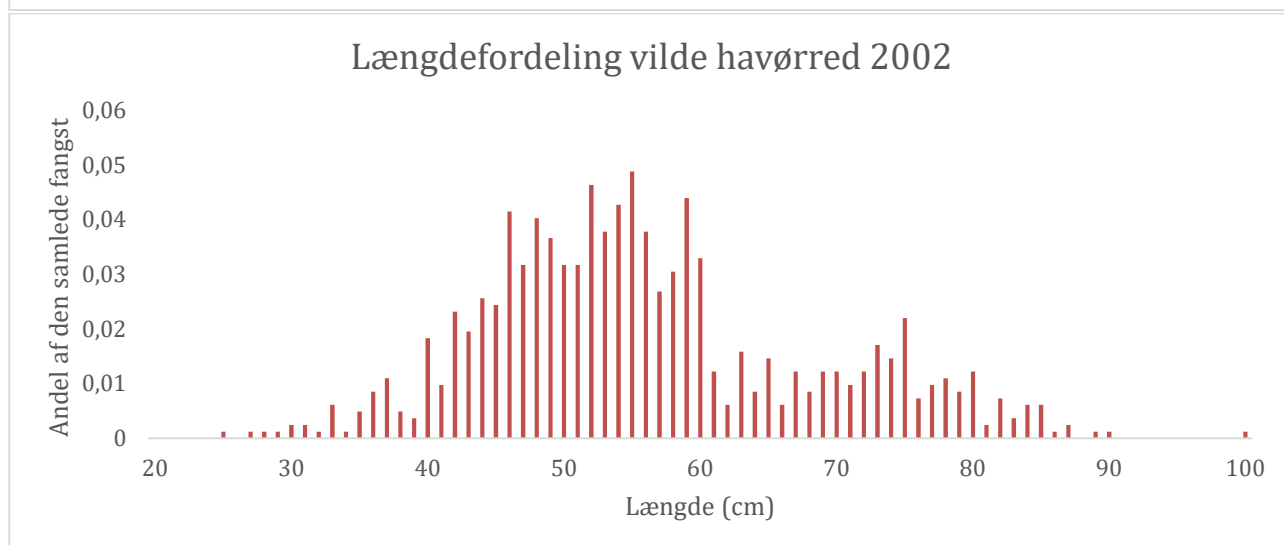
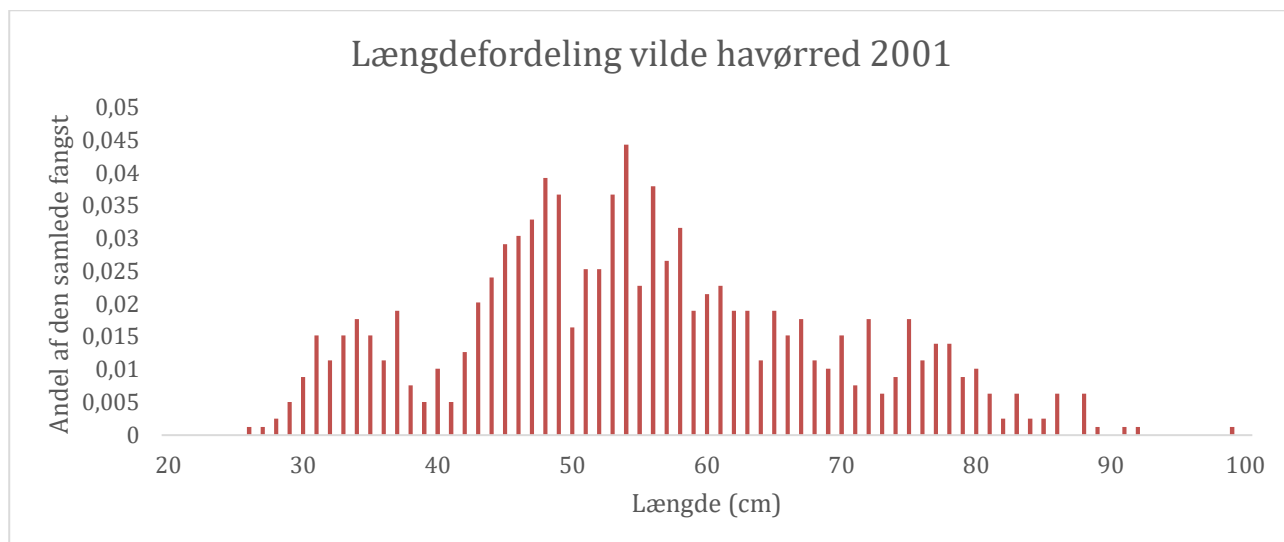
Længde (cm)	2001	2002	2003	2004	2005	sum
23			1			1
24			2			2
25		1			1	2
26	1		2	1		4
27	1	1	2	1	1	6
28	2	1	3		8	14
29	4	2	6		5	17
30	7	2	13	4	12	38
31	13	2	13	8	18	54
32	9	1	19	8	20	57
33	13	5	18	4	14	54
34	19	1	16	10	12	58
35	13	4	13	14	25	69
36	12	7	13	12	16	60
37	17	11	10	9	13	60
38	7	4	17	8	16	52
39	4	3	12	13	16	48
40	9	15	16	6	14	60
41	5	8	15	16	15	59
42	10	19	24	15	20	88
43	17	16	25	19	30	107
44	19	22	35	26	18	120
45	23	21	39	41	33	157
46	24	34	45	45	36	184
47	26	27	35	37	24	149
48	31	34	25	34	41	165
49	32	30	36	39	43	180
50	13	27	39	39	38	156
51	22	28	32	38	38	158
52	20	41	25	40	35	161
53	29	36	33	37	32	167
54	35	38	33	34	46	186
55	18	42	22	38	37	157
56	34	38	19	35	38	164
57	25	25	19	31	46	146
58	27	31	15	35	47	155

59	17	45	15	21	31	129
60	22	31	14	17	28	112
61	18	12	16	13	22	81
62	17	8	18	9	18	70
63	17	15	7	6	14	59
64	12	8	10	18	21	69
65	20	12	10	13	20	75
66	13	7	6	11	22	59
67	15	10	7	12	15	59
68	11	8	13	21	10	63
69	9	10	7	14	9	49
70	14	11	13	13	15	66
71	9	9	9	14	15	56
72	18	10	13	13	19	73
73	5	14	8	12	7	46
74	8	14	18	9	16	65
75	15	19	17	16	14	81
76	11	6	12	14	9	52
77	11	10	20	15	16	72
78	12	11	13	10	13	59
79	8	7	9	7	15	46
80	8	10	8	7	4	37
81	6	2	6	4	5	23
82	2	6	3	3	8	22
83	5	4	7	2	5	23
84	2	5	2	5	1	15
85	2	6	3	1	5	17
86	5	2	3	1	3	14
87		2			2	4
88	5				1	6
89	1	1				2
90		1			1	2
91	1			1	1	3
92	1					1
93				1		1
94						0
95				1		1
96						0
97			1			1
98						0
99	1					1

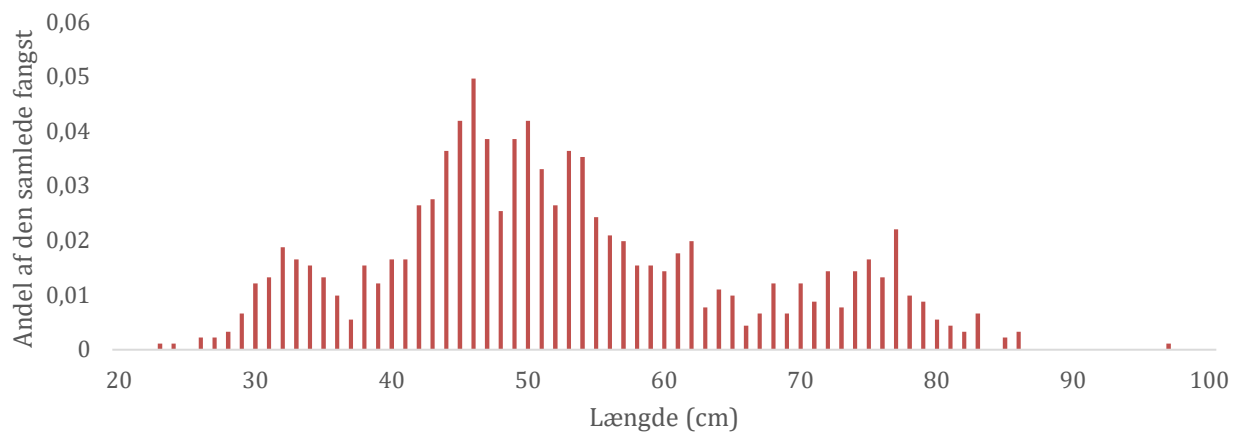
100		1				1
Ukendt længde	3	3				6
Sum	865	897	980	1001	1193	4936

Bilag C - Længdefordeling for havørredbestanden

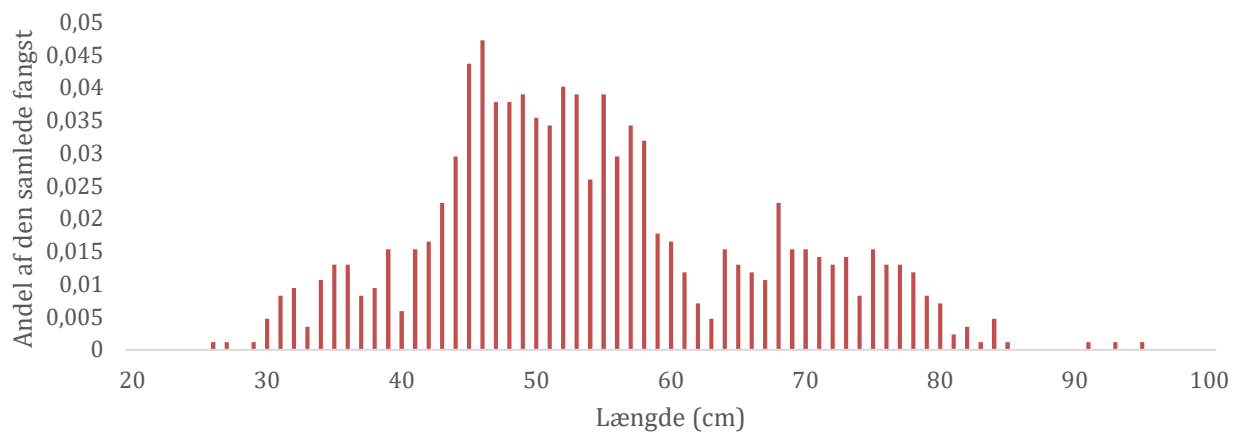
Længdefordeling for alle havørred fanget ved efterårets elfiskeri 2001-2005 fordelt på havørred fra naturlig gydning (vilde) og fra smoltudsætningerne (udsatte).



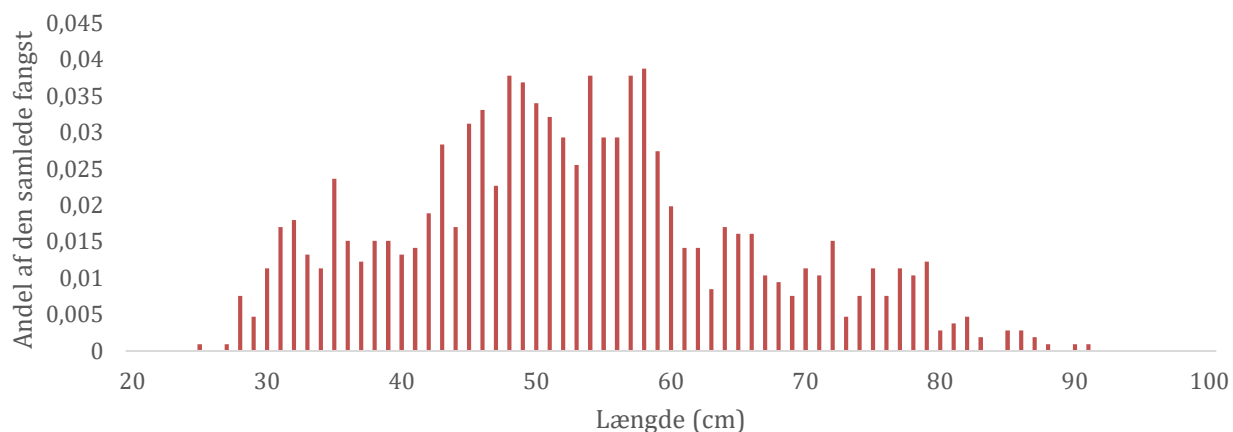
Længdefordeling vilde havørred 2003



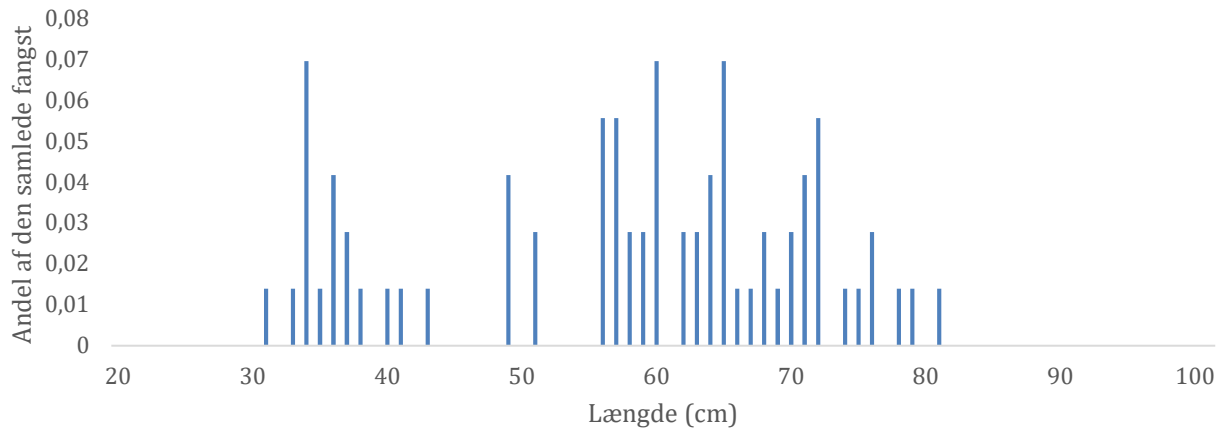
Længdefordeling vilde havørred 2004



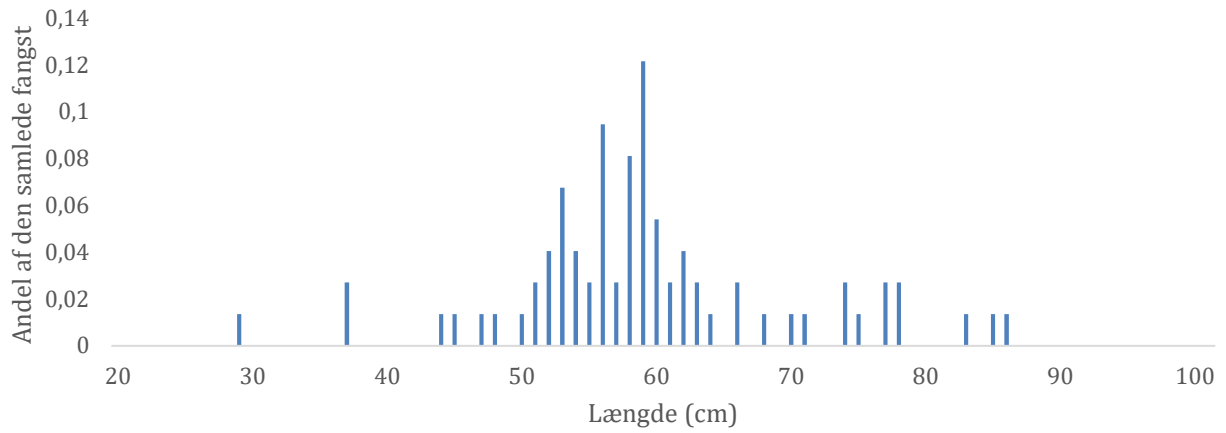
Længdefordeling vilde havørred 2005



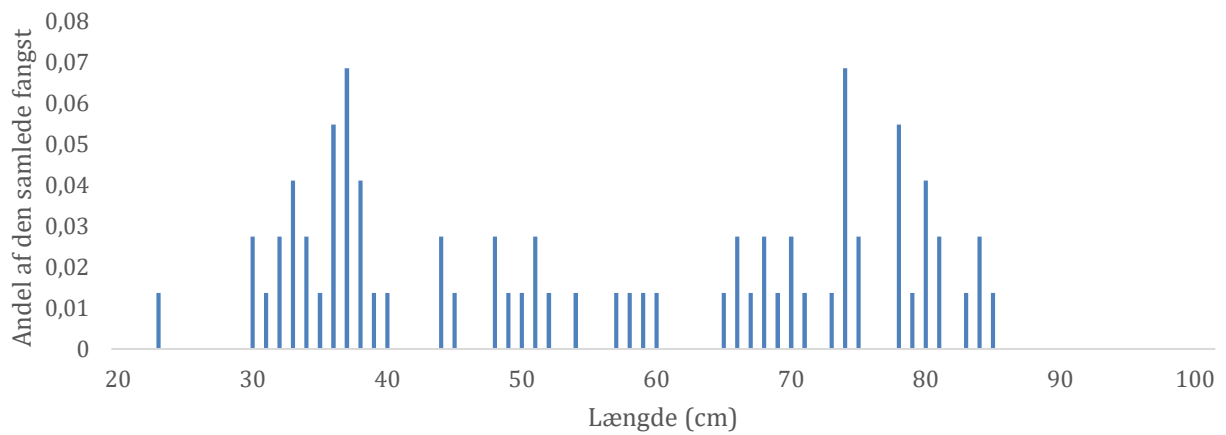
Længdefordeling udsatte havørred 2001



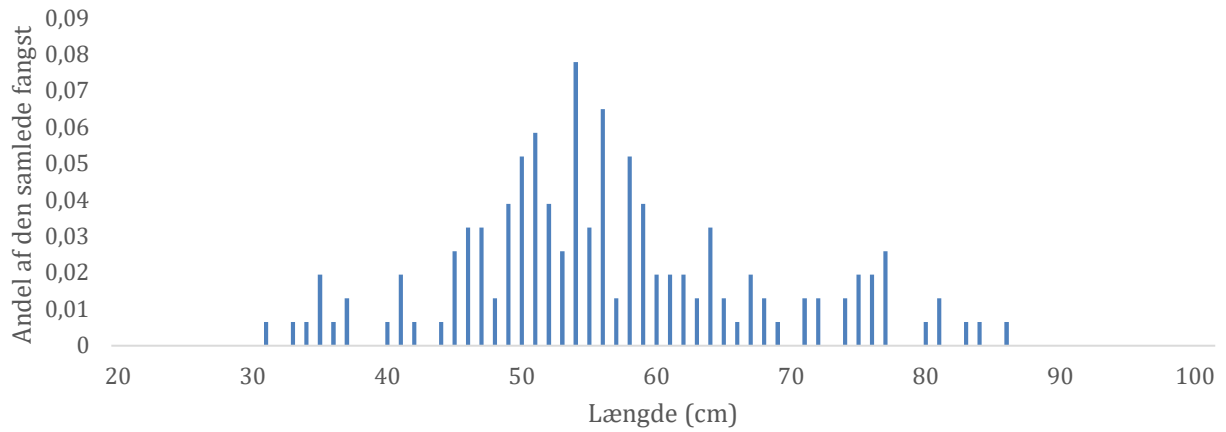
Længdefordeling udsatte havørred 2002



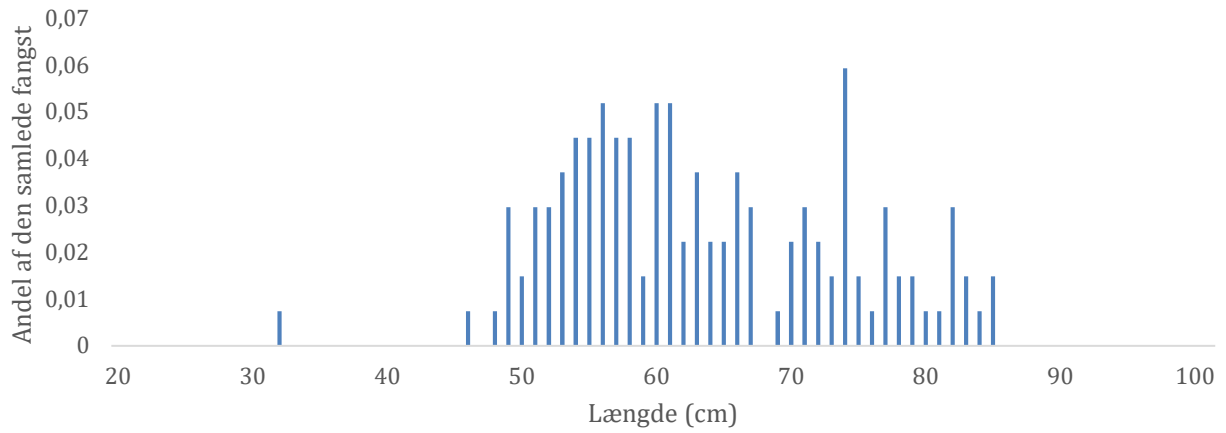
Længdefordeling udsatte havørred 2003



Længdefordeling udsatte havørred 2004



Længdefordeling udsatte havørred 2005



Bilag D – Flergangs-gydere

Bilag D viser hvor mange gydevandring der er registreret for henholdsvis vilde og udsatte ørred og hvor mange af disse, der senere blev registreret som flergangs-gydere. Tabel d.1 viser antal gydevandring for fisk Carlin-mærket som voksne havørreder ved efterårets elfiskeri. Tabel d.2 viser antal let af gydevandring for fiskene Carlin-mærket som smolt ved udsætning.

Tabel d.1: Antal registrerede gydevandring for 4.936 havørreder carlin-mærket under gydevandring. Den første gydevandring er registreret ved selve mærkningen under efterårets elfiskeri. Kolonnen "mærkeår" angiver mærkeåret/året for første registrerede gydevandring. Kolonnerne 2001-2005 angiver hvor mange havørred fra henholdsvis udsætning og naturlig reproduktion, der er registreret ved de enkelte års elfiskeri. Kolonnen "gydevandring nr." angiver hvor mange af fangsterne for de enkelte år, der er registreret på henholdsvis 1., 2., 3. og 4. gydevandring.

Mærkeår	Gydevandring nr.	2001			2002			2003			2004			2005			Total
		Vild	Udsat	Total	Vild	Udsat	Total	Vild	Udsat	Total	Vild	Udsat	Total	Vild	Udsat	Total	
2001	1	792	73	865												865	
	2				49	3	52	12	1	13						65	
	3							7	1	8	2		2	1		11	
	4										1		1	1		2	
2002	1				823	74	897									897	
	2							69	4	73	7		7			80	
	3										8	1	9	1		10	
2003	1							907	73	980						980	
	2										37		37	3		40	
	3												6		6		
2004	1										847	154	1001			1001	
	2													38	6	44	
2005	1													1058	135	1193	
Sum		792	73	865	872	77	949	995	79	1074	902	155	1057	1108	141	1249	5194

Tabel d.2: Antal registrerede gydevandring for ca. 9.000 smolt Carlin-mærket ved udsætning. Kolonnen "mærkeår" angiver udsætningsåret. Kolonnerne 2002-2005 angiver hvor mange af de Carlin-mærkede smolt, der er registreret ved de enkelte års elfiskeri. Kolonnen "gydevandring nr." angiver hvor mange af fangsterne for de enkelte år, der er registreret på henholdsvis 1., 2., 3. og 4. gydevandring – der er for de Carlin-mærkede smolt kun registreret førstegangs-gydere.

Udsætningsår	Gydevandring nr.	2002			2003			2004			2005			Total
		Vild	Udsat	Total	Vild	Udsat	Total	Vild	Udsat	Total	Vild	Udsat	Total	
2002	1		1	1		1	1		5	5				7
	2													0
	3													0
2003	1								2	2				2
	2													0
	3													0
2004	1											9	9	9
	2													0
	3													0
Sum			1	1		1	1		7	7		9	9	18

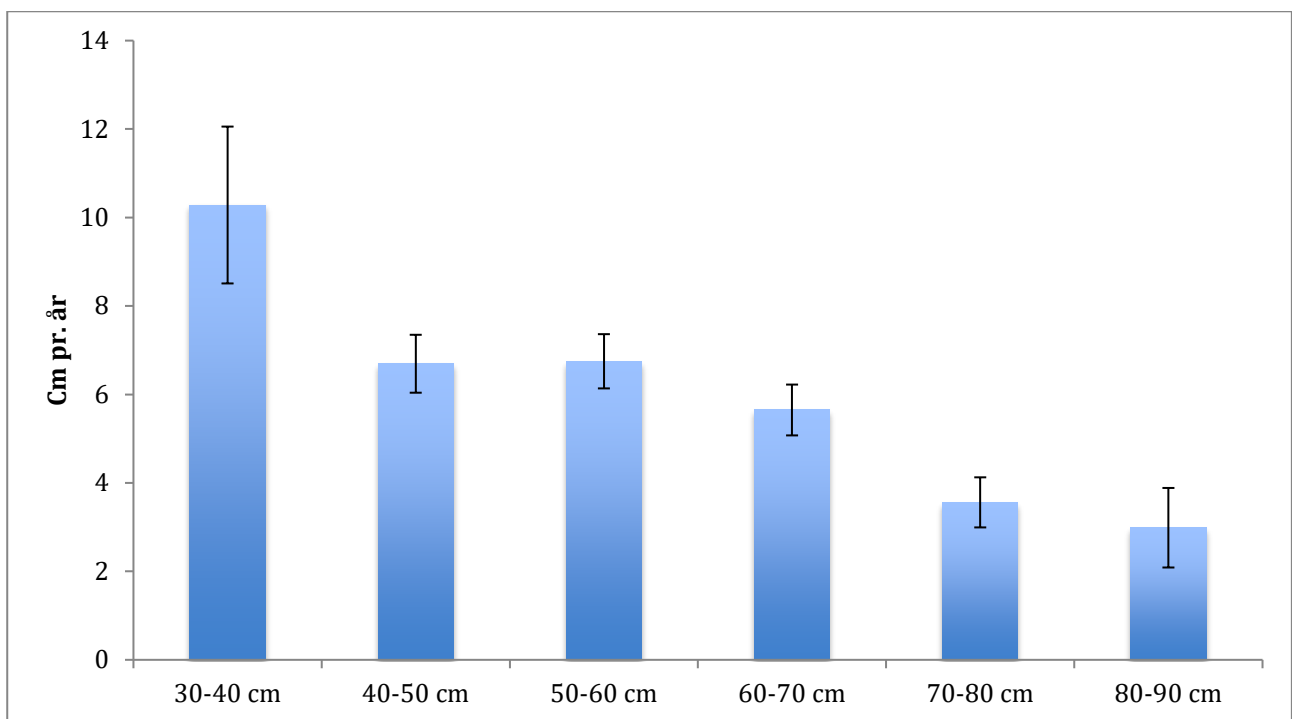
Bilag E – Vækstrate

De mange genfangster har gjort det muligt at beregne den årlige vækstrate for gydevandrende havørreder i Kolding Å.

Den specifikke vækstrate (G) er beregnet for alle flergangs-gydere, der er fanget to på hinanden følgende år. Den beregnede vækst beskriver således væksten mellem to gydninger for kønsmodne havørreder. Væksten er beregnet for perioden mellem to efterårsbefiskninger (295-428 dage) efter følgende formel:

$$G = \frac{\ln(L_{t+1}) - \ln(L_t)}{\Delta t}$$

hvor G angiver den daglige længdevækst, L_t er længden ved mærkning (eller genfangst hvis fisken efterfølgende er fanget igen), L_{t+1} længden ved genfangst det efterfølgende år og Δt antal dage mellem de to befiskninger. Væksten er efterfølgende omregnet til en årlig vækstrate (365 dage) og delt i længdegrupper af 10-centimeters intervaller. Længdegruppen er tildelt ud fra L_t .



Figur e.1: Længdevækst (95 % konfidensinterval) for flergangs-gydere mellem to på hinanden følgende gydninger. 30-40cm $n=11$, 40-50cm $n=53$, 50-60cm $n=72$, 60-70cm $n=59$, 70-80cm $n=34$, 80-90cm $n=8$.

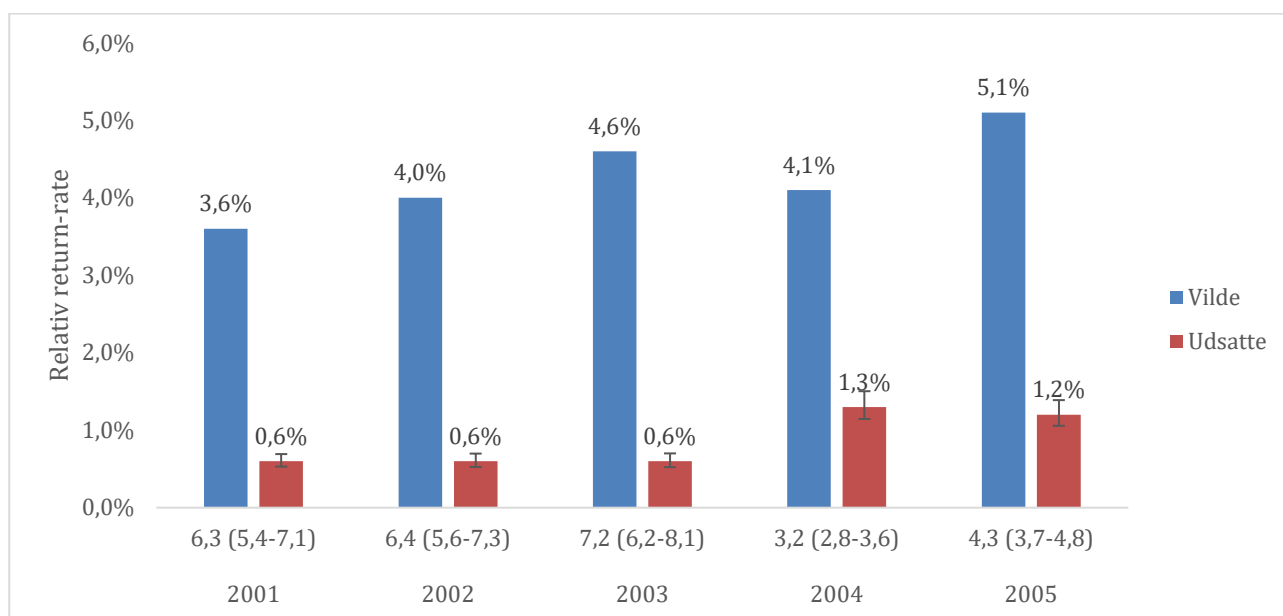
Figur e.1 viser, at længdetilvæksten for mindre individer mellem 30-40 cm er ca. 10 cm pr. år efter gydningen, hvorefter længdevæksten aftager for større fisk.

Bilag F – Relativ overlevelse

Bilag F sammenligner den relative return-rate for udsatte og vilde smolt under antagelse af, at den naturlige smoltproduktion har været 21.809 i undersøgelsesperioden.

Figur f.1 viser de samme beregningerne som i afsnit 5.2, blot baseret på en naturlig smoltproduktion på 21.809 individer. Dette antal er baseret på bestandsanalyser udført i Kolding Å-systemet i 2001 under udarbejdelse af Planer for fiskepleje, dengang kaldet udsætningsplaner (Jørgensen, 2002). Beregningen forudsætter at 10 % af ½-års ørrederne overlever til smolt-stadiet.

Under antagelse af denne lavere naturlige smoltproduktion varierer forholdet mellem den relative overlevelse for vilde og udsatte fra 3,2 i 2004 op til 7,2 i 2003. Baseret på fangsterne fra hele perioden er forholdet 5,0. Værdien af vilde smolt er således fem gange højere end udsatte smolt, målt i relativ overlevelse.



Figur f.1: Oversigt over den relative return-rate for henholdsvis naturligt producerede (vilde) og mundingsudsatte smolt (udsatte). 95 % konfidensintervaller er angivet på grafen for mundingsudsatte smolt. Forholdet mellem de to grupper (vilde/udsatte) er angivet under søjlerne med usikkerheder i parentes. Værdierne i grafen er baseret på en naturlig smoltproduktion på 21.809 årligt (se afsnit 3.6).

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Vejlshøjvej 39
8600 Silkeborg

www.aqua.dtu.dk