

Bækørred i danske vandløb - bestandsstørrelse, bestandsudvikling og betydende faktorer for tilbagegang af lystfiskerfangster

Henrik Ravn, Niels Jepsen, Jan Nielsen, Kim Aarestrup og Anders Koed

DTU Aqua-rapport nr. 377-2020



Bækørred i danske vandløb – bestandsstørrelse, bestandsudvikling og betydende faktorer for tilbagegang af lystfiskerfangster

Af Henrik Ravn, Niels Jepsen, Jan Nielsen, Kim Aarestrup og Anders Koed

DTU Aqua-rapport nr. 377-2020

Kolofon

Titel:	Bækørred i danske vandløb – bestandsstørrelse, bestandsudvikling og betydende faktorer for tilbagegang af lystfiskerfangster
Forfattere:	Henrik Ravn, Niels Jepsen, Jan Nielsen, Kim Aarestrup og Anders Koed
DTU Aqua-rapport nr.:	377-2020
År:	December 2020
Reference:	Ravn, H, Jepsen, N, Nielsen, J, Aarestrup, K. & Koed, A. (2020). Bækørred i danske vandløb – bestandsstørrelse, bestandsudvikling og betydende faktorer for tilbagegang af lystfiskerfangster. DTU Aqua-rapport nr. 377-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 53 pp. + bilag
Forsidefoto:	Bækørred fra Gudenå. Foto: Henrik Ravn
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer (DTU Aqua), Danmarks Tekniske Universitet, Vejløsvej 39, 8600 Silkeborg
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-301-9

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redegørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Indhold

1.	Resume.....	4
2.	English abstract.....	7
3.	Indledning.....	10
4.	Formål.....	13
5.	Lokalitetsbeskrivelse.....	14
5.1	Øvre Ryå (Nørreå).....	15
5.2	Binderup Mølleå.....	16
5.3	Råsted Lilleå.....	16
5.4	Linå.....	16
5.5	Fjederholt Å.....	16
5.6	Øvre Gudenå.....	17
5.7	Grindsted Å.....	18
5.8	Nørreå.....	19
6.	Metoder og tidspunkter for undersøgelserne.....	20
6.1	Identifikation af bækørreder.....	20
6.2	Elfiskeri.....	21
6.3	PIT-mærkning.....	22
6.4	Radio-telemetry.....	23
6.5	Databehandling.....	24
7.	Resultater.....	26
7.1	Overlevelse for bækørreder.....	26
7.2	Tæthed af bækørreder over 30 cm.....	27
7.3	Udviklingen i tæthed og længdefordelingen af bækørreder før og nu.....	29
8.	Diskussion.....	37
8.1	Hvorfor forsvinder bækørrederne.....	37
8.2	Hvor store bestande kan man forvente?.....	44
8.3	Hvordan sikrer man bestande af store bækørreder?.....	46
9.	Referencer.....	48
	Bilag A – Ørredens livscyklus.....	54
	Bilag B – Skæbne for 18 radiomærkede ørreder i Gudenå.....	56
	Bilag C – Ørredbestandens længdefordeling i Gudenåen ved Tørring.....	57
	Bilag D – Ørredbestandens længdefordeling i Gudenåen ved Vilholt.....	59
	Bilag E – Fangst af ørreder ≥ 30 cm ved udarbejdelse af "Planer for fiskepleje".....	64

1. Resume

Ørreden (*Salmo trutta*) er meget tilpasningsdygtig og findes både i vandløb, søer og langs kyster. Den gyder i selv de mindste bække og en del større åer, og den findes i tre former: bækørreden, som lever i vandløb hele livet, samt sø- og havørreder, der lever i gydevandløbet de første 1-3 år og derefter udvandreri til en sø eller havet for at vokse op. De store sø- og havørreder vender derefter tilbage for at gyde i opvækstvandløbet.

Der er som regel meget føde for ørreder i de danske vandløb, så der kan være store bestande, hvis der er fri fiskepassage og gode gyde- og opvækstmuligheder med mange skjul. Da der, bortset fra på Bornholm, ikke forekommer naturlige spærringer for fisk i form af vandfald og lignende i Danmark, må det derfor antages, at der oprindeligt har været ørreder i alle vandløb med gydemuligheder for ørred. Gennem flere århundreder har mennesker bygget dæmninger ved mange vandløb, som har spærret for ørredernes vandringer og alene af denne grund reduceret de naturlige ørredbestande.

De menneskeskabte spærringer, især ved dambrug, har tidligere forhindret havørredbestande i at genetablere sig i mange vandløb, der fra naturens hånd er egnede for ørred. Derfor var der generelt langt færre havørreder i åerne, og frem til 1980'erne var lystfiskeri efter bækørred meget populært. Mange steder blev der udsat "fangstklare ørreder" på 25-35 cm med den hensigt at forbedre lystfiskeriet, og der blev endda også udsat fisk op til 50 cm i nogle større vandløb. Sidenhen er disse udsætninger ophørt, og der er mange steder skabt fri passage, hvilket har resulteret i, at havørredbestande igen har etableret sig. Sideløbende har lystfiskere rapporteret om stor tilbagegang i fangsterne af bækørred. Denne tilbagegang falder ikke alene sammen med ophør af udsætninger og forbedring af passage, men også fremgang af fiskespisende rovdyr, der er øget i antal på landsplan, og samtidig i højere grad søger føde i vandløb af alle størrelser.

Fra 2011 kom der mange meldinger om faldende fangster af bækørred og i 2016 iværksatte DTU Aqua undersøgelser finansieret af fiskeplejen, der skulle søge svar på, hvad der er sket med bækørrederne. Dette blev til et projekt med formål, at 1) vurdere om det virkelig står så skidt til med bækørredbestandene, som lystfiskerne oplever, 2) at afgøre hvilke faktorer, der kan forklare en eventuel tilbagegang og 3) at beskrive hvordan bestandene eventuelt kan ophjælpes.

I forbindelse med projektet er der udført bestandsanalyser i otte mellemstore vandløb (vandløbsbredde på 2-10 meter) og et stort vandløb (vandløbsbredde på 20 meter) på tværs af Jylland, som alle tidligere har været kendt for et godt bækørredfiskeri. Alle de undersøgte strækninger har god vandkvalitet samt særdeles gode fysiske forhold med mange standpladser for større ørred, og vurderes at være blandt de vandløb i Danmark, hvor de største bækørredbestande kan findes. Bestandsanalyserne er i fem af vandløbene udført flere år i træk suppleret med PIT-mærkning og et enkelt sted radio-mærkning for at vurdere, hvor god overlevelsen er for større bækørred.

Resultaterne viser, at tætheden af bækørreder ≥ 30 cm i de undersøgte vandløb generelt ligger omkring 8 individer pr. km vandløb eller derunder, dog blev der i enkelte vandløb fundet tætheder på op til 15-25 bækørred ≥ 30 cm pr. km vandløb. Resultaterne viser ligeledes, at der er langt mellem bækørreder over 40 cm, med tætheder på mellem 0 og 3,2 pr. km vandløb.

Overlevelsen fra år til år er generelt meget lav for bækørred > 25 cm i de undersøgte vandløb (relativ overlevelse 0-31 %). En undersøgelse med radiotelemetri i Gudenåen ved Tørring viste, at den lave overlevelse hér skyldtes en høj prædationsrate fra fiskespisende rovdyr som odder (*Lutra lutra*) og/eller mink (*Neovison vison*) samt fiskehejre (*Ardea cinerea*) og/eller skarv (*Phalacrocorax Carbo sinensis*).

Der er ikke tidligere udført egentlige undersøgelser over udviklingen af danske bækørredbestande. I denne rapport analyseres resultater fra langvarige tidsserier på to strækninger af Øvre Gudenå syd for Mossø, som bekræfter, at der her er sket tilbagegang i bestanden af større bækørred siden slutningen af 1980'erne. Det er bemærkelsesværdigt, at det er sket i en periode, hvor der samtidig er sket en fremgang i antallet af naturlig produceret yngel.

Undersøgelserne giver ikke grundlag for nogen entydig forklaring på tilbagegangen for bækørrederne på tværs af de undersøgte vandløb, men særligt fire faktorer vurderes at være af betydning for antallet af bækørreder i danske vandløb:

1. Prædation
2. Lystfiskeri
3. Fjernelse af spærringer
4. Ophør af udsætninger af "fangstklare" ørreder

Meget tyder på, at lav tæthed af større bækørreder dels kan forklares af en øget dødelighed forårsaget af prædation fra skarv og til dels odder/mink. Lystfiskeri kan også være af betydning, men dødeligheden kan begrænses betragteligt ved skånsomt C&R (Catch & Release) fiskeri, hvor de fangne fisk genudsættes.

Indrapporteringer i DTU Aquas platform for lystfiskere, Fangstjournalen, viser, at det for de aktive brugere i gennemsnit blot tager fire timer at fange en bækørred over mindstemålet på 30 cm i danske vandløb. Dette bekræfter, at lystfiskeriet generelt kan være forholdsvis effektivt, trods små bestande af større bækørreder. I de senere år er flere lystfiskere stoppet med at hjemtage bækørred, og en del foreninger har indført krav om genudsætning af alle fangne bækørreder. Data fra Fangstjournalen bekræfter, at langt størstedelen af de indrapporterede bækørreder genudsættes.

Når spærringer i et ørredvandløb fjernes, bliver der bedre betingelser (passagemulighed) for havørred. Det er derfor forventeligt, at en større del af ørrederne vælger at vandre ud i saltvand og leve som havørred. Ofte vil det ligeledes resultere i en større produktion af ørredyngel, og dermed sikres der en bedre rekruttering af nye individer.

Udsætninger af "fangstklare" ørreder kan selvsagt øge antallet af større ørreder, men undersøgelser viser, at de generelt klarer sig meget dårligt i naturen og forsvinder efter kort tid. Disse udsætninger har derfor ikke bidraget betydeligt til bedre bækørredbestande, men det er sandsynligt, at de i en kort periode efter udsætning har givet lystfiskere gode fangster og derved måske også oplevelsen af, at bestanden havde det godt.

Vi har ikke gode tal for hvor store bækørredbestande, der tidligere har været i danske vandløb, men resultater fra Gudenåen viser, at der før skarv og odder indfandt sig ved vandløbet, i perioden 1987-1991 var en gennemsnitlig tæthed på ca. 28 bækørred \geq 30 cm pr. km i det mellemstore vandløb med en gennemsnitsbredde på 6 meter. Tætheder af denne størrelse forudsætter, at der er god rekruttering af nye individer, meget føde og en god overlevelse hos fiskene. Den gode overlevelse forudsætter, at dødelighed ved prædation og lystfiskeri er begrænset eller helt fraværende.

Gode habitatforhold med optimale gyde- og opvækstbetingelser, der kan sikre rekruttering af nye individer, er grundlaget for overhovedet at have en bækkørredbestand. Der skal ligeledes være gode skjul og standpladser for ældre ørred, dvs. dybe partier og gode skjul. Habitatforbedring, hvor kompleksiteten øges, kan formentlig bidrage til en øget overlevelse, men det vil være afgørende at antallet af rovdyr reduceres.

Så længe antallet af fiskespisende rovdyr er på det nuværende niveau, må vi forvente at bækkørredbestande holdes på et betydeligt lavere niveau end potentialet. Det samme gælder for bestandene af især stalling, men også havørred, laks, snæbel og andre fisk, der ligeledes opholder sig i vandløb en del af livsforløbet, enten som yngel/ungfisk eller i forbindelse med gydningen.

2. English abstract

Brown trout (*salmo trutta*) is a very adaptive species found in both streams, lakes and along the coast. Depending on life strategy the fish is called stream resident (live in a stream permanently) or migratory lake/sea-run brown trout (migrate downstream to a lake or the coast for feeding). No matter which life strategy all meets up in streams for spawning. Danish brown trout spawns in even the smallest creeks but also in larger streams. The migratory trout lives their first 1-2 years in the stream before they migrate downstream.

Danish streams are generally nutrient rich and hence able to hold relatively dense populations of brown trout if there is connectivity and suitable spawning- and nursery habitats. Since Danish streams is lowland streams without natural barriers for trout, it is expected that trout initially have been present in all streams with suitable spawning habitats. However, through several hundred years humans have built dams in numerous streams that have blocked migration routes of trout and for that reason alone the natural brown trout populations have been reduced.

These human built barriers have previously hindered sea-run brown trout in reestablishing populations in numerous streams, which initially was suitable for sea-run brown trout. Thus, angling for resident brown trout was very popular until the 1970's, and many streams were stocked with larger trout of 25-35 cm with the intention of improving the angling. Since then stocking has ceased and barriers have been removed in many streams which has resulted in sea-run brown trout populations has reestablished in many streams. At the same time anglers have reported of strong declining populations of resident brown trout. In addition to cease of the stocking and establishment of connectivity this decline coincides with an increased number of fish predators both on a nationwide scale and on a local scale along Danish streams of all sizes.

In 2011, anglers started reporting of declining catches of resident brown trout and in 2016 DTU Aqua initiated surveys, funded by the Danish angler license fund (Fiskeplejen), to find answers about what actually had happened with the resident brown trout. The aim with the project was to 1) evaluate whether the status of the brown trout populations really is as bad as the anglers experience, 2) decide which factors can explain a potential decline and 3) describe how these populations eventually can be improved.

During the project we conducted stock analysis in eight medium sized streams (width 2-10 meters) and one larger stream (width 20 meters) across Jutland, all of which are formerly known for a good angling of resident brown trout. All studied stretch is among the ones in Denmark where we will expect the highest densities of larger resident brown trout due to their good water quality and very good physical conditions. In addition to Stock analysis, PIT-tagging in five and radio-tagging in one of the studied streams was applied to study survival for larger resident brown trout.

The results show that the density of resident brown trout ≥ 30 cm in general is around 8 individuals pr. Km stream or below. However, in a few streams densities of 15-25 individuals ≥ 30 cm pr. Km were found. Individual ≥ 40 cm were very sparsely distributed at densities between 0-3.2 individuals pr. Km.

Year-to-year survival was very low for fish >25 cm (relative survival 0-31%). A radio-telemetry study in River Gudenåen showed that the low survival was due to high predation from predators

like otter (*Lutra lutra*) or mink (*Neovison vison*) and great cormorant (*Phalacrocorax Carbo sinensis*).

Actual surveys of population development have not been conducted on resident brown trout in Denmark before. In this report we analyze and present result from a long term time series from to stretch in Upper River Gudenå. These results confirm that there has actually been a decline in population density of resident brown trout ≥ 30 cm since the late 1980's in Upper River Gudenå. This is remarkable as there in the same period have been a huge increase in density of natural produced fry.

The survey does not give any specific explanation of the decline in the studied streams, but especially four factors is assessed to be of high importance of number of resident brown trout ≥ 30 cm in Danish streams:

1. Predation
2. Angling
3. Removal of barriers
4. Cease of stocking

It seems that the high mortality and lack of larger fish especially can be explained with an increased predation from cormorant and partly otter. Angling can also be importance unless mortality is limited through gentle C&R (Catch & Release) practice.

In recent years most anglers have performed 100 % C&R and a number of angling clubs have implemented obligate C&R. Reportings in DTU Aquas platform for anglers, Fangstjournalen, shows that it takes only four hours in average to catch a resident brown trout above the minimum size of 30 cm in Danish streams. This confirms that angling in general is effective despite small populations and thus have an impact on population size.

Removal of barriers in trout streams results in better conditions for sea-run brown trout. Hence, a natural effect is that a higher fraction of the juvenile trout will migrate downstream to saltwater. However, removal of barrier will often result in a higher production of fry as well, and hence ensure a better recruitment of new individuals.

Stocking of larger trout (25-35 cm) can obviously increase the number trout, but studies show that these stocked trout generally tend to disappear after a short period in nature. Hence, these stockings have most likely not contributed to better populations. However, it is possible that they for a short period have given anglers the experience that the population was doing well.

We do not have much information about former population densities of resident brown trout in natural Danish streams. However, results from River Gudenåen before cormorant and otters occurred along this stream, showed a mean density of ca. 28 resident brown trout ≥ 30 cm pr. km in this medium sized stream (mean width of 6 meters). Densities like these require a high recruitment of new individuals, high food density and high survival. High survival is depending on no or at least limited predation and low mortality from angling.

Good habitat conditions as well as optimal spawning and nursery areas that can ensure recruitment is a prerequisite to have a stock at all. Additional, good habitat condition for larger trout, i.e. deeper areas with undercut banks, vegetation and cover were trout can seek cover. Improvement of habitats by increasing complexity can probably contribute to increased survival,

however, it is essential that the number of predators is reduced. As long the number of predators is at the current level, we will expect the populations to stay at the much lower level than the potential. The same applies for especially grayling, but also sea-run brown trout, salmon and other fish that stay in streams for a part of their lifecycle either as fry/juvenile or during spawning.

3. Indledning

Ørreden (*Salmo trutta*) er langt den almindeligste fisk i danske vandløb, og i mange mindre vandløb finder man næsten udelukkende ørred. Ørredens succes skyldes ikke mindst dens store tilpasningsevne. Selvom ørreden stiller høje krav til miljøet/habitatet, der hvor den gyder, kan man finde ørreder i de mindste bække, store dybe åer, søer, fjorde, kyster og endda på det åbne hav. Ørredens livscyklus er egentlig ret simpel (Bilag A), men alligevel bliver man hele tiden klogere på, hvor mange livshistorie-variationer der faktisk forekommer inden for ørredens biologi (Del Villar-Guerra et al., 2012; Ferguson et al., 2019).

Det er således langt fra let at definere, hvad en bækørred egentlig er. Nogen mener blot, at en ørred med røde prikker i et vandløb er en bækørred. Da både ørreder, der har været i havet eller i en sø, kan have røde pletter, når de går op for at gyde, er denne definition ikke fyldestgørende. I praksis kan det altså ikke lade sig gøre at skelne med 100 % sikkerhed uden at lave analyser af skæl eller knoglestrukturer.

Ørreder vælger, når de når en hvis størrelse, om de vil vandre nedstrøms som smolt (Ferguson et al., 2019). Undersøgelser viser, at smolt generelt er under 25 cm når de vandrer (f.eks. Källo et al., 2020). Hvis man fanger en ørred over 25-30 cm i et vandløb, og den har lettere afrundede finner samt tydeligt røde pletter med hvid ring om, er der således stor sandsynlighed for, at det er en bækørred.

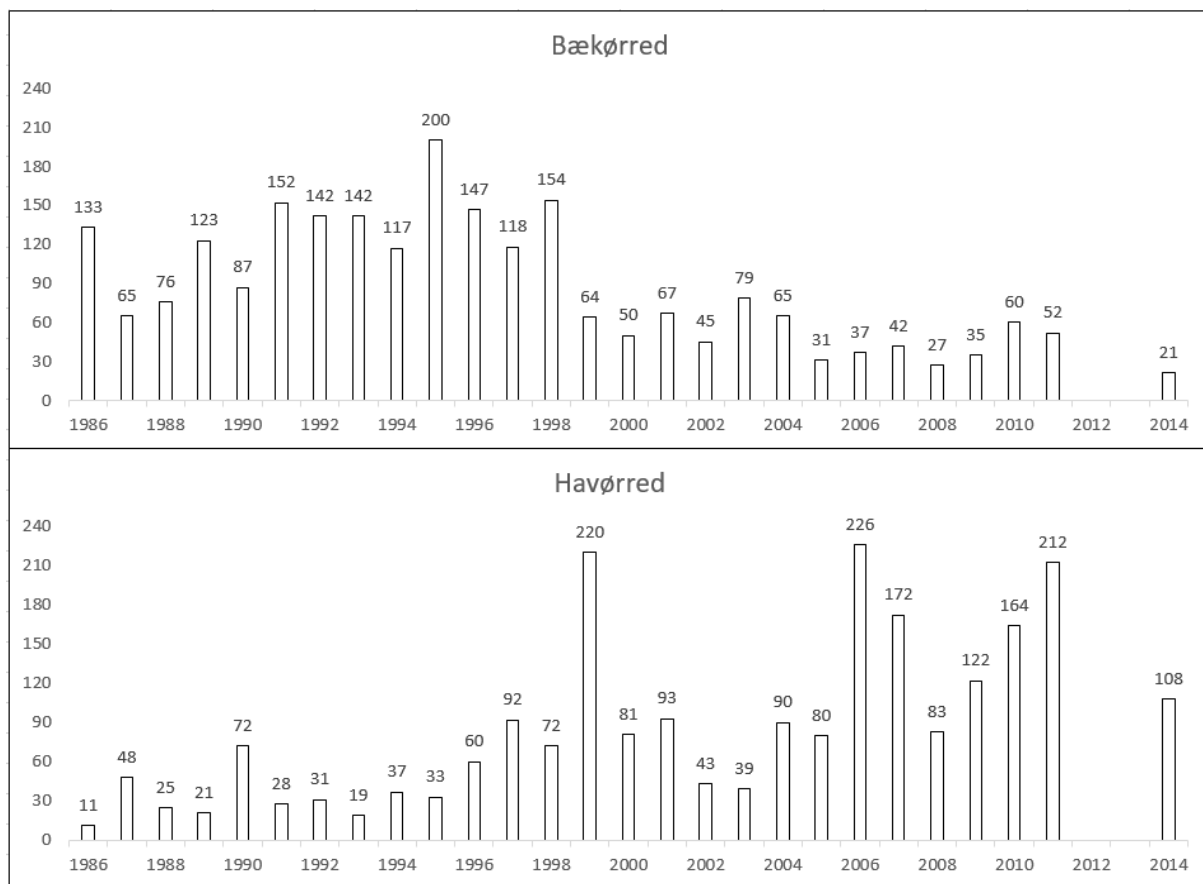
For år tilbage, da der var mange flere opstemninger og færre havørreder i vores vandløb, blev der ofte udsat "store ørreder". Ideen var, at disse enten kunne fanges med det samme eller leve og vokse i vandløbet, indtil de nåede over mindstemålet, der dengang var på 25 cm. Undersøgelser i 90'erne viste dog, at disse udsætninger ikke bidrog i særlig grad til bestandene og for det meste endte som odder- eller fiskehejreføde (Pedersen & Geertz-Hansen 2001; Pedersen, et al. 2003; Aarestrup et al. 2005) inden for relativ kort tid, og da udsætningerne samtidigt var dyre, blev de udfaset. Dengang, "i de gode gamle dage", var det meget almindeligt at fiske bækørreder i de lokale åer, og der blev hjemtaget mange af de fangede fisk. Der findes ingen grundige undersøgelser, der viser hvor mange bækørreder, der kan/bør være i en "normal" bestand - eller hvor mange af bækørrederne fra "de gode gamle dage", der faktisk var udsatte. Der var dog et godt bækørredfiskeri i mange mindre vandløb, hvor der ikke blev udsat fisk.

I en artikel fra 2008 i Sportsfiskeren (Aarestrup & Sivebæk, 2008 "Red bækørreden") beskrives de mest sandsynlige årsager til tilbagegang for bækørredbestandene således:

- *Udsætningen af fangstklare bækørreder er ophørt.*
- *Der er i stort omfang skabt bedre eller fri passage ved opstemninger.*
- *Lav produktion og relativ lang generationstid for bækørred medfører, at de er sårbare over for opfiskning.*
- *Både bestanden af odder og skarv er gået frem, og det kan ikke afvises, at dette har en stor betydning i nogle vandløb."*

Siden artiklen blev bragt i 2008, lader det til at forekomsten af bækørreder er gået endnu længere ned. Især efter 2010 har der været mange indikationer på, at bækørrederne har haft det meget svært (Jepsen, 2015), og lystfiskere har siden rapporteret om færre fangster.

Tuse Å's Ørredsammenslutning på Sjælland har siden 1986 opgjort antallet af indrapporterede fangster af både bækørred og havørred (Figur 3.1). Fangstopgørelsen viser, hvordan der i Tuse Å er sket en tilbagegang i antallet af indrapporterede bækørreder sideløbende med, at der er sket en fremgang i antallet af indrapporterede havørreder (Henriksen, 2014).



Figur 3.1: Fangstindrapporteringer fra Tuse Å's Ørredsammenslutning. Øverst ses antallet af indrapporterede bækørred (kun målte over 25 cm), og nederst antallet af indrapporterede havørred (Henriksen, 2014). Fangstindrapporteringerne viser ikke den reelle bestandsudvikling, da fiskerindsatsen er ukendt, men er et udtryk for hvor mange der fanges ved lystfiskeri.

Tilbagegangen i fangsterne af bækørred landet over resulterede i at mange lystfiskere holdt op med at hjemtage de få bækørreder de fangede, samt at flere og flere foreninger indførte obligatorisk C&R. Indrapporteringer i DTU Aquas platform for lystfiskere, Fangstjournalen, viser at de aktive brugere genudsætter langt størstedelen af alle indrapporterede fangster (Tabel 3.1). Data fra Fangstjournalen viser ligeledes, at det i gennemsnit blot tager fire timer for de aktive brugere at fange en bækørred over mindstemålet på 30 cm. Undersøgelser fra Nørreå viser, at det her tog 8 timer at fange en bækørred over mindstemålet, og at en enkelt lystfisker kunne fange 18 % af bestanden af bækørreder over mindstemålet på 8 timer (Pedersen et al., 2018). I Gudenåen ved Tørring fangede en enkelt lystfisker over en strækning på 940 meter 4 % af alle ørreder over ca. 13 cm (dvs. ældre end yngel) på blot to timer (Jan Nielsen pers. komm.). Dette bekræfter, at lystfiskeri generelt er effektivt når det gælder bækørred.

Tabel 3.1: Lystfiskerfangster af bækørred indrapporteret i DTU Aquas platform for lystfiskere, Fangstjournalen, i perioden fra 2016-2019. Antallet af indrapporterede fangster kan ikke bruges som et udtryk for hvor store bestandene reelt er, men er bl.a. et udtryk for fangsteffektiviteten ved fiskeri efter bækørred.

	Jylland	Fyn	Sjælland	Samlet
Samlet fangst af bækørred \geq 30 cm	735	15	3	753
Samlet antal fisketure, hvor der er fisket målrettet efter eller fanget bækørred som bifangst	1005	70	6	1081
Samlet fisketid (timer)	2946	163	35	3144
Fangstrate (fangst af bækørred \geq 30 cm per time)	0,25	0,09	0,09	0,24
Andel genudsat	94 %	73 %	100 %	93,5 %

Ørreden kræver et godt vandløbsmiljø for at kunne gyde og opretholde selvreproducerende bestande. Men selv om miljøforholdene i vandløbene er forbedret i de senere år, bliver der nu hjemtaget meget færre bækørreder end før. Hvad er der sket? DTU Aqua iværksatte i 2016 et Fiskeplejeprojekt for at søge svar på spørgsmålet om, hvad der er sket med bækørrederne, herunder om det virkelig står så skidt til med bækørredbestandene, hvad der kan være årsagen til tilbagegangen og ikke mindst give forslag til hvordan bestandene kan hjælpes op. Denne rapport bygger hovedsagligt på resultater fra dette "Bækørredprojekt". Derudover inddrages også en række resultater fra andre undersøgelser og den generelle monitoring, idet vi har forsøgt at favne vidt for at finde dokumentation for – og forklaringer på, hvorfor bækørredfiskeriet er gået tilbage.

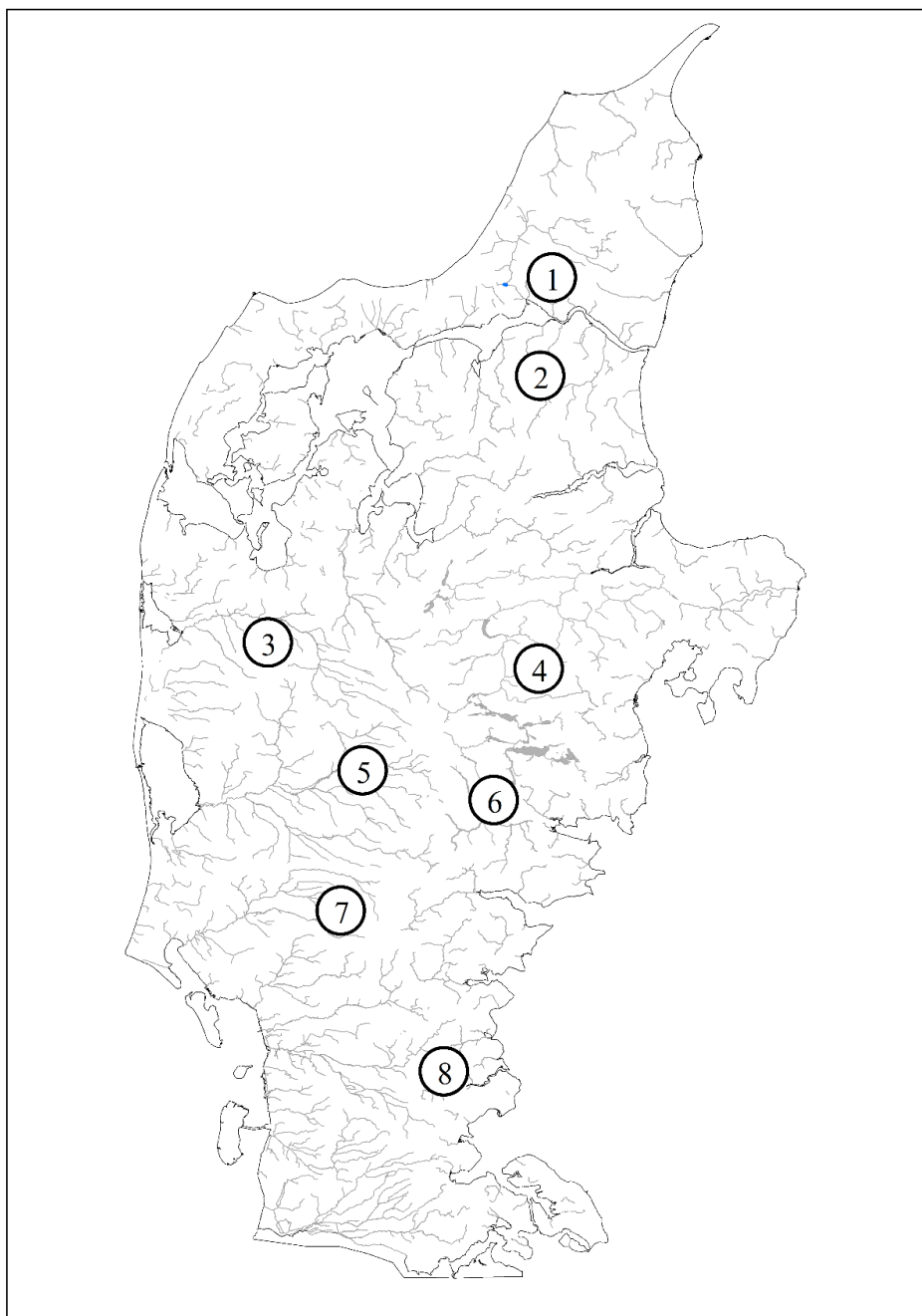
4. Formål

Formålet med denne rapport er at samle og formidle den grundlæggende viden omkring de danske bækørredbestande. Herunder, hvor store bestande man kan forvente af større bækørreder (≥ 30 cm) i danske vandløb, og hvor god år-til-år-overlevelsen er.

Desuden er formålet at kortlægge årsager, der kan forklare en eventuel nedgang eller fremgang i bækørredbestandene, så denne viden kan bruges til forvaltning af bestandene.

5. Lokalitetsbeskrivelse

Denne rapport omfatter bl.a. resultater fra fiskeundersøgelser i otte vandløb, der er, eller har været kendt for godt bækkørredfiskeri (Figur 5.1). De undersøgte vandløb er fortrinsvis mellemstore vandløb med en bredde på 2-10 meter fordelt på tværs af Jylland, men en strækning af Gudenåen, hvor åen er op til 22 m bred, er også inddraget (Tabel 5.1).



Figur 5.1: Kort over Jylland markeret med lokalitet for de undersøgte vandløb. 1: Øvre Ryå (Nørreå), 2: Binderup Mølleå, 3: Råsted Lilleå, 4: Linå, 5: Fjederholt Å, 6: Øvre Gudenå, 7: Grindsted Å, 8: Nørre Å.

Fælles for alle undersøgte strækninger er, at der er gode fysiske forhold med mange skjul og standpladser for større ørreder. Ligeledes er der på flere af de undersøgte strækninger områder med gydegrus, hvor der er påvist en god naturlig reproduktion af ørred (Tabel 5.1). På nogle af de undersøgte strækninger er der dog en lavere reproduktion. Dette gælder Øvre Ryå, Fjederholt Å, Gudenåen ved Tørring og Grindsted Å, men fælles for disse strækninger er, at der er produktion af yngel i nærområdet for den undersøgte strækning og dermed rekruttering til bestanden.

De undersøgte vandløbsstrækninger er beskrevet i detaljer i Tabel 5.1 og de efterfølgende afsnit.

Tabel 5.1: Information om de undersøgte vandløbsstrækninger. Naturlig yngelproduktion angiver om der er produktion af yngel fra gydning på den undersøgte strækning (baseret på bestandsanalyser fra DTU Aquas "Planer for Fiskepleje"). Bestandene af naturlig yngel er inddelt efter ørredindekset i kategorierne: Ringe = 1-99 yngel pr. 100 meter, Moderat = 100-149 yngel pr. 100 meter, God = 150-250 yngel pr. 100 meter, Høj = >250 yngel pr. 100 meter.

Vandløb	Bredde (m)	Naturlig yngelproduktion	Opgang af havørred	Udsætning af fangstklare ørred	Lystfiskeri
1. Øvre Ryå (Nørreå)	3-5	Ringe	Ja	Ja ¹	Ja
2. Binderup Mølleå	3-6	Høj	Ja	Nej	Ja
3. Råsted Lilleå	3-8	Høj	Ja	Nej	Ja
4. Linå	2-5	Dårlig-Høj ²	Nej ³	Nej	Ingen salg af fiskekort
5. Fjederholt	3-6	Ringe	Ja	Nej	Ja
6. Gudenåen ved Tørring	3-8	Ringe	Nej	Nej	Ja, men begrænset ⁴
6. Gudenåen ved Vilholt	18-22	Høj	Nej, men søørred	Nej	Ja, men skånsomt fiskeri ⁵
7. Grindsted Å	6-9	Dårlig	Ja	Nej	Ja (mindstemål 40 cm)
8. Nørreå ⁶	6-9	Høj	Begrænset ⁷	Nej	Ja

1: På den undersøgte strækning udsættes der hvert år ca. 70-100 ørred på 25 cm ved Tolstrup Bro (pers. komm. Jens Selmer Andersen, Brønderslev Lystfiskerforening).

2: Undersøgelsesstrækningen har delstrækninger med høj yngelproduktion og delstrækninger med ingen reproduktion

3: Det er usandsynligt, at der trækker havørred op i Linå, da meget få havørreder passerer fisketrappen ved Tangeværket (Nielsen, 1985; Dieperink, 1992; Koed et al., 1996) og der er ikke blevet registreret en eneste under el-befiskningerne.

4: Lystfiskere har haft adgang til en kort delstrækning på nogle få hundrede meter, men fra og med 2015 har der ikke været solgt fiskekort.

5: Der dyrkes et begrænset og meget skånsomt fiskeri (normen er genudsætning (C&R)) på strækningen, hvor en lille forening har fiskeretten. Foreningen har i undersøgelsesperioden haft mellem 10 og 20 medlemmer.

6: Data fra tidligere undersøgelse (Pedersen et al., 2018).

7: Ved undersøgelsen var der ringe passageforhold ved Gram Elværk, hvorfor der var en begrænset opgang af havørred.

5.1 Øvre Ryå (Nørreå)

Ryå udmunder på nordsiden af Limfjorden. Der er undersøgt en 2,68 km lang strækning i tilløbet Nørre Å, i den øvre del af Ryå-systemet. Vandløbsbredden varierer mellem 3 og 5 meter på undersøgelsesstrækningen, som løber fra Tolstrup Bro nedstrøms til Saltumvej. Strækningen bærer tydeligt præg af at være udrettet, men nu er der generelt gode fysiske forhold for især ældre ørred med varierende vanddybde, grusbund og mange skjul under grødeøer.

5.2 Binderup Mølleå

Binderup Mølleå udmunder på sydsiden af Limfjorden lidt nord for Nibe og løber over ca. 26 km fra udspringet nær Hjedsbæk ved Suldrup. Der er undersøgt en 3,95 km lang strækning fra Jordemodervej og ned til Klæstrup Mølle, hvor vandløbsbredden er 3-6 meter. Strækningen har et fint og naturligt slynget forløb med varierende vanddybde og god fysisk variation. Åen har mange gode standpladser for større ørred og er generelt lysåben, men en kortere delstrækning er dækket af skov.

5.3 Råsted Lilleå

Råsted Lilleå har sit udspring øst for Ørnhøj og løber over ca. 35 km, inden den udmunder i Storå. Der er undersøgt en 5,7 km lang strækning fra Blæsbjerg nedstrøms til A16, hvor vandløbsbredden varierer mellem 3 og 8 meter. Åen har et varieret og naturligt forløb med et godt fald og mange gode skjul i vandløbsvegetationen. Strækningen er præget af sandvandring, men udlægning af store mængder gydegrus siden 2007 har sikret egnede gydeforhold på strækningen.

5.4 Linå

Linå løber ud i Gudenåen nær Resenbro og har sit udspring sydøst for Mollerup ved Bjarup Mose. På strækket nedstrøms mod Mollerup er åen reguleret med ensformig sandbund, og åen ligger dybt i terrænet. Det videre forløb nedstrøms mod udløbet i Gudenåen er fint og naturligt med varierende dybde og vekslende bund, heriblandt flere gode strækninger med gydegrus. Der er gode skjul for større ørred og flere steder danner væltede træer og træer langs bredden gode skjul. Åen har tidligere været præget af spærringer i form af opstemninger ved dambrug og engvandingsanlæg. Den sidste større spærring lige opstrøms Resenbro blev fjernet i 2003 få uger før den første fiskeundersøgelse. Åen har siden haft fri passage for ørred, men er flere steder fortsat præget af opstuvning fra rester af engvandingsanlæg og ved en tidligere mølle.

Linå strækker sig fra udspring til udløb over 10,5 km. Undersøgelserne er foregået på den 7,5 km lange strækning fra Mollerup og nedstrøms til Resenbro, og dækker formentlig hele åens primære ørredhabitat, da der på den øverste del er ringere fysiske forhold. Linå er 2-5 m bred på den undersøgte strækning, og åen udmunder i Gudenåen ved Resenbro. Da den ligger opstrøms opstemningen ved Tange Sø, er der en meget begrænset opgang af havørred (Koed et al., 1996).



Linå på den undersøgte strækning mellem Mollerup og Resenbro.

5.5 Fjederholt Å

Fjederholt Å har sit udspring ved Harrild Hede og løber ca. 24 km, inden den løber ud i Rind Å i den øvre del af Skjern Å-systemet. Der er undersøgt en 4,74 km lang strækning fra Brandevej syd for Ikast til Kølkevej, hvor bredden varierer mellem 3 og 6 meter. Strækningen er naturlig

slynget og har et godt fald, men er præget af sandvandring og overvejende sandet bund. Ikast-Brande Kommune lagde i 2015 gydegrus og skjulesten i tilløbet, Hasselbjerg Bæk, som udmunder midt på den undersøgte strækning, men ved elfiskeri i august 2016 blev der ikke observeret gydegrus, hvilket formentlig skyldes stor sandvandring på strækningen (Christensen & Mikkelsen, 2017). Der er gode standpladser for større fisk ved underskårne brinker og vegetation i vandløbet.

5.6 Øvre Gudenå

Gudenåen er med sine ca. 160 km Danmarks længste vandløb fra udspringet i Tinnet Krat syd for Nørre Snede til udløbet i Randers Fjord. Der er lavet undersøgelser på to strækninger af hovedløbet i Øvre Gudenå (opstrøms Mossø) ved henholdsvis Tørring By og Vilholt.

I 1980'erne blev ørredbestanden på en ca. 47 km lang strækning af Gudenåens hovedløb fra Tørring til Mossø ophjulpet med årlige udsætninger, hvor der blev udsat op til 3.000 stk. toårs-ørreder i juli/august (Ejby Ernst 1983). Disse udsætninger blev sandsynligvis afbrudt i den første halvdel af 1980'erne, men det har ikke været muligt at finde dokumentation for præcis hvornår. I 1990'erne blev udsætningerne genoptaget på en kortere ca. 20 km lang strækning fra Tørring til Gudenå Camping nær Brædstrup. Der blev udsat fangbare bækørreder (17-28 cm), og udsætningerne blev foretaget i 1992, 1993 og 1994, hvorefter de ophørte (Pers. komm. Harry Madsen, Horsens Sportsfiskerforening/Tørring-Mossø Sammenslutningen og Peter Geertz-Hansen, DTU Aqua). Udsætningerne fandt således, så vidt vides, ikke sted i perioden for de første fiskeundersøgelser ved Tørring, der blev udført i perioden 1987-1991.



Fiskeundersøgelse ved elektrofiskeri i Gudenåen ved Tørring (nedstrøms byen) i 2013.

Ved Tørring er der pga. spærringen ved Vestbirk Vandkraftværk med en dårligt fungerende fiskepassage begrænset opgang af søørred. Der er heller ikke opgang af havørred. Gudenåen er undersøgt ved Tørring på en ca. 1,5 km lang strækning fra Viborgvej til ca. 400 meter nedstrøms Tørring bro, hvor åen er forholdsvis lille med en vandløbsbredde på 3-8 meter. Der er generelt gode fysiske forhold med varierende vanddybde, grødepuder og rigtig mange fine standpladser for større ørred. Den øvre del af strækningen opstrøms tilløbet Alsted Mølleå (som er et fint gydevandløb for ørred) er dækket af træer langs begge bredder. Den nedre del (nedstrøms Alsted Mølleå) er relativt bred, lysåben og med pletvis grusbund, men den undersøgte strækning er ikke et egentligt gydeområde.



Fiskeundersøgelse i Gudenåen ved Vilholt i 2018. Man kan se en film om stryget ved Vilholt her: <https://vimeo.com/241145338>

Ved Vilholt er der undersøgt en 600 meter lang strækning, som ligger ca. en kilometer nedstrøms Vilholt Mølle og 4-5 km opstrøms Gudenåens udløb i Mossø. Møllen med opstemning blev etableret i slutningen af 1800-tallet, og opstemningen blev fjernet i 2008. Fjernelsen skabte fri passage og lavere vandstand opstrøms, men har ikke ændret de fysiske forhold på undersøgelsesstrækningen nedstrøms møllen. Strækningen har en vandløbsbredde på 18-22 meter og stor fysisk variation. Der er varierende vanddybde med store lavvandede stryg afbrudt af dybe huller flere steder. Bunden består primært af grus, og der er et stort og varierende plantedække samt flere øer med træer ude midt i vandløbet. Der er optimale gydeforhold og opvækstbetingelser for yngel og samtidig mange gode standpladser for større ørred. Fiskebestanden og den naturlige produktion af ørredyngel fra gydning på denne strækning har været undersøgt mange gange siden 1984, og det kan nævnes, at der frem til 1992 var spærret for opgang af sø-ørred til den undersøgte strækning pga. to opstemninger nær Mossø. I 1992 blev der etableret en fisketrappe og et omløbsstryg ved disse opstemninger, som gav en vis opgang af gydemodne søørreder fra Mossø. I foråret 2020, dvs. efter at undersøgelserne i denne rapport er lavet, blev Gudenåen så lagt om, så stort set hele vandføringen nu løber i det oprindelige løb nær Mossø og ud i Mossø, dvs. uden om opstemningerne ved Riværket og Kloster Mølle.

Der har ikke været udsat ørreder på den undersøgte strækning ved Vilholt i mange år, formentlig siden ca. 1990, hvor Vejle Amt bad om at få stoppet udsætningerne. Årsagen var, at strækningen var udpeget som naturvidenskabeligt interesseområde, og at amtet lavede mange fiskeundersøgelser på strækningen (Jan Nielsen, pers. komm.). Strækningen er formentlig den bedst undersøgte større å-strækning i Danmark.

5.7 Grindsted Å

Grindsted Å er en del af Varde Å-systemet, der udmunder på vestkysten ved Varde. Der er undersøgt en 2,9 km lang strækning mellem Utoft Dambrug og Ribe Landevej ved Grindsted. Der er et godt fald på strækningen, og vandløbet er forholdsvis stort med en bredde på 6-9 meter. Åen har et naturligt varieret forløb med huller og mange gode skjul langs brinkerne samt i vegetationen ude i vandløbet. Der er gyde- og opvækstmuligheder for yngel nogle få km længere opstrøms i systemet, men der er generelt en forholdsvis lav produktion af yngel. Der har siden 2010 været fri passage for havørred og laks op til Utoft Dambrug, efter at spærringen ved Sig Fiskeri blev fjernet.

5.8 Nørreå

Nørreå er den øvre del af Gram Å/Fladså i Ribe Å-systemet. Undersøgelsen blev foretaget på en 6,5 km lang strækning startende fra 3,0 km opstrøms til 3,5 km nedstrøms Slevad Bro. Her har åen en bredde på 6-9 meter, og løber det meste af vejen gennem åbent land, hvor der kun er få træer. På en del af strækningen er der dog skov på den ene side af vandløbet.



Nørreå, hvor vandranunkel giver mange gode skjul for ørred, der kan lide at stå både under grødepuderne og i renderne mellem grødepuderne.

Strækningen har varierede forhold, der de fleste steder giver gode skjul for større ørreder, men flere steder findes der også gydegrus og opvækstpladser for yngre stadier af ørred. På denne strækning er der ligeledes en række tilløb med forhold, der er mere eller mindre egnede for gydning og opvækst af ørred, herunder tilløbet Tingvad Bæk, som har særdeles gode forhold og en høj produktion af yngel (Christensen, 2013).

I undersøgelsesperioden var opstemningen ved Gram elværk vanskeligt passabel for opvandrende havørred. Efter undersøgelsens afslutning blev der i 2014 skabt fri passage omkring Gram Slotssø i form af et stort omløbsstryg. Ved Fole Dambrug var passageforholdene på tidspunktet for undersøgelsen ligeledes langt fra det optimale, men også her er der efter undersøgelsen skabt fri passage. På undersøgelsestidspunktet var der altså kun få/ingen havørred i hele den del af åen, der ligger opstrøms Gram, grundet de ringe passageforhold for havørred.

6. Metoder og tidspunkter for undersøgelserne

6.1 Identifikation af bækørreder

I vandløb, hvor der er opgang af hav-/søørred, er bækørreder identificeret ud fra en vurdering af de ydre morfologiske kendetegn, herunder om der forekom tydelige røde prikker og en gylden bug. Ud fra ovenstående kendetegn kan bækørreder ofte adskilles fra vandrende hav- og søørreder, hvor prikkerne som regel er mørke eller rustfarvede. Men, som nævnt i indledningen, kan det være vanskeligt at adskille de to livsstrategier udelukkende ud fra morfologiske kendetegn.

Nedenfor er vist fotoeksempler af hvordan ørreder fanget i Linå og Gudenåens hovedløb er identificeret rent morfologisk.



Otte ørreder fanget i Gudenåsystemet opstrøms Tangeværket. Foto 1-4 har klassiske morfologiske bækørredkendetegn, og er på baggrund af dette bestemt til at være bækørreder, der har levet hele deres liv i vandløb. Foto 5-6 er eksempler på søørreder, der er fanget i Gudenåen opstrøms Mossø – til venstre en han og til højre en hun, begge i gydedragt. Foto 7-8 viser to ørreder, der har de klassiske røde "bækørred" pletter, men som i modsætning til de fire øverste samtidig er blanke og har lidt skarpere finner samt en mere aflang kropsfacon, og derfor ikke passer 100 % med de klassiske morfologiske kendetegn for bækørred. Disse to ørreder, som blev fanget i Gudenåen nedstrøms Vestbirk Vandkraftværk få 100 meter fra Mossø er eksempler på tvivlstilfælde, hvor der rent morfologisk ikke med samme sikkerhed kunne skelnes om det var bækørred eller søørred – det er sandsynligt at disse fisk lever som såkaldte "elevatorkisk" i overgangszonen mellem Gudenåen og Mossø. "Elevatorkisk" er en betegnelse, for fisk der på skift tager ophold i en å og en sø/havet.

Foruden de farvemæssige kendetegn kan fiskens størrelse og levested samt udformning af finner være brugbar ved indikation af livsstrategi i tvivlstilfælde. Ligeledes er en del af befiskningerne foretaget i sommermånederne, hvor de vandrende ørreder ofte opholder sig i havet eller i søen. En helt sikker differentiering kan dog kun opnås ved hjælp af en såkaldt isotopanalyse af skæl eller øresten, hvor forholdet mellem forskellige isotoper afslører om en fisk har opholdt sig i saltvand eller ej, metoden kan også bruges til at vise om fisk har opholdt sig i en sø eller ej, dette er blot mere kompliceret.

6.2 Elfiskeri

Bækørredbestanden er undersøgt på otte forskellige vandløbsstrækninger ved anvendelse af elfiskeri. Fiskeriet er i de fleste vandløb udført ved vadning, men der er anvendt nedstrøms drivende båd på strækninger, hvor der var for dybt til vadning. Ved befiskningerne er der anvendt tre forskellige fremgangsmetoder til beregning af bestandsstørrelsen (Tabel 6.1).

Tabel 6.1: Oversigt over befiskede vandløb, dato for befiskning og længde af de befiskede strækninger.

Vandløb	År	Dato	Strækning (m)	Metode
Øvre Ryå (Nørreå)	2016	1. sep	2680	Gennemfiskning
Binderup Mølleå ¹	2017	20. sep	3950	Gennemfiskning
	2018	4. sep	3950	
	2019	7. okt	3950	
	2020	9. okt	2750	
Råsted Lilleå	2012	12. jun	5700	Gennemfiskning
	2013	2. aug	5700	
	2014	14. jun	5700	
Linå	2003	20.-22. okt	7500	Udtyndingsmetoden
	2019	21.-31. okt	7500	
Fjederholt	2017	12. jun	4740	Gennemfiskning
	2019	28. jun	4740	
Gudenåen ved Tørring	1987-1991, 1999, 2004, 2011-2018	aug-okt ²	1500 1500	Mærkning-genfangst metoden
Gudenåen ved Vilholt	1984, 1987-1994, 1999, 2009, 2011-2019	aug-okt ³	600 600	Mærkning-genfangst metoden
Grindsted Å	2012	13. jun	2900	Gennemfiskning
	2013	27. jun	2900	
	2014	18. jun	2900	
Nørreå (Ribe Å-systemet) ⁴	2009	8.-19. jun	6500	Udtyndingsmetoden
	2010	16.-26. maj	6500	
	2011	9.-17. maj	6500	
	2012	29.-7. jun	6500	

1: Der blev i 2020 befisket en kortere strækning (start ca. 300 meter nedstrøms Jordemodervej) end de foregående år.

2: Befiskningerne er foretaget på to hinanden følgende dage i perioden 7. august til 22. oktober.

3: Befiskningerne er foretaget på to hinanden følgende dage i perioden 9. august til 19. oktober.

4: Data fra tidligere undersøgelse (Pedersen et al., 2018).

Gennemfiskning

Ved denne metode er den undersøgte strækning blot gennemfisket en gang i hele sin længde. Metoden gør det muligt at fiske relativt lange strækninger på forholdsvis kort tid, men det er ikke muligt at beregne effektiviteten af elfiskeriet. Metoden er anvendt ved målrettet fiskeri efter større ørreder (≥ 30 cm) i mindre vandløb, hvor man normalt fanger de fleste større ørreder ved

en enkelt gennemfiskning. Den høje effektivitet på større fisk skyldes, at elfiskeri er størrelses-selektivt, således at større fisk i højere grad reagerer på den elektriske spænding (Bohlin et al., 1989; Dolan & Miranda, 2003).

Baseret på effektivitetsberegninger fra andre fiskeundersøgelser i samme type vandløb og under tilsvarende forhold er det muligt at give et ret præcist skøn over effektiviteten under elfiskeriet, dvs. hvor stor en andel af fiskene, man fanger ved en gennemfiskning. Herefter kan man lave bestandsestimater, der nogenlunde viser hvor store bestandene er. Til beregning af bestandene af større bækørreder er der anvendt en antaget effektivitet på 60 %. Den anvendte effektivitet er baseret på erfaringer ved anvendelse af udtyndingsmetoden (Bohlin et al., 1989) i Råsted Lilleå og Grindsted Å.

Udtyndingsmetoden

Ved udtyndingsmetoden er undersøgelsesstrækningen gennemfisket en gang, men der er på enkelte delstrækninger på 50-100 meter, lavet to befiskninger. Dobbeltbefiskningen gør det muligt at bestemme effektiviteten af fiskeriet ved udtyndingsmetoden. Effektiviteten kan herefter anvendes til beregning af bestanden på resten af den befiskede strækning. De dobbeltbefiskede strækninger blev derfor udvalgt, så de var repræsentative for hele den undersøgte strækning. Udtyndingsmetoden giver ligesom mærkning-genfangstmetoden et ret præcist bestandsestimat. Metoden blev anvendt ved befiskning af de forholdsvis lange strækninger i Linå og Nørreå, hvor tætheden af alle ørred ældre end yngel blev opgjort.

Mærkning – genfangst-metoden

Ved at befiske hele strækningen to gange, hvor de fangne fisk ved første gennemfiskning mærkes og genudsættes på den undersøgte strækning, kan effektiviteten af elfiskeriet beregnes ud fra andelen af genfangne mærkede fisk i den anden befiskning. Herved kan man beregne et meget præcist bestandsestimat. Denne metode er altid anvendt i Gudenåen ved Tørring og Vilholt, hvor åen er ret stor, og ørredbestandens udvikling er fulgt i en lang årrække.

For en mere detaljeret beskrivelse af metoderne henvises der til DTU Aquas "Manual til elfiskeri" (Geertz-Hansen et al., 2013).

6.3 PIT-mærkning

Til belysning af år-til-år dødeligheden hos bækørred, er der i flere af de undersøgte vandløb (Tabel 6.2) mærket ørreder med individuelt nummererede PIT-mærker (Texas Instruments, længde: 23 mm, tykkelse: 3,2 mm, vægt 0,6 g). PIT-mærkerne blev indført under huden lige under rygfinnen, så genfangne fisk kunne registreres med en håndskanner. Mærkningen gjorde det muligt at vurdere fiskenes overlevelse baseret på senere genfangst. Som udgangspunkt blev der kun mærket bækørreder ≥ 30 cm, som er mindstemålet for bækørreder. Ved få fangster af denne størrelsesgruppe blev der dog også mærket mindre bækørreder ned til 20 cm. Der blev i alt mærket 513 bækørreder på 20 - 55,5 cm (heraf 219 ≥ 30 cm) (Tabel 6.2). Fiskenes totallængde (fra snude til halespids) blev målt i 0,5 cm intervaller.

Tabel 6.2: Oversigt over antal PIT-mærkede bækørreder ved undersøgelserne i fem vandløb.

Vandløb	Mærkeår	Antal mærket	Middellængde (min:maks)	Antal ≥ 30 cm
Binderup Mølleå	2017	95	26,2 (21,5:47,0)	14
	2018	38	23,3 (20,0:30,0)	1
	2019	36	26,8 (23,0:32,0)	6
	2020	90	26,7 (22,0:45,0)	11
Råsted Lilleå	2012	29	28,9 (22,5:35,5)	13
	2013	62	29,2 (24,0:44,0)	20
Fjederholt Å	2017	21	38,2 (28,0:55,5)	18
	2019	37	29,1 (23,5:49,0)	14
Gudenåen ved Tørring	2012	26	32,7 (30,0:38,0)	26
	2013	16	34,1 (30,0:50,5)	16
Gudenåen ved Vilholt	2012	24	34,6 (30,0:46,0)	24
	2013	28	33,4 (25,0:48,0)	21
Grindsted Å	2012	50	28,8 (24,0:36,0)	12
	2013	37	29,7 (26,0:41,0)	13

6.4 Radiotelemetri

I Gudenåen ved Tørring blev der på den 1500 meter lange undersøgelsesstrækning i oktober 2014 mærket 18 ørreder med radiosendere (21,0-36,5 cm, middellængde 27,3 cm; 97-548 gram, middelvægt 227 gram). Længde og vægt for de individuelle fisk er givet i bilag B. Ørrederne blev indfanget ved elfiskeri, og fik indopereret en lille radio-sender (ATS F1580, vægt 3,2 gram i luft) i bughulen, inden de blev genudsat i åen tæt på, hvor de blev fanget. Inden radio-mærkning blev fiskene bedøvet i åvand tilsat benzokain i en tilpasset dosis, der gav en bedøvels-tid på ca. 3 min. Efterfølgende blev fiskene fikseret med bugen opad på en operations-støt-tepude (Buster Vacusupport) for at holde fiskene stabile under operationen. Her fik fiskene lagt et 15-20 mm langt snit gennem bugvæggen, hvor igennem radiosenderen blev placeret. Radio-senderens eksterne antenne blev vha. en kanyle ført ud gennem bugvæggen 25-30 mm bag snittet. Herefter blev snittet lukket vha. 1-2 suturer med en selvopløselig tråd (vicryl 4-0). Denne metode er almindeligt anerkendt som en passende metode for fisk, hvis man skal undersøge individuelle fisks adfærd, vækst, overlevelse m.m. (Jepsen et al., 2008; Jepsen et al., 2018a).

Fangst og operation af fiskene foregik planmæssigt, og fiskene vågnede op i en balje, inden de blev genudsat på den strækning, hvor de var fanget. Alle fiskene svømmede ubesværet rundt efter mærkningen og fordelte sig hurtigt i åen omkring udsætningsstedet.

Inden mærkningen af fiskene blev der opsat to automatiske lyttestationer – en opstrøms og en nedstrøms for strækningen ved Tørring, hvor fiskene blev fanget og mærket. Den øverste lyttestation blev placeret ved Egholmvej og den nederste ca. 11,5 km nedstrøms ved Raskvej. Lyttestationerne registrerede, hvis en mærket fisk forlod området, og ligeledes hvis den kom tilbage. De mærkede fisk blev lokaliseret ved manuelle pejlinger ca. en gang om ugen frem til maj 2015. Til slut blev hele strækningen fra Hammer Mølle til et stykke nedstrøms Åle Bro pejlet i båd (ca. 15 km), dvs. ca. 3,5 km nedstrøms den nederste lyttestation. Desuden blev der også pejlet ca. 3 km op i tilløbet Alsted Mølleå til Alsted Møllevej.

Forsøget blev afsluttet 20. maj 2015, hvor de overlevende mærkede fisk blev fanget ved elfiskeri og undersøgt. Lystfiskerforeningerne var orienteret om undersøgelsen, og det var aftalt, at der i hele forsøgsperioden fra oktober 2014 til maj 2015 ikke blev hjemtaget fisk af de lokale sportsfiskere.

6.5 Databehandling

6.5.1 År-til-år-overlevelse ved PIT-mærkning

I de vandløb, hvor der er PIT-mærket ørreder og foretaget befiskninger det efterfølgende år, kan antallet af genfangster bruges som et udtryk for fiskenes årlige overlevelse på strækningen. Det forudsætter dog, at de overlevne mærkede fisk bliver på den strækning, hvor de blev fanget. Hvis mærkede fisk er vandret ud af området og har overlevet et andet sted, kan den faktiske overlevelse være højere end den, der er beregnet ud fra antal genfangne fisk på en strækning. Man kan sige, at jo længere strækninger, der gennemfiskes, des større er sandsynligheden for, at man genfanger de mærkede fisk.

Genfangstraten kan bruges som en såkaldt indeks-værdi, da den er baseret på en standardiseret fremgangsmetode. Indeks-værdien, som vi hér kalder *relativ overlevelse*, angiver overlevelsen baseret på genfangsterne og korrigeret for effektiviteten ved elfiskeriet. Den afspejler på denne måde, hvor god den generelle overlevelse har været, og om der er stor variation i overlevelsen mellem vandløbene og de enkelte år.

Ved beregning af den relative overlevelse (år-til-år-overlevelse) af PIT-mærkede ørreder er effektiviteten af elfiskeriet anvendt til at beregne antallet af mærkede fisk på en undersøgt strækning ud fra fangsten af mærkede fisk, dvs. lige som effektiviteten også er anvendt til at beregne den samlede bestand af ørreder.

Den relative overlevelse (S) er beregnet efter formlen:

$$S = \frac{M * 100}{R * E}$$

Hvor M er antal mærket ved første befiskning, R er antallet af de mærkede genfanget det efterfølgende år på den samme strækning, og E er effektiviteten ved elfiskeriet.

6.5.2 Vinteroverlevelse ved radio-telemetry

Radio-mærkerne kan, med en radiomodtager, høres på ca. 50-100 meters afstand når de er i vand og på op til flere hundrede meters afstand hvis senderen er på land. Derfor kan man ved manuel pejling lokalisere radiosendere og kortlægge de mærkede fisks skæbne ud fra følgende antagelser:

- Hvis radiosenderen kan genfindes på land eller i åen med bidemærker fra tænder, antages det, at fisken er ædt af enten odder eller mink (Lindstrom & Hubert, 2004; Aarestrup et al., 2005).
- Hvis en mærket fisk ikke registreres ved manuel pejling på strækningen, og heller ikke er registreret af en af de to lyttestationer i hver ende, er det mest sandsynligt, at fisken er blevet taget af en fugl. Det skyldes, at fugle som f.eks. skarv og fiskehejre flyver så langt bort med en fisk, at signalet fra senderen ikke registreres ved manuel pejling nær åen (Ravn & Jepsen, 2016; Jepsen et al., 2018b).
- Hvis en mærket fisk bliver registreret af en lyttestation, når den forlader undersøgelsesstrækningen og efterfølgende ikke kan findes ved manuel pejling langs en lang strækning af åen, er det ikke muligt at kortlægge skæbnen.

Set i relation til undersøgelsen i Gudenåen er der en lille fisketrappe ved opstemningen ved Hammer Mølle, ca. 3 km opstrøms den strækning, hvor bækørrederne blev mærket med radio-sendere. Fisketrappen og opstemningen vurderes at spærre for langt de fleste opstrøms vandrende ørreder. Da hele strækningen er pejlet fra Hammer Mølle til den øverste lyttestation, antages det, at fisk, som er forsvundet fra denne strækning, er blevet ædt af fugle.

Den nederste lyttestation var placeret ca. 11,5 km nedstrøms for den strækning, hvor fiskene blev mærket, og til slut blev der lavet manuelle pejlinger efter mærkede bækørreder på en ca. 3,5 km lang strækning nedstrøms denne lyttestation. Skæbnen er angivet som "ukendt" for fisk, der er vandret nedstrøms forbi den nederste lyttestation (dvs. mindst 15 km), og ikke blev genfundet ved den afsluttende pejling.

7. Resultater

7.1 Overlevelse for bækørreder

7.1.1 År-til-år-overlevelse

År-til-år-overlevelsen er baseret på indeks-værdien *relativ overlevelse* (se afsnit 6.5.1). Generelt viser resultaterne, at der er en ringe år-til-år-overlevelse for større bækørreder på alle de undersøgte vandløbsstrækninger (Tabel 5.1). Den relative overlevelse varierede imellem vandløbene fra 0 til 31,3 %, men lå generelt under 14 % for de undersøgte vandløb med enkelte undtagelser i Gudenåen, hvor der fra 2012-2013 blev registreret en overlevelse på 20,8 % ved Vilholt og fra 2013-2014 en overlevelse på 31,3 % ved Tørring (Tabel 7.1).

Den ringeste overlevelse blev registreret i Binderup Mølleå, og varierede mellem 0 og 4,3 %. Bemærkelsesværdigt blev der, grundet mangel på større fisk, mærket flere fisk < 30 cm i Binderup Mølleå end i de øvrige vandløb (Tabel 6.2).

Tabel 7.1: Relativ overlevelse for PIT-mærkede bækørred. Den relative overlevelse er udtryk for en minimums overlevelse, da de mærkede fisk kan have forladt den undersøgte strækning og overlevet her. Den relative overlevelse er korrigeret for effektiviteten af elfiskeriet.

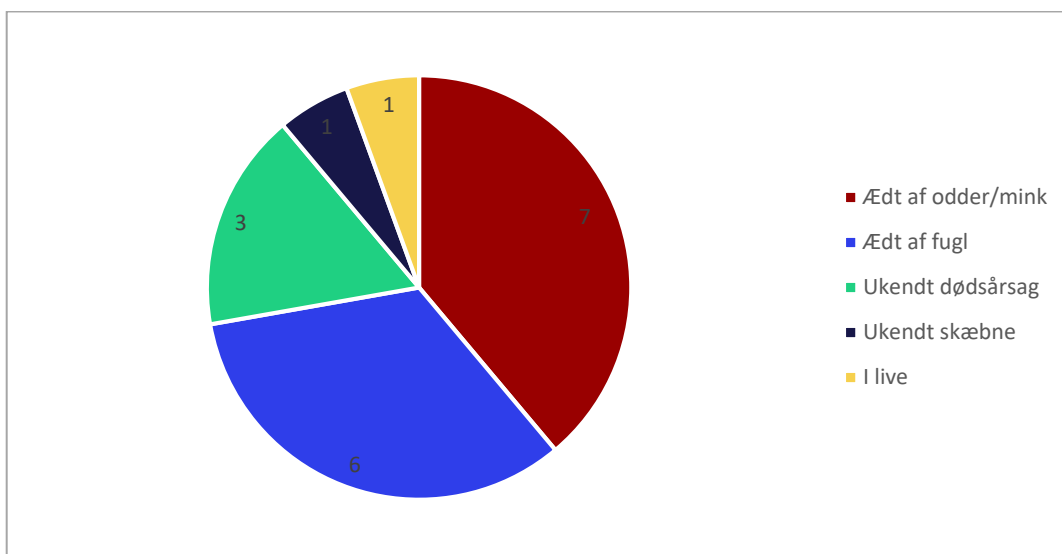
Vandløb	År	Gennemsnitslængde (min:maks)	Relativ overlevelse
Binderup Mølleå	2017-2018	26,2 (21,5:47,0)	0,0 %
Binderup Mølleå	2018-2019	23,3 (20,0:30,0)	4,3 %
Binderup Mølleå	2019-2020	26,8 (23,0:32,0)	0,0 %
Råsted Lilleå	2012-2013	28,9 (22,5:35,5)	11,7 %
Råsted Lilleå	2013-2014	29,2 (24,0:44,0)	13,3 %
Fjederholt Å ¹	2017-2019	38,2 (28,0:55,5)	7,9 %
Gudenåen ved Tørring	2012-2013	32,7 (30,0:38,0)	6,4 %
Gudenåen ved Tørring	2013-2014	34,1 (30,0:50,5)	31,3 %
Gudenåen ved Vilholt	2012-2013	34,6 (30,0:46,0)	20,8 %
Gudenåen ved Vilholt	2013-2014	33,4 (25,0:48,5)	6,0 %
Grindsted Å	2012-2013	28,8 (24,0:36,0)	6,7 %
Grindsted Å	2013-2014	29,7 (26,0:41,0)	5,0 %

1: Denne værdi er baseret på genfangster af fisk mærket to år tidligere og er således ikke 100 % sammenlignelig med de øvrige værdier.

2: Angiver den samlede relative overlevelse for ørred PIT-mærket i Gudenåen på to strækninger fordelt ved Tørring og Vilholt.

7.1.2 Vinteroverlevelse

Overlevelsen i vinterhalvåret, dvs. en kortere periode end i Tabel 7.1, er undersøgt ved radiotelemetri i Gudenåen ved Tørring. Der var her en meget lav vinteroverlevelse fra 2014 til 2015, hvor kun én ud af 18 radiomærkede bækørreder med sikkerhed overlevede en periode i vinterhalvåret på 7 måneder (Figur 7.1).



Figur 7.1: Cirkeldiagram over skæbnen for 18 radiomærkede bækørreder fra Gudenåen ved Tørring i perioden fra oktober 2014 til maj 2015. Fiskene var 21,0-36,5 cm lange, og kun én ud af de 18 ørreder overlevede hele perioden.

Skæbnen for de individuelle fisk er vist i Bilag B, men her er en oversigt med henvisning til Figur 7.1:

- Syv radiosendere blev fundet på land eller i åen, alle med tydelige bidemærker, og antages med høj sikkerhed at være ædt af odder eller mink.
- Seks radiosendere blev sidst registreret på den 14,5 km lange strækning mellem spærringen ved Hammer Mølle og opstrøms den nederste lyttestation, hvorefter de hverken blev registreret forlade strækningen eller ved manuel pejling. De antages derfor at være blevet ædt af fugle.
- Tre radiosendere blev fundet på bunden af vandløbet uden bidemærker, hvorfor det ikke var muligt at kortlægge deres dødsårsag.
- Én fisk forlod strækningen i nedstrøms retning forbi den nederste lyttestation ved Raskvej, 11,5 km nedstrøms mærkningsstedet. Den blev ikke fundet under den afsluttende pejling og kan teoretisk være fortsat ned gennem Gudenåen - men den kan også være blevet fjernet af en fugl. Det var ikke muligt at afgøre skæbnen for denne fisk.
- Kun én af de 18 mærkede ørreder overlevede hele perioden.

7.2 Tæthed af bækørreder over 30 cm

For at kunne sammenligne bestandene i de forskellige vandløb er bestanden af bækørreder ≥ 30 cm pr. km (ofte kaldet "tæthed") beregnet for en række mellemstore vandløb (vandløbsbredde på 2-10 meter) og et stort vandløb (vandløbsbredde ca. 20 meter) (Tabel 7.2).

For de mellemstore vandløb varierede tætheden fra 0,4 i Binderup Mølleå til 28,5 i Gudenåen ved Tørring. I flere af de undersøgte vandløb, var der en tendens til, at der ved de seneste undersøgelser blev fundet lavere tætheder med undtagelse af Grindsted Å, Råsted Lilleå og Nørreå, hvor tætheden var nogenlunde stabil eller stigende. Kun ved få undersøgelser blev der fundet mere end 8 bækørred ≥ 30 cm pr. km (Tabel 7.2).

Strækningen i Gudenåen ved Vilholt er mægtig og ikke sammenlignelig med de mellemstore vandløb, da der her er væsentlig flere standpladser for store fisk pr. km vandløb. Der fandtes da

også tidligere væsentlig højere tætheder af bækkørred ≥ 30 cm på op til 66 individer pr. km (Tabel 7.2).

Tabel 7.2: Beregnet bestand af bækkørred ≥ 30 cm pr. km vandløb på en række strækninger af mellemstore vandløb (vandløbsbredde på 2-10 meter) og et stort vandløb (Gudenåen ved Vilholt med vandløbsbredde på ca. 20 meter) undersøgt ved elfiskeri.

Vandløb	År	Tæthed pr. km	Vandløbsbredde (m)
Øvre Ryå ¹	2016	7,5	3-5
Binderup Mølleå ¹	2017	5,9	3-6
	2018	0,4	
	2019	2,5	
	2020	6,7	
Råsted Lilleå ¹	2012	3,8	3-8
	2013	5,8	
	2014	3,5	
Linå	2003	8,5	2-5
	2019	6,8	
Fjederholt Å ¹	2017	6,3	3-6
	2019	4,9	
Gudenåen ved Tørring	1987-1991	28,5 ²	3-8
	1999	21,9	
	2004	23,4	
	2011-2018	22,4 ²	
Gudenåen ved Vilholt	1987-1994	65,9 ³	18-22
	2009-2019	42,5 ³	
Grindsted Å ¹	2012	9,2	6-9
	2013	7,5	
	2014	9,8	
Nørreå ⁴	2009	2,6	6-9
	2010	0,7	
	2011	6,5	
	2012	16	

1: Bestandstæthed beregnet med en antaget elfiske-effektivitet på 60 %.

2: Den angivne værdi er et gennemsnit for den angivne periode, hvor der er lavet bestandsanalyse hvert år med undtagelse af 2015. Se tætheden for de enkelte år under afsnit 7.3.1.

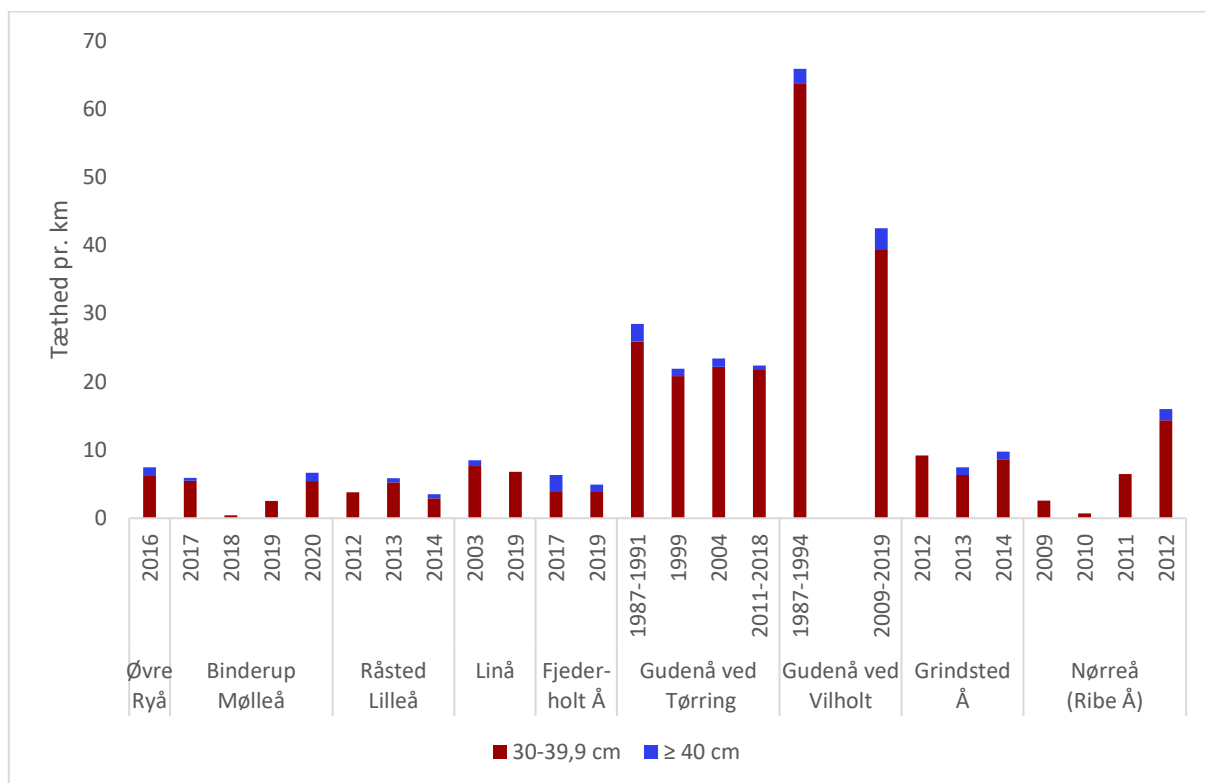
3: Den angivne værdi er et gennemsnit for den angivne periode, hvor der er lavet bestandsanalyse hvert år med undtagelse af 2010. Se tætheden for de enkelte år under afsnit 7.3.2.

4: Tal fra tidligere undersøgelse (Pedersen et al., 2018).

Fælles for alle undersøgte strækninger er, at der var meget få bækkørreder ≥ 40 cm, og ved flere undersøgelser var de helt fraværende (Figur 7.2). Tætheden af bækkørreder ≥ 40 cm varierede for de enkelte vandløb mellem 0 og 3,2 pr. km vandløb.

Ses der alene på de mellemstore vandløb blev den højest registrerede tæthed af bækkørreder ≥ 40 cm fundet ved Tørring i slutningen af 80'erne, men ved de efterfølgende undersøgelser fra 2011-2018 var der væsentlig færre større bækkørreder. Sammenlignet med de øvrige mellemstore vandløb, hvor der er fanget bækkørred ≥ 40 cm, var Gudenåen ved Tørring efter årtusindskiftet blandt de tre vandløb med lavest tæthed af bækkørred ≥ 40 cm. Dette på trods af, at der var forholdsvis mange bækkørreder ≥ 30 cm pr. km i Gudenåen.

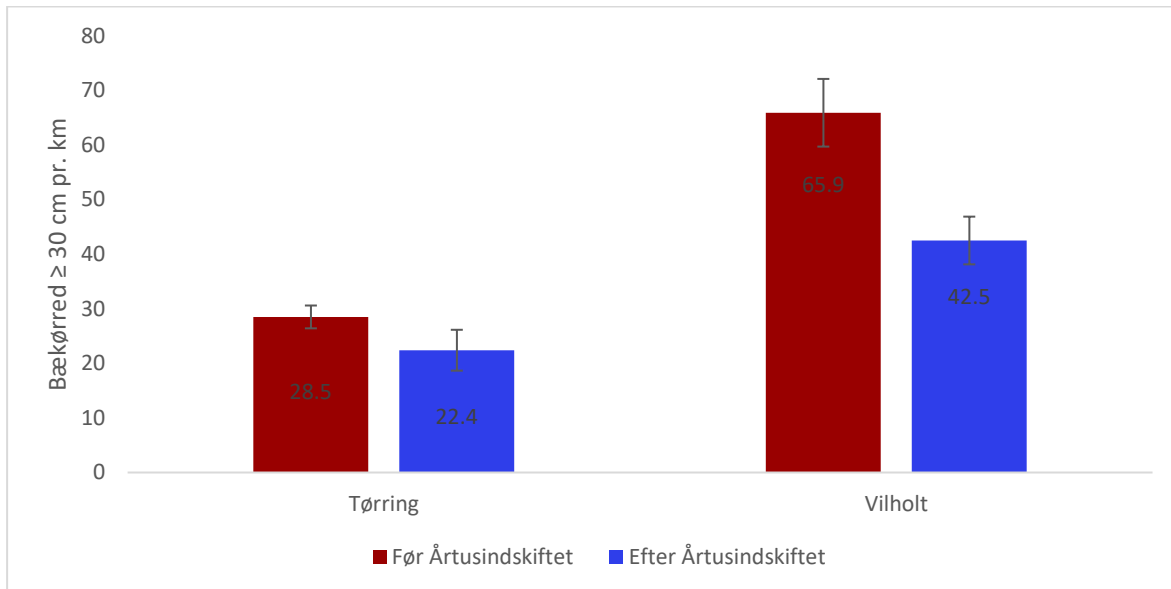
Generelt er bækkørreder over 40 cm efterhånden meget sjældne.



Figur 7.2: Beregnet tæthed af bækørreder over mindstemålet 30 cm pr. km vandløb på en række undersøgte vandløbsstrækninger i mellemstore vandløb (vandløbsbredde 2-10 meter) og et stort vandløb (Gudenåen ved Vilholt med vandløbsbredde på ca. 20 meter) i Jylland. Søjlerne er opdelt i to længdegrupper; blå (30-39,9 cm) og orange (≥ 40 cm). De angivne værdier for Gudenåen ved Tørring og Vilholt er et gennemsnit for den angivne periode, hvor der er lavet bestandsanalyse hvert år med få undtagelser (se mere om dette under afsnit 7.3.1 og 7.3.2).

7.3 Udviklingen i tæthed og længdefordelingen af bækørreder før og nu
 Bækørredbestanden på to strækninger i Gudenåens hovedløb ved henholdsvis Tørring og Vilholt er fulgt ved jævnlige bestandsanalyser helt tilbage fra 1980'erne. Ved alle undersøgelserne blev længdefordelingen af ørredbestanden registreret, og ørredbestandens tæthed blev beregnet. Disse undersøgelser gør det derfor muligt at påvise, om bestandssammensætningen har ændret sig frem til i dag.

De overordnede resultater viser, at der generelt var flest bækørreder ≥ 30 cm pr. km på de to strækninger af Gudenåen i perioden før årtusindskiftet (Figur 7.3). Det var uventet, idet antallet af yngel samtidig er blevet større på begge strækninger i de senere år. Læs mere under afsnit 7.3.1 og 7.3.2.

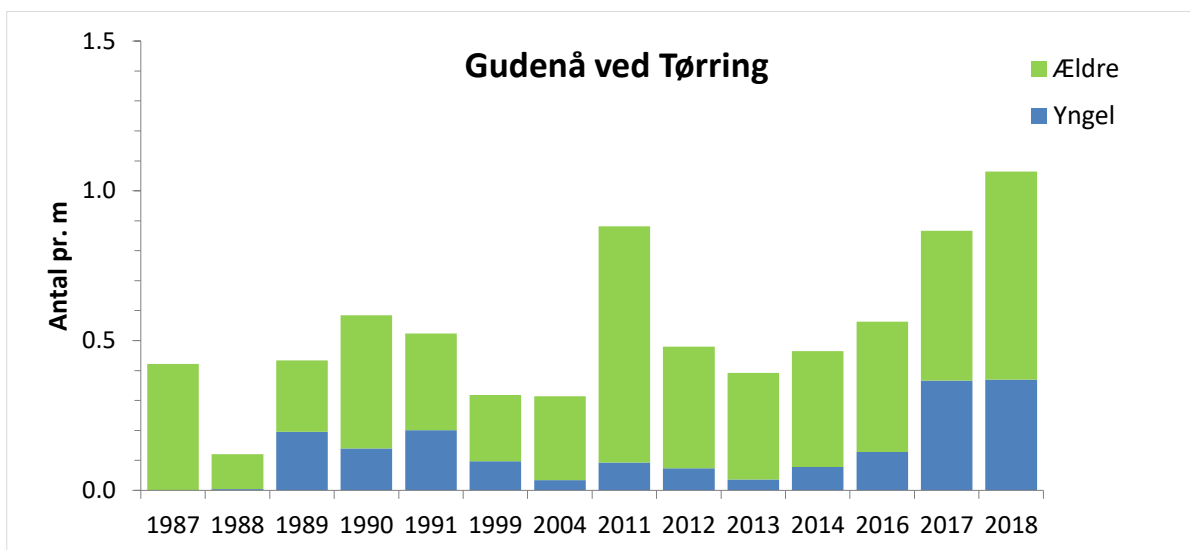


Figur 7.3: Den gennemsnitlige tæthed af bækørreder ≥ 30 cm pr. km vandløb i Gudenåens hovedløb for en periode før årtusindskiftet og efter årtusindskiftet på hhv. den 1500 meter lange strækning ved Tørring og den 600 meter lange strækning ved Vilholt. SE er angivet på søjlerne. Tætheden ved Tørring er baseret på et gennemsnit af perioderne 1987-1991 og 2011-2018. Tætheden ved Vilholt er baseret på et gennemsnit for perioderne 1987-1994 og 2009-2019. Tætheden for de enkelte år er vist i Figur 7.5 og Figur 7.8.

Ved Linå er der lavet bestandsanalyser i 2003 og 2019. Bestanden er ikke fulgt lige så tæt som ved Gudenåen, men det er muligt at få en indikation om, hvorvidt bestandssammensætningen har ændret sig. I modsætning til Gudenåen er der ikke sket egentlige ændringer i bestandssammensætningen i Linå. Læs mere under afsnit 7.3.3.

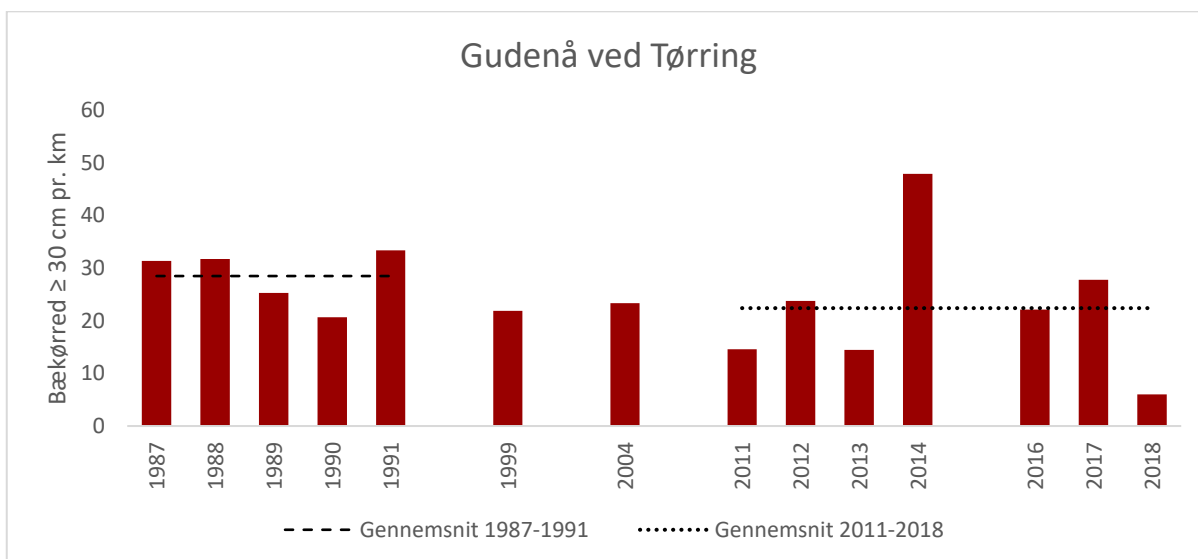
7.3.1 Gudenåen ved Tørring

Ved Tørring har bækørredbestanden været på et forholdsvis stabilt niveau siden 1987, men der er generelt kommet flere fisk, både ørredyngel (5-13 cm) og ældre ørreder (>13 cm) (Figur 7.4).



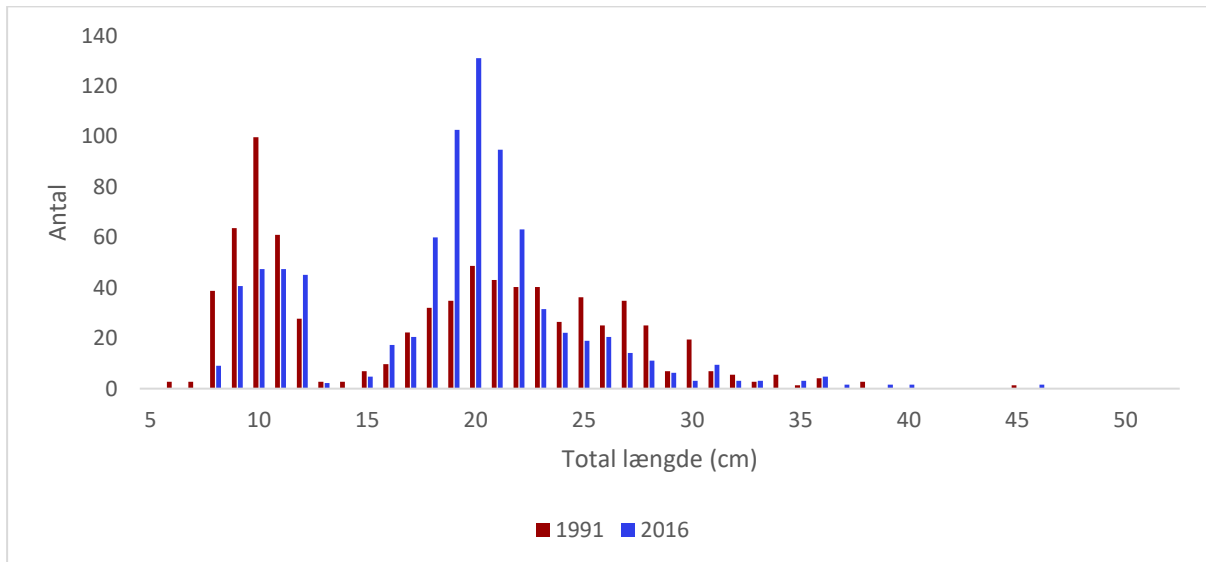
Figur 7.4: Ørredbestandens udvikling i Gudenåen ved Tørring. Ørredbestanden er på grafen opdelt i yngel (blå) og ældre (grøn).

Ses der alene på tætheden af bækkørreder ≥ 30 cm, er der sket et fald i bestanden af disse (Figur 7.5). I perioden før årtusindskiftet fra 1987-1991 lå tætheden på et nogenlunde stabilt niveau på gennemsnitligt 28,5 bækkørred ≥ 30 cm pr. km vandløb. Omkring årtusindskiftet blev bestanden ikke undersøgt ligeså ofte, men bestandsanalyser fra 1999 og 2004 viser, at tætheden her var faldet til 22-23 bækkørred ≥ 30 cm pr. km vandløb. Efter årtusindskiftet blev bestanden igen fulgt jævnlige fra 2011-2018, hvor tætheden varierede væsentlig mellem de enkelte år. Generelt var tætheden lavere end før årtusindskiftet med en gennemsnitlig tæthed på 22,5 bækkørred ≥ 30 cm pr. km vandløb.



Figur 7.5: Tætheden af bækkørred over mindstemålet på 30 cm i Gudenåen ved Tørring. Gennemsnitsværdien for perioden før årtusindskiftet (1987-1991) og efter årtusindskiftet (2011-2018) er angivet med stiplede linjer i grafen.

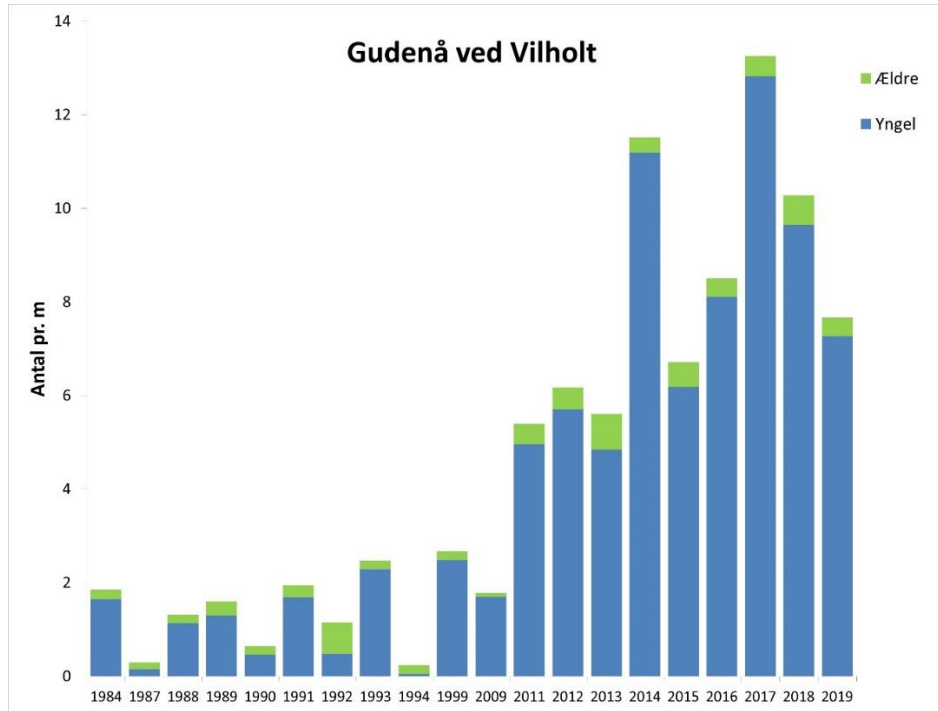
Figur 7.6 viser et repræsentativt eksempel på længdefordelingen af bækørredbestanden før og efter årtusindskiftet. Det fremgår, at der i 2016 var blevet færre ørreder over ca. 25 cm, selv om ørredbestanden var blevet større. Ørreder på 15-25 cm udgør i dag en væsentlig større andel af bestanden end tidligere. Trods en fremgang af fisk på 15-25 cm resulterer det ikke i en højere tæthed af bækørred over mindstemålet på 30 cm. Længdefordelingen for alle undersøgte år er vist i Bilag C.



Figur 7.6: Beregnet længdefordeling af ørredbestanden ved Tørring for hhv. 1991 og 2016. Figuren er korrigeret i forhold til forskellen i effektiviteten af elfiskeriet for yngel og ældre ørreder, så den viser bestandens samlede længdefordeling.

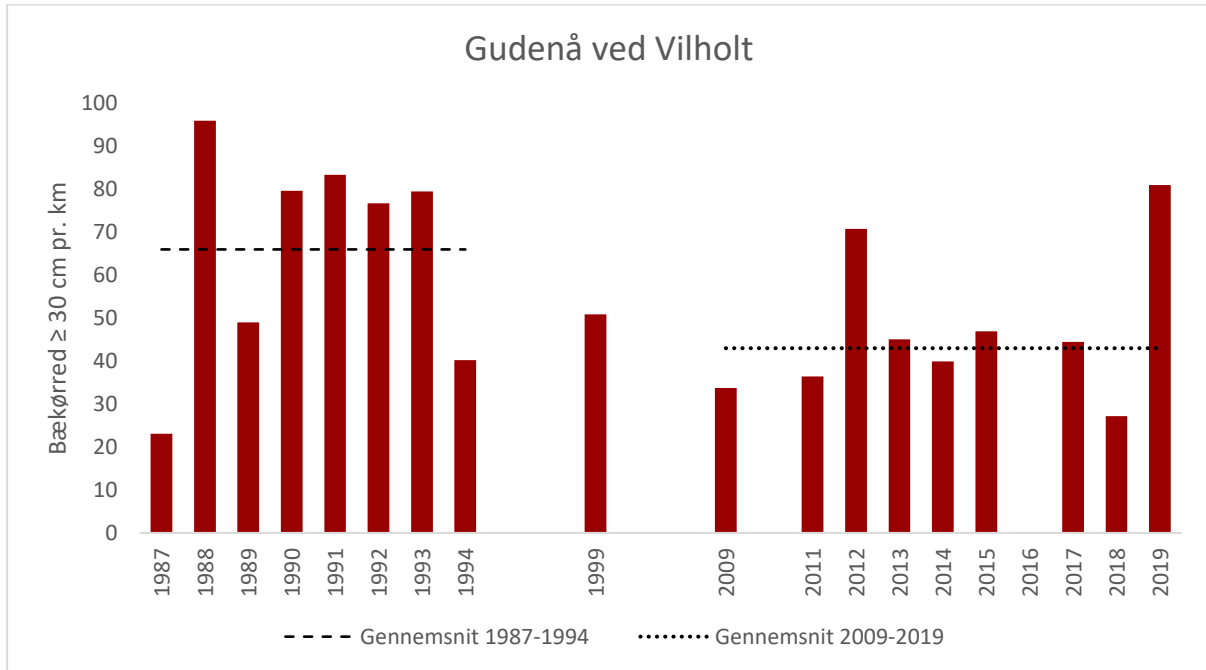
7.3.2 Gudenåen ved Vilholt

Ved Vilholt steg den samlede tæthed af ørreder markant efter 2009 forårsaget af en øget yngelproduktion (Figur 7.7) som følge af fjernelsen af Vilholt mølle opstemningen i 2008. Der er mange egnede standpladser for store ørreder ved Vilholt, men antallet af ældre ørreder er ikke steget ret meget, selv om der er kommet markant mere yngel i de senere år. Det generelle indtryk er, at der kunne være langt flere store bækørreder, bedømt ud fra antallet af yngel og de mange egnede skjulesteder for større fisk.



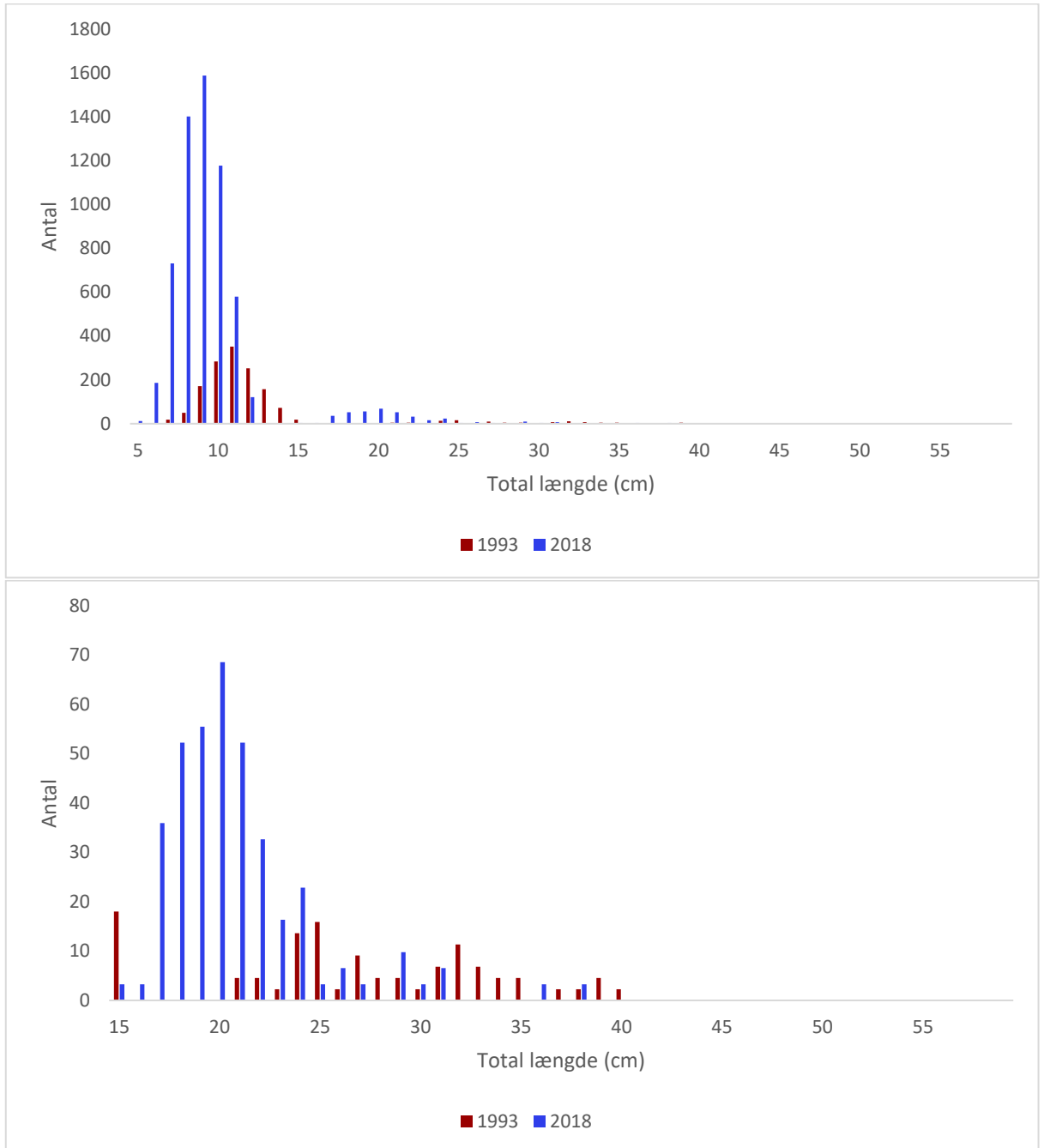
Figur 7.7: Ørredbestandens udvikling i Gudenåen ved Vilholt. Ørredbestanden er på grafen opdelt i yngel (blå) og ældre (grøn).

Ses der kun på tætheden af bækørreder ≥ 30 cm, er der sket et fald i bestandstætheden (Figur 7.8). Ligesom ved Tørring er der undersøgt en sammenhængende periode før og efter årtusindskiftet. I perioden 1987-1994 var den gennemsnitlige tæthed 66 bækørreder ≥ 30 cm pr. km vandløb. Det var væsentligt højere end efter årtusindskiftet (2009-2019), hvor den gennemsnitlige tæthed var faldet til 42,5 bækørreder ≥ 30 cm pr. km vandløb.



Figur 7.8: Tætheden af bækørred over mindstemålet på 30 cm i Gudenåen ved Vilholt. Gennemsnitsværdien for perioden før årtusindskiftet (1987-1991) og efter årtusindskiftet (2009-2019) er angivet med stiplede linjer i grafen og er 66 henholdsvis 43 pr. km. Der er også lavet bestandsanalyse i 2016, men der blev ikke fanget en eneste ørred ≥ 30 cm.

Figur 7.9 viser et repræsentativt eksempel af længdefordelingen af ørredbestanden ved Vilholt før og efter årtusindskiftet. Figuren viser, at der i 2018 var langt flere ørreder ved Vilholt end i 1993, men på trods af dette er der nu ligesom ved Tørring færre bækørreder over 25 cm end tidligere. Længdefordelingen for alle år er vist i Bilag D.



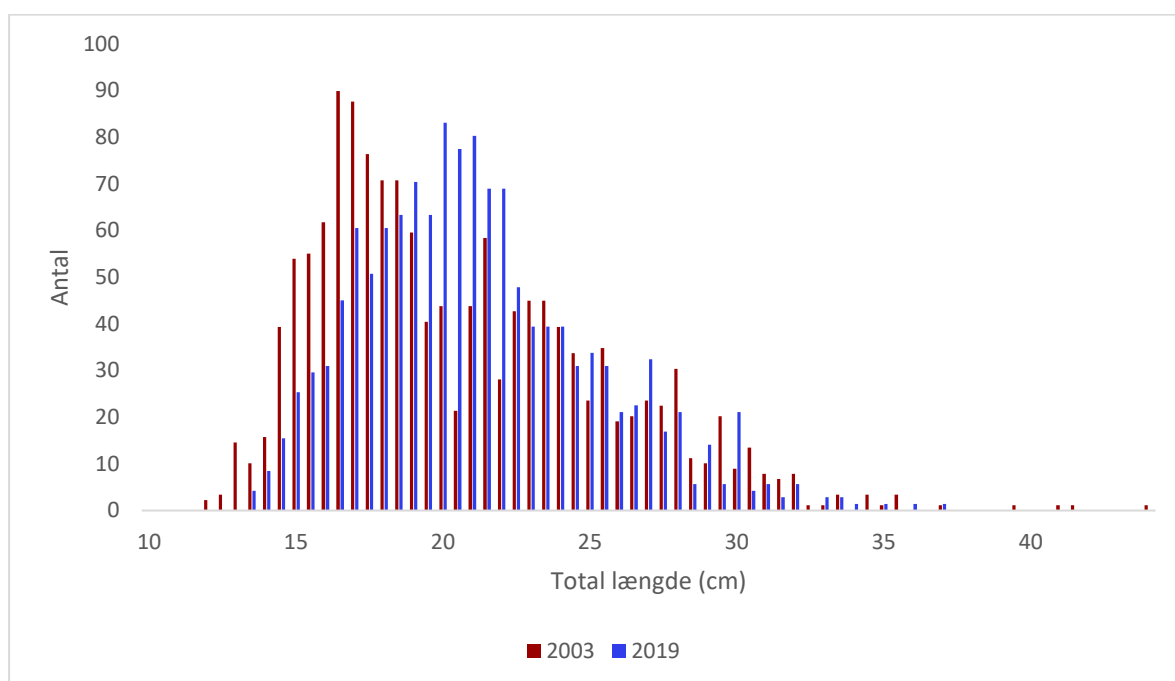
Figur 7.9: Beregnet længdefordeling af ørredbestanden ved Vilholt for hhv. 1993 og 2018. Figuren er korrigeret i forhold til forskellen i effektiviteten af elfiskeriet over for yngel og ældre ørreder. Grafen foroven viser den samlede længdefordeling og grafen forneden viser et forstørret udsnit af længdefordelingen fra 15-55 cm. Y-aksen i de to figurer er forskellig, da der ikke er særligt mange større bækørreder.

Faldet i antal bækørreder > 25 cm ved Vilholt er sket i takt med, at der har været langt mere ørredyngel på strækningen end tidligere. Som det fremgår af Figur 7.9, har det også øget antallet af større ørreder mellem 15 og 25 cm en smule, men alligevel er der blevet færre bækørreder > 25 cm.

7.3.3 Linå

I Linå blev der lavet bestandsundersøgelser i 2003 og 2019 for at vurdere bestandssammensætningen af ørreder ældre end yngel, dvs. mindst et år gamle. Linå adskiller sig fra de to strækninger i Gudenåen ved, at der mellem de to undersøgelser er sket betydelige ændringer af de fysiske forhold ved fjernelse af en opstemning nederst i systemet. Desuden er næsten hele åen gennemfisket, bortset fra den øverste del, som blev vurderet mindre egnet som habitat for ørred, og hvor tidligere undersøgelser fra august 2019 har vist, at der ingen ørreder var (Holm & Svarer, 2020).

Resultaterne viser, at der i Linå ikke er sket nogen væsentlig ændring i bestandssammensætningen af større ørreder, som det er set ved Tørring og Vilholt (Figur 7.10). Dog blev der i 2019 ikke fanget fisk større end 37 cm, hvorimod der i 2003 blev fanget flere individer over 40 cm (Figur 7.10). Antallet af ørred ældre end yngel i Linå var stort set det samme i 2003 og 2019, hvor antallet blev beregnet til henholdsvis 1433 og 1359.



Figur 7.10: Længdefordeling af ørredbestanden (mindst et år gamle) på en 7,5 km lang strækning af Linå i 2003 og 2019. Yngel blev ikke optalt og fremgår ikke af grafen.

8. Diskussion

8.1 Hvorfor forsvinder bækørrederne?

Gudenåen er det eneste af de undersøgte vandløb, hvor data over bestandsudviklingen for en længere tidsperiode er tilgængelig, og dermed også det eneste vandløb, hvor det på et videnskabeligt veldokumenteret grundlag kan bekræftes, at der reelt er sket en tilbagegang for bækørredbestanden. I de øvrige undersøgte vandløb kan det på grund af manglen på ældre data ikke påvises, at bækørredbestandene ligeledes er gået tilbage. Dog tyder den lave tæthed af større ørreder samt den meget dårlige overlevelse på, at det i høj grad er sandsynligt, at lystfiskernes rapporteringer om tilbagegang af bækørredbestandene er reelle.

Fælles for alle undersøgte vandløbsstrækninger er, at overlevelsen for bækørreder over ca. 25 cm er meget lav. Normalt vil man forvente en højere overlevelse for større ørreder end for mindre ørreder (Rasmussen, 2018), og som en tommelfingerregel kan naturlig dødelighed skønnes ud fra fiskens vægt efter følgende formel (Ursin, 1967):

$$M = W^{-1/3}$$

Hvor M er naturlig dødelighed per år og W fiskens vægt. Det vil sige, at en ørred på 15 cm (32 gram) har en naturlig dødelighed på 32 % per år, hvorimod en ørred på 30 cm (247 gram) har en naturlig dødelighed på 16 % per år. Formlen medregner ikke dødelighed ved gydning, fiske-ridødelighed, evt. migrationsdødelighed og den tager ligeledes ikke højde for ændring i prædationstryk.

Med en relativ år-til-år-overlevelse, som generelt er under 14 % (Tabel 7.1) i de undersøgte vandløb, minder overlevelses-raten for større fisk mere om det man ville forvente for ørred ung-fisk. Undersøgelsen fra Nørreå i Ribe Å-systemet bekræfter, at år-til-år-overlevelsen for ung-fisk og ældre ørred er på samme niveau (Pedersen et al., 2018).

Der findes ikke nogen entydig forklaring på tilbagegangen og den ringe overlevelse for større bækørred i de undersøgte vandløb, men særligt fire faktorer vurderes at have betydning for antallet af bækørred i danske vandløb.

- Prædation
- Lystfiskeri
- Fjernelse af spærringer
- Ophør af udsætning af "fangstklare" ørreder

Resultaterne fra denne undersøgelse i kombination med allerede tilgængelig viden peger på, at høj dødelighed for større ørred i vandløb er den afgørende faktor for de lave tætheder af bækørred. Den høje dødelighed kan i høj grad henføres til prædation fra skarv og til dels odder/mink, men også lystfiskeri kan være af betydning, hvis ikke det udføres skånsomt. Det er dog vigtigt at bemærke, at fisketrykket på de undersøgte å-strækninger enten har været lavt eller ikke-eksisterende siden 2011 og helt sikkert meget lavere end i 80'erne og 90'erne, hvor det var almindeligt at hjemtage de ørreder over mindstemålet man fangede.

Hvor stor betydning de enkelte faktorer har, og hvordan de vurderes at påvirke bestandene, er gennemgået grundigere nedenfor.

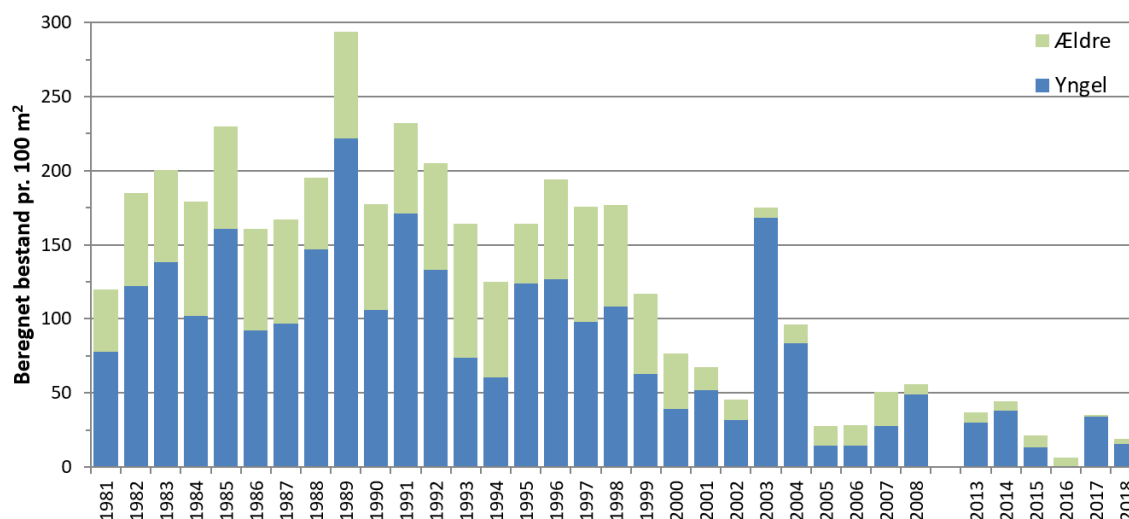
8.1.1 Prædation

Radiotelemetri undersøgelsen ved Tørring i Gudenåen viste, at dødeligheden i høj grad skyldtes prædation fra skarv og odder/mink, som i løbet af syv måneder åd henholdsvis 33 % og 39 % af de mærkede bækørreder, dvs. i alt 72 %. Odder/mink var således det/de rovdyr, der åd flest af de mærkede bækørreder.

Den tilgængelige viden om odderens betydning for ørredbestande i danske vandløb er meget begrænset (Jepsen et al., 2014), men andre danske undersøgelser fra Trend Å og Skals Å har ligeledes vist, at oddere kan æde mange ørreder (Aarestrup et al., 2005; Jacobsen, 2005).

Odderen siges generelt at være opportunist således, at dens fødeindtag normalt afspejler fødeemnernes tilgængelighed (Kruuk et al., 1993; Copp & Roche, 2003). En undersøgelse fra Østrig viser imidlertid, at der findes eksempler på, at odderen nogle steder foretrækker ørred frem for andre arter, og at de fortrinsvis æder ørred på 12-25 cm, hvilket vil sige ørred ældre end yngel (Sittenthaler et al., 2019). I Danmark hvor ørreden i de fleste vandløb er den dominerende art og flere steder den eneste, vil fiskedelen af odderens føde således formentlig næsten udelukkende udgøres af ørred, da der ikke er andre valgmuligheder.

Der er ikke lavet egentlige undersøgelser, som viser odderens effekt på ørredbestande, men bestandsanalyser fra flere steder i Gudenå-systemet indikerer, at oddere kan have haft negativ effekt på ørredbestanden (Nielsen, 2019). Som et eksempel kan nævnes Brandstrup Bæk. Her er ørredbestanden undersøgt på de samme tre strækninger i perioden 1981-2018 og havde et tydeligt tilbagefald omkring årtusindskiftet, hvor odderen samtidig kom tilbage til Gudenå-systemet efter at have været udryddet (Figur 8.1). I de første år var det primært bestanden af ældre ørred, der gik tilbage (dvs. ørreder, der er mindst et år gamle), men senere blev der også færre årsyngel. Dette kan bl.a. være en følge af, at der nu er få gydende ørreder i vandløbet, enten pga. prædation i bækken og/eller pga. øgede dødeligheder på de ørreder fra Brandstrup Bæk, der udvandrer til saltvand.



Figur 8.1: Ørredbestanden på tre strækninger af Brandstrup Bæk 1981-2018 (i alt 150 m, ikke undersøgt i 2009-2012). Data fra DTU Aqua og Favrskov Kommune (figur fra Nielsen, 2019).

Det er ikke dokumentation for, at odderen er skyld i tilbagegangen, men sammenfaldet omkring årtusindskiftet mellem odderens tilbagekomst og ørredens tilbagegang indikerer, at odderen kan have haft en væsentlig effekt på ørredbestanden. At odderen færdes langs Brandstrup Bæk,

bekræftede DTU Aqua i januar 2020 ved optagelser med vildtkameraer. Her blev der bl.a. observeret tre oddere på samme tid, formentlig en mor med to unger.

DTU Aqua har også i 2014 observeret odder i et andet nærtliggende tilløb til Gudenåen, Tjærbæk, hvor ørredbestanden er gået lige så meget tilbage som i Brandstrup Bæk i samme periode, og hvor årsagen til tilbagegangen er ukendt (Nielsen, 2019).



Vi har kendskab til en del observationer af ørreder med skader fra odder-bid, både under vores eget elfiskeri, men også fra lystfiskere. Det øverste foto viser en 35 cm bækørred fanget af en lystfisker og det nederste foto viser en mindre ørred med skadet hale fanget under elfiskeriet. Under elfiske-undersøgelserne observeres ofte ørreder (i alle størrelser) med såkaldte "halebid" hvor halvdelen af halefinnen mangler, og disse skader kan sandsynligvis også henføres til odder/mink.

Det skal nævnes, at tilbagegangen for ørredbestanden i Brandstrup Bæk og Tjærbæk også kan skyldes øgede dødeligheder for de ørreder, der som led i deres livscyklus vandrer som smolt til Randers Fjord og tilbage til bækken for at gyde som havørred. En undersøgelse i 2020 viser dog, at dødeligheden i nedre Gudenå for nedvandrende smolt på turen mod Randers Fjord er uændret sammenlignet med 2003 og 2005, men det er uvist om dette varierer fra år til år og om dødeligheden i fjord og hav er øget.

Tidligere søgte skarven hovedsageligt føde ude langs kysterne, men efter to hårde vintre i 2009/2010 og 2010/2011 er skarven i langt højere grad begyndt at søge føde langt oppe i vandløbene (Jepsen et al., 2018b). Dette er også set i Gudenåen omkring Randers, hvor der i perioder kan observeres hundredvis af skarv. Den ændrede adfærd har skarven siden holdt fast ved og særligt i kolde perioder om vinteren stiger antallet af fødesøgende skarv oppe i vandløbene, hvilket har stor betydning for overlevelsen af stationære fisk som bækørred og stalling i vandløb (Ravn & Jepsen, 2016; Jepsen et al., 2018b).

Det er veldokumenteret, at selv få skarv kan reducere overlevelsen af ørred og andre vandløbsfisk i Danmark (Jepsen et al., 2014; Ravn & Jepsen, 2016; Jepsen et al., 2018b). Pedersen et al. (2018) viste f.eks., at prædation fra skarv havde stor negativ betydning for overlevelsen i Nørreå, samt at bækkørreder ≥ 25 cm i vidt omfang blev ædt af skarv. Skarv foretrækker altså relativt store byttefisk, som det også fremgår af andre undersøgelser (Cech et al., 2008; Steffens, 2010; Cech & Vejrík, 2011; Steffens, 2011; Skov et al., 2013).



Under elfiske-undersøgelserne har vi ofte fanget ørreder med tydelige skader fra skarv-angreb, som eksemplet på fotoet.

Ved undersøgelsen i Nørreå blev 222 bækkørreder mellem 30-39 cm mærket med PIT-mærker, og 28 % af PIT-mærkerne blev senere genfundet ved scanning under én skarvrasteplads 10 km væk fra undersøgelsesstrækningen. Scanningseffektiviteten efter PIT-mærkerne blev for rastepladsen beregnet til 70 %. Korrigeret for scanningseffektiviteten endte 40 % af de PIT-mærkede bækkørreder mellem 30-39 cm således som føde for de skarver, der holdt til på denne ene rasteplads. Den registrerede prædation fra skarv er et minimumsestimat, da skarv kan have ædt mærkede fisk og opgylpet PIT-mærkerne andre steder, som ikke er scannet efterfølgende.

Vi har ikke tilgængelig viden om minkens påvirkning af danske fiskebestande, men udenlandske undersøgelser viser, at mink kan øge dødeligheden for ørred (Heggenes & Borgstrøm, 1988; Lindstrom & Hubert, 2004). Baseret på den tilgængelige viden tyder det dog generelt på, at minken foretrækker andre byttedyr end ørred, og at den i høj grad spiser andet end fisk (Jepsen et al., 2014). Minken er ikke tilpasset jagt i vandet på samme måde som odderen, hvorfor det er naturligt, at den ikke i samme grad er afhængig af fisk som byttedyr. Man mener desuden, at mink undgår områder, hvor oddere færdes (Jepsen et al., 2014). Det er således sandsynligt, at den observerede dødelighed for bækkørred i Gudenåen ved Tørring skyldes prædation fra oddere alene.

Fiskehejre kan også være en vigtig prædator på ørred i vandløb (Madsen 1998, Boel 2012). Den er dog begrænset til jagt på forholdsvis lav vanddybde og tager ifølge Geiger (1984) ikke bytte dybere end 20 cm under overfladen. Den er således en mindre effektiv jæger end skarven, særligt på større bækkørred ≥ 30 cm, der ofte opholder sig på dybere vand.

Foruden pattedyr og fugle findes der i mange vandløb gedder, men de forekommer ofte i lavt antal og findes stort set ikke i de mindre vandløb, hvorfor de generelt vurderes at være uden særlig betydning for bækkørredbestandene.

8.1.2 Lystfiskeri

Bækørredbestande er sårbare over for lystfiskeri (Aldomóvar & Nicola, 2004). Det skyldes, at der generelt er begrænset rekruttering af nye individer over mindstemålet grundet forholdsvis langsom vækst i vandløb samt, at bækørreder lever i et begrænset område (territorie) og derfor er særligt udsat for lystfiskeri.

Danske undersøgelser har vist, at lystfiskeri kan være effektivt efter bækørred. F.eks. blev der i Gudenåen ved Tørring i forbindelse med en bestandsanalyse i 1987 efterfølgende fisket med stang for at undersøge hvor effektivt lystfiskeri kan være. På de 940 m opstrøms Tørring (mellem hovedvej A13 og tilløbet Alsted Mølleå) blev bestanden af ældre ørred den 2. oktober beregnet til 330 individer. Dagen efter, den 3. oktober, blev der af én person fanget 14 ældre ørred på 2 timers fiskeri med spinner på disse 940 meter (Nielsen, 1994; Jan Nielsen pers. komm.). Det svarer til 4 % af bestanden af ældre ørred. En anden undersøgelse fra Nørreå viste, at der af en lystfisker på bare én dag ved 8 timers fiskeri blev fanget 18 % af den beregnede ørredbestand ≥ 30 cm (Pedersen et al., 2018).

Der er et stigende antal sports- og lystfiskerforeninger, der frivilligt indfører catch & release (C&R) fiskeri for bækørred, med henblik på at beskytte bestandene. Udenlandske undersøgelser har vist, at der ved korrekt udførelse kan dyrkes C&R fiskeri på ørred med en overlevelse på helt op til 95-100 % for genudsatte fisk (Boyd et al., 2010; Turunen og Suurunen, 1996; Mitterlehner, 1997). Ligeledes viser undersøgelser, at C&R regulering i kombination med grej-restriktioner generelt resulterer i, at der fanges flere større ørreder (Arlinghaus et al., 2007). Der findes desuden eksempler på, at ophør af udsætning sammen med indførelse af C&R regulering har forbedret lystfiskeriet efter ørred i vandløb betydeligt (Carline et al., 1991).



Korrekt håndtering er afgørende for hvor god overlevelse, der er ved C&R fiskeri. Fisken bør så vidt muligt holdes i vandet under håndteringen, og kun kortvarigt løftes til et foto eller som eksempel på fotoet her fotograferes i vandet.

Med øje for, hvor effektivt lystfiskeri kan være, er det en nødvendighed med et skånsomt lystfiskeri for at bevare et godt fiskeri efter bækørred. Skånsomt fiskeri indebærer ikke blot, at der

udøves C&R, men også at fiskene håndteres skånsomt, at der anvendes grej, der begrænser skader på fiskene samt, at der ved vandtemperaturer over 18 grader ikke fiskes, da dødeligheden ved C&R ellers øges (Skov og Sivebæk, 2019).

Trods muligheden for lystfiskeri på mange af de undersøgte vandløbsstrækninger, er der angiveligt et meget begrænset lystfiskeri, og de lystfiskere, der fortsat dyrker denne type fiskeri, er ofte meget dedikerede og specialiserede lystfiskere, der udelukkende dyrker C&R fiskeri uanset om det er et krav eller ej. Dette er forståeligt når man tænker på, hvor langt der faktisk er mellem de større ørreder i alle vandløbene. Man kan sige, at den lave overlevelse hos de større ørreder, har umuliggjort traditionelt bækørredfiskeri og nødvendiggjort C&R.

8.1.3 Fjernelse af spærringer

For at opfylde kravene i EU's Vandrammedirektiv stiller Miljøministeriets vandområdeplaner krav om, at der skal være en god økologisk tilstand i mange vandløb, herunder gode fiskebestande, der kan klare sig selv ved gydning. Derfor arbejdes der i dag på at forbedre forholdene for fisk og andre vandløbsdyr ved at genskabe så naturlige forhold som muligt (Nielsen & Sivebæk, 2017). Det betyder bl.a. at der er fjernet en lang række menneskeskabte spærringer og fortsat fjernes spærringer i danske vandløb.

Spærringer forhindrer faunaens frie vandring, og resulterer bl.a. i at ørred-smolt, som har bestemt sig for at vandre mod havet for at leve som havørred, bliver bremset unaturligt på deres vandring, så de enten dør eller bliver "tvunget" til at afbryde vandringen og blive i vandløbet for at leve som bækørred. Derfor kan der opstrøms spærringer i vandløb være en "unaturlig" høj tæthed af stationære ørreder, da ungfiskenes forhindres i at sprede sig nedstrøms, ligesom bækørreder der vil vandre nedstrøms også kan blive forhindret i at vandre nedstrøms og dermed "lukket inde" (Aarestrup & Sivebæk, 2008).

Når spærringer fjernes i et ørredvandløb, vil de ørreder, der før blev tvunget til at blive i vandløbet have mulighed for at vandre hele vejen nedstrøms til havet. Det er således naturligt, at der vil opstå en ny "balance", hvor en større andel af ørredbestanden vil vandre nedstrøms til saltvand og leve som havørred når adgangen til havet er lettere tilgængelig.



Fjernelse af opstemninger genskaber passage i vandløb til gavn for ørredbestanden såvel som andre arter. På fotoet ses opstemningen ved Vilholt Mølle: til venstre da den var i funktion, i midten under nedrivningen i 2008 og til højre ses den oprindelige og genskabte Gudenåen samme sted efter fjernelse af opstemningen.

Generelt er der stor risiko forbundet med at vandre til havet. Der kan være øget dødelighed, og afstanden til havet samt antallet af forhindringer (spærringer og indskudte søer) undervejs er afgørende for, hvor mange af fiskene, der overlever under vandringen ned gennem vandløbet (Aarestrup & Koed, 2003; Boel & Koed, 2013; Jepsen et al., 2018a, Schwinn et al., 2018). Til gengæld opnår ørreden en række fordele i form af øget vækst, størrelsesmæssig fordel og et

større antal afkom (Jonsson & Jonsson, 1997; Jonsson & Jonsson, 1998) ved at vandre til sø eller hav for at vokse.

Når adgangsforholdene bliver for dårlige, eller vandringsafstanden for lang, kan risikoen ved at vandre være for stor til, at det er en fordel. De vandløbsstrækninger, der er svært tilgængelige for havørred, vil således være domineret af en gydebestand bestående af stationære ørreder, hvorimod strækninger med fri adgang til havet eller større søer vil være domineret af en gydebestand bestående af vandrende fisk (Bohlin et al., 2001; Rohtla et al., 2017).

Danske vandløb er lavlandsvandløb uden naturlige spærringer, f.eks. vandfald o. lign., og mange bække og åer har oprindeligt haft gode, naturlige bestande af ørreder fra gydning i vandløbene. Disse oprindelige bestande har været domineret af gydebestande bestående af vandrende hav- eller søørreder. Genetablering af fri passage ved menneskeskabte spærringer vil således ofte resultere i, at gydebestanden domineres af havørreder, som producerer flere og større æg end de mindre bækørreder, hvilket igen vil resultere i en væsentlig højere yngeltæthed (Birnie-Gauvin et al., 2017; Birnie-Gauvin et al., 2020).

En sekundær effekt ved etablering af fri passage er derfor øget konkurrence blandt yngel og ungfisk om føderessourcer og standpladser. Denne øgede konkurrence kan påvirke vandretrangen og dermed resultere i, at en større andel af ynglen vil vandre til saltvand og leve som havørred (Olson & Greenberg, 2004; Birnie-Gauvin et al., 2018; Ferguson et al., 2019).

I sidste ende er en ørredbestands sammensætning, altså hvor stor en andel af bestanden, der lever hele livet i vandløb som bækørred eller vandrer til havet og vokser op som havørred, en balance mellem fordele og ulemper ved de to leveformer (Ferguson et al., 2017). Denne balance vil være påvirket af en række faktorer, herunder bl.a. habitatkvalitet og fødetilgængelighed i vandløbet samt ikke mindst passagemuligheder til havet.

Menneskelig påvirkning med forringelse af gyde- og opvækstmuligheder og etablering af spærringer ved opstemninger m.m. har udslettet mange bestande. Men de kan genetaberes mange steder, når der fjernes spærringer og genskabes naturlige forhold i vandløbene.

8.1.4 Ophør af udsætninger (og målrettet avlsarbejde mod selvreproducerende havørredbestande)

Fiskeplejen finansierede frem til år 2000 udsætning af "fangstklare" ørreder på 25-35 cm. Disse udsætninger ophørte, da undersøgelser viste, at fiskene kun overlevede få måneder efter udsætning i vandløb (Pedersen & Geertz-Hansen, 2001; Pedersen, et al., 2003; Aarestrup et al., 2005).

Udsætningerne af "fangstklare" ørreder bidrog således generelt ikke til større bestande. Men trods den ringe overlevelse har de sandsynligvis bidraget til lystfiskeriet i et vist omfang i en begrænset periode efter udsætning. Ophør af udsætningerne kan derfor have påvirket lystfiskerens opfattelse af, hvor store bestandene har været. Den ringe overlevelse kan forklares af opvæksten på dambrug og den deraf manglende tilpasning til livet i naturen med rovdyr og konkurrence om føde og standpladser (Olla et al., 1998; Jonsson et al., 2014).

Der foretages i dag udsætninger af yngel i flere vandløb, og da de i modsætning til "fangstklare" ørreder har deres opvækst i naturen, "lærer de bedre" at overleve. En del af disse vokser derfor op og bidrager til fiskeriet.

Under indfangning af moderfisk er der traditionelt sket selektion for store havørred af tre årsager;

- 1) elfiskeri har en højere effektivitet på større fisk (Geertz-Hansen et al., 2013)
- 2) De mindre bækkørreder er lettere at overse under indfangning
- 3) Lystfiskere foretrækker at få store fisk med hjem til avlen frem for de små.

Hvis man skal sikre naturlige genetiske forhold i bestanden, er det imidlertid vigtigt, at der ikke udvælges fisk med bestemte egenskaber ved indfangning til avlen (Hansen & Nielsen, 2014). Den kunstige befrugtning skal således efterligne det, der sker i naturen ved fiskenes gydning, hvor små og relativt unge fisk også deltager i gydningen. Mindre ørreder, herunder små bækkørredhanner, bør derfor indgå i avlen på lige fod med alle andre individer. For at undgå indavl og tab af genetisk variation bør der desuden bruges æg og sæd fra mindst 25 hanner og 25 hunner ved opdræt (Hansen & Nielsen, 2014).

Ørreden er meget tilpasningsdygtig, og dens vandringstrang påvirkes som tidligere nævnt af forholdene i dens omgivelser, men der indgår også en genetisk komponent (Ferguson et al., 2019). Vi ved ikke ret meget om hvor stor en rolle, generne reelt spiller for, om en ørred vil vandre eller ej, men det er sikkert, at ørredens livsstrategi er meget kompleks. Vil man tilgodese bækkørrederne under avlsarbejde, er det derfor vigtigt, at deres gener også inddrages. De generelle anbefalinger er da også, at alle fangne individer inddrages i avlen, så der sikres størst mulig genetisk variationen (Nielsen, 2012).

8.2 Hvor store bestande kan man forvente?

I dette afsnit vurderes det på basis af en række undersøgelser i danske vandløb, hvor store bestande af bækkørreder over mindstemålet, man kan forvente i danske vandløb.

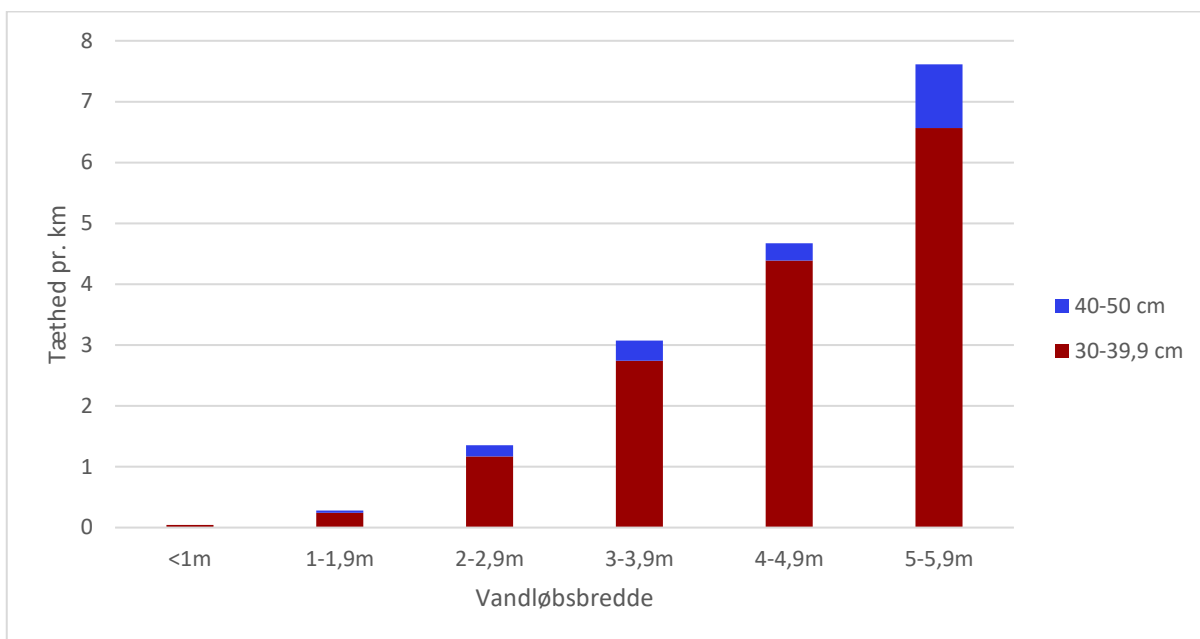
8.2.1 Bestandsanalyserne i otte vandløb

Resultater fra bestandsanalyserne udført under udarbejdelse af denne rapport viser, at antallet af bækkørred over mindstemålet på 30 cm i de undersøgte vandløb generelt var på et niveau på maks. 8 ørreder pr. km vandløb med undtagelse af enkelte strækninger i Gudenåen ved Tørring og i Nørreå, hvor der er fundet op til ca. 15-25 bækkørred \geq 30 cm pr. km vandløb, og i det bedste år helt op til 48 bækkørred \geq 30 cm pr. km vandløb. For den noget bredere strækning i Gudenåen ved Vilholt er der generelt fundet tætheder på mellem 35 og 80 bækkørred \geq 30 cm pr. km, og i det bedste år før årtusindskiftet helt op til 96 bækkørred \geq 30 cm pr. km.

De undersøgte vandløb har alle gode fysiske forhold for større ørred og er blandt de vandløb i Danmark, hvor vi vil forvente at finde de højeste tætheder af bækkørreder over mindstemålet. De fleste strækninger har også været kendt for gode fangster af store bækkørreder.

8.2.2 De seneste fiskeundersøgelser på 4.180 strækninger af danske ørredvandløb

DTU Aqua undersøger hvert år fiskebestanden i en række ørredvandløb under udarbejdelse af "Planer for fiskepleje". Herunder er resultaterne vist for en samlet analyse af de seneste undersøgelser i de enkelte vandområder, fordelt på 4.180 stationer med vandløbsbredder på 0,3-6 meter og med en sammenlagt befisket strækning på 200,5 km. Undersøgelserne har dækket de fleste danske ørredvandsystemer (Figur E.1 i bilag E). Figur 8.2 viser, hvor mange ørreder \geq 30 cm, der var ved de forskellige vandløbsbredder.



Figur 8.2: Beregnet tæthed af ørred ≥ 30 cm pr. km vandløb elfisket under udarbejdelse af "Planer for fiskepleje" i perioden 2010-2019 (4.180 strækninger af vandløb, samlet længde 200 km). Data fra bilag E.

Det ses at ørred ≥ 30 cm stort set er fraværende (0,04 pr. km) i små vandløb <1 meters bredde, og at tætheden generelt øges i takt med vandløbets bredde.

8.2.3 Udenlandske undersøgelser

Bortset fra undersøgelserne i Gudenåen ved Tørring og Vilholt i 1980'erne findes der ingen egentlige undersøgelser fra Danmark over, hvor store naturlige bestande af bækkørred, der tidligere har været. En udenlandsk undersøgelse viser, at der kan findes væsentlig højere tætheder i vandløb af tilsvarende størrelse. F.eks. viste en undersøgelse fra et større vandløb i Pennsylvania, USA, at der øverst i vandløbet, hvor vandløbsbredden gennemsnitligt er 9 meter, fandtes en tæthed på 98 vilde ørred ≥ 30 cm pr. hektar svarende til 88 pr. km vandløb i 1988 efter indførelse af ren C&R fiskeri i 1982 (Carline et al., 1991). Længere nedstrøms i samme vandløb, hvor vandløbsbredden gennemsnitligt er 22 meter, blev der fundet tætheder på mellem 66 og 102 vilde ørred ≥ 35 cm pr. hektar svarende til 145-224 pr. km vandløb (Carline et al., 1991).

8.2.4 Konklusion

I dag er der generelt forholdsvis få bækkørreder over mindstemålet på 30 cm i de danske vandløb (Figur 8.2). Det vurderes, at de fysiske forhold i alle de undersøgte vandløb generelt kan understøtte betydeligt større bestande.

Resultaterne fra Gudenåen ved Tørring før årtusindskiftet giver et billede af hvor mange bækkørreder, der tidligere var inden skarv og odder indfandt sig som rovdyr ved vandløbet. Resultaterne viser, at der over en 5-årig periode før årtusindskiftet var en gennemsnitlig tæthed på 28,5 bækkørred ≥ 30 cm pr. km, og at der potentielt kan findes tætheder på helt op til 48 bækkørred ≥ 30 cm pr. km i de bedste år (Figur 7.3 og 7.5).

For at opnå så høje tætheder, er det en forudsætning, at der er normal rekruttering af nye individer fra gydning, god overlevelse hos fiskene (ingen eller lav dødelighed pga. prædation og lyst-

fiskeri) samt en god fødetilgang (se afsnit 8.3). Det er ikke givet, at der kan opnås så høje tætheder af bækørred i alle danske ørredvandløb, det må snarere regnes som potentialet for de bedste og mest upåvirkede vandløb. Det skal bemærkes, at den undersøgte vandløbsstrækning ved Tørring løber gennem byen, hvilket sammen med et generelt lavt lystfiskeri formentlig har sikret en god overlevelse for bækørrederne på strækningen.

Andelen af en ørredbestand, der vælger at blive i vandløbet som bækørred påvirkes af en række faktorer (se afsnit 8.1.3), og der vil således være en naturlig forskel i "potentialet" mellem forskellige vandløb og vandløbsstrækninger.

Under de nuværende forhold, hvor der generelt er meget høj dødelighed for alle størrelser af ørred, må det forventes, at de fundne tætheder vist i Figur 8.2 afspejler hvor store bestande, vi i dag kan forvente at finde i små og mellemstore vandløb med gode fysiske forhold på tværs af landet.

8.3 Hvordan sikrer man bestande af store bækørreder?

Bækørreder i danske vandløb er generelt sårbare, da de lever i et begrænset område og i hele deres liv kan være udsatte for lystfiskeri og prædation. For at sikre en god bestand af bækørred er der en række betingelser, som skal være opfyldt:

1. Rekruttering af nye individer ved naturlig reproduktion
2. Gode habitatforhold med mange skjul og standpladser
3. God år-til-år-overlevelse

Det er selvsagt en forudsætning, at der rekrutteres nye individer til bestanden. Det er derfor vigtigt, at fiskene kan vandre frit i vandløbene, og at der findes eller skabes optimale gydepladser i form af lavvandede stryg med vanddybder < 20 cm, hvor ynglen også kan overleve efter klækningen (Nielsen & Sivebæk, 2017). Gydeforholdene er afgørende for hvor mange nye individer, der rekrutteres til bestanden (Ravn et al., 2019).

Når ynglen kommer frem fra gydegruset, er det vigtigt, at der er gode skjul og mange standpladser, da det er med til at sikre en højere overlevelse for ynglen. Komplekse strukturer i form af vandplanter, træødder, grene, sten og udhængende bredvegetation er, foruden at være gode fiskeskjul, ligeledes med til at sikre føde i form af vandinsekter og andre smådyr. I vandløb med gode standpladser for alle størrelser af fisk og god fødetilgang vil der således være bedre muligheder for, at flere ørreder bliver tilbage og lever som bækørred.

Bækørreder vokser generelt ret langsomt, så de skal overleve 4-5 år for at nå mindstemålet på 30 cm (Pedersen et al., 2018; Rasmussen 2018). Samtidig er overlevelsen generelt lav for bækørred i danske vandløb, og dette er en væsentlig begrænsende faktor for, hvor store bestandene kan være. Det er derfor afgørende, at der sikres gode skjul og optimale overlevelsesmuligheder for de ørreder, der bliver i vandløbet for at leve som bækørred.

Særligt to "ydre" faktorer kan have indflydelse på overlevelsen, nemlig prædation og lystfiskeri.

Komplekse strukturer i form af bl.a. dødt ved og væltede træer kan sandsynligvis være med til at sikre standpladser for bækørreder, hvor rovdyrene har sværere ved at fange fiskene. Dog er særligt skarv og odder dygtige jægere under vand, og det kan være svært for fisk at undgå disse, selv i vandløb med mange gode skjul. Et eksempel herpå er fra Gudenåen ved Tørring, hvor de fleste radiomærkede ørreder blev ædt trods masser af gode skjulesteder. Tilstedevæ-

relse af fiskespisende rovdyr i et vist antal vil således holde bækkørredbestandene på et væsentlig lavere niveau end ellers. I denne henseende er det værd at nævne, at der i flere af de undersøgte vandløb (Grindsted Å, Omme Å og Gudenåen ved Tørring) blev fanget flere større ørreder, hvor åerne løber i et forholdsvis "kedeligt" lige forløb gennem byer/bymæssig bebyggelse, hvilket formentlig er en effekt af at rovdirene ofte undgår at fouragere i byerne.

Med henblik på den forholdsvis begrænsede fiskebiomasse, der findes i de øvre vandløb, er det indlysende, at bestandene kun kan klare en begrænset prædation fra fiskespisende rovdyr som skarv og odder. Det giver derfor god mening at mange lystfiskerforeninger ansøger om tilladelse til skarvregulering langs vandløbene og dermed kan være med til at mindske prædationen. De seneste år har Miljøstyrelsen hvert år givet over 300 kollektive tilladelser til at regulere skarv langs vandløb af hensyn til fiskebestandene.

Lystfiskeri kan ligeledes have en meget negativ effekt på bækkørredbestandene (Nielsen, 1994; Pedersen et al., 2018), og fiskeridødeligheden heraf bør holdes på et relativt lavt niveau, hvis ørredbestandene skal være stabile. Derfor har mange lystfiskerforeninger med bækkørredfiskeri allerede indført C&R. Der kendes flere eksempler på, at C&R har resulteret i et øget antal lystfiskerfangster, fordi den samme fisk kan fanges flere gange af mere end én lystfisker. Det er klart, at den positive effekt af fangstbegrænsninger eller ophør af fangst udebliver, hvis rovdyr er i stand til at æde hele produktionen op.

God rekruttering af nye individer er forudsætning for gode bækkørredbestande, men hvis dødeligheden er høj, og en stor del af bækkørrederne forsvinder hvert år, kan der ikke forventes væsentlig større bestande end i dag. Et relevant eksempel at henvise til i denne sammenhæng er den undersøgte strækning af Råsted Lilleå. Siden undersøgelserne i 2012 og 2013 er der blevet etableret ca. 60 gydestryg i den del af åen, der ligger opstrøms undersøgelsesstrækningen (opstrøms Sandfær). Samtlige af disse stryg er siden benyttet af ørreder til gydning (Pers. komm. Torben Thinggaard). Vandløbet har på strækningen særdeles gode fysiske forhold, og er efter DVFI bedømt til faunaklasse 5-7, dvs. et varieret liv af smådyr og rent vand. I 2019 blev der undersøgt en 5 km lang strækning fra Fuglsang Bro nedstrøms til Sandfær for at vurdere effekten af de udlagte stryg. Undersøgelsen viste, at der var en god produktion af yngel, men næsten ingen ældre ørred og slet ingen stallinger (Iversen, 2019).

9. Referencer

- Aarestrup, K., Jepsen, N. Koed, A. & Pedersen, S. (2005). Movement and mortality of stocked brown trout in a stream. *Journal of Fish Biology* 66:721-728.
- Aarestrup, K., & Koed, A. (2003). Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 12:169-176.
- Aarestrup, K. & Sivebæk, F. (2008): Red bækørreden. Sportsfiskeren (2), s. 80-83. Link
- Arlinghaus, R., S.J. Cooke, J. Lyman, D. Policansky, A. Schwab, C. Suski, S.G. Sutton, & E.B. Thorstad. (2007). Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15, 75–167.
- Birnie-Gauvin, K., Candee, M. M., Baktoft, H., Larsen, M. H., Koed, A. & Aarestrup, K. (2018). River connectivity reestablished: effects and implications of six weir removals on brown trout smolt migration. *River Research and Applications* 2018, Volume 34, Issue 6, pp. 548-554.
- Birnie-Gauvin, K., Larsen, M. H., Nielsen, J. & Aarestrup, K. (2017). 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *Journal of Environment Management* 204, 467-471.
- Birnie-Gauvin, K., Nielsen, J., Frandsen, S. B., Olsen, H.-M., & Aarestrup, K. (2020). Catchment-scale effects of river fragmentation: A case study on restoring connectivity. *Journal of Environmental Management*, 264, [110408]. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110408>
- Boel, M. (2012). Life history types and strategies. Case studies on brown trout and alewives, involving physiological differences and interspecific interactions. PhD-thesis, DTU Aqua, 133 pp.
- Boel, M. & Koed, A. (2013). Smolttabet i Årslev Eng sø – En sammenligning af den nydannede eng sø i 2004 og den etablerede eng sø i 2011. DTU Aqua-rapport nr. 260-2013, 31 pp.
- Bohlin, T., Pettersson, J. & Degerman, E. (2001). Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. *Journal of Fish Biology* 70: 112–121.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G., & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173, 9–43. <https://doi.org/10.1007/BF00008596>
- Boyd, J. W., Guy, C. S., Horton, T. B. & Leathe, S. E. (2010). Effects of Catch-and-Release Angling on Salmonids at Elevated Water Temperatures. *North American Journal of Fisheries Management* 30:898-907.
- Carline, R. F., Beard Jr., T. & Hollender, B. A. (1991). Response of wild brown trout to elimination of stocking and to no-harvest regulations. *North American Journal of Fisheries Management*, Volume 11, Issue 3, august 1991, pp. 253-266

- Cech, M., Cech, P., Kubecka, J., Prchalová, M. & Drastík, V. (2008). Size selectivity in summer and Winter diets of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*): does it reflect season- dependent difference in foraging efficiency? *Waterbirds* 31: 438-447
- Cech, M. & Vejřík, L. (2011). Winter diet of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) on the River Vltava: estimate of size and species composition and potential for fish stock losses. *Folia Zoologica* 60: 129–142.
- Christensen, H.-J. (2013). Plan for fiskepleje I Ribe Å. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for ferskvandsfiskeri og –økologi, nr. 32-2013.
- Christensen, H.-J. & Mikkelsen, J. S. (2017). Plan for fiskepleje I Skjern Å. Distrikt 27, Vandsystem 01. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for ferskvandsfiskeri og –økologi, nr. 58.
- Copp, G. H. & Roche, K. (2003). Range and diet of Eurasian otters *Lutra lutra* (L.) in the catchment of the River Lee (south-east England) since re-introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 65-76.
- Del Villar-Guerra, D., Aarestrup, K., Skov, C. & Koed, A. (2012). Marine migrants in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Fjord residency as a possible alternative in the continuum of migration to the open sea. *Ecology of freshwater Fish* 2013. doi: 10.1111/eff.12110
- Dieperink, C. (1992). Opvandring af ørred og laks i Gudenåen. Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje (IFF) 1992: IFF-Rapport nr. 7, 1992.
- Dolan, C. R., & Miranda, L. E. (2003). Immobilization thresholds of electrofishing relative to fish size. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 969–976. <https://doi.org/10.1577/T02-055>.
- Ejby Ernst, M. (1983). Fiskeribiologiske undersøgelser. Side 14-15 og 35-59 i rapport fra Vejle Amtskommune: Kanosejladsen på Gudenåen 1983.
- 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.
- Ferguson, A., Reed, T., McGinnity, P. & Prodöhl, P. (2017). Anadromy in brown trout (*Salmo trutta*): A review of the relative roles of genes and environmental factors and the implications for management and conservation, in G. Harris (Ed.), *Sea trout: Management & science* (pp. 1–40). *Leicestershire, England: Matador Publishing Ltd.*

- 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.
- Geertz-Hansen, P., Koed, A. & Sivebæk, F. (2013). Manual til elfiskeri – Vejledning til elektro-fiskeri ved bestandsanalyser og opfiskning af moderfisk. DTU Aqua-rapport nr. 272-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 43 pp + bilag.
- Geiger, C. (1984). Graureiher *Ardea cinerea* und Fischbestand in Fließgewässern. *Ornithologischer Beobachtungen*. 81, 111-131.
- Hansen, M. M. & Nielsen, E. E. (2014). Genetiske retningslinjer for at undgå indavl og tab af variation. WEB-publikation: <https://www.fiskepleje.dk/Fiskebiologi/populationsgenetik/retningslinjer>
- 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.
- Heggenes, J. & Borgstrøm, R. (1988). Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology* 33, 885–894.
- Henriksen, P. W. (2014). Fangstrapporter fra Tuse Å 2014. Rapport udarbejdet af Limno Consult.
- Holm, M. K. & Svarer, A. (2020). Plan for fiskepleje i Gudenå, delområde 2 (nedstrøms Mossø og indtil Tange). Faglig rapport nr. 73 fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for *Ferskvandsfiskeri og –økologi.
- Iversen, K (2019). Fiskeundersøgelser i Fuglkær Å og Råsted Lilleå 2019 - Forundersøgelser til vandplansprojekt. Undersøgelser udført for Herning Kommune.
- Jacobsen, L. (2005). Otter (*Lutra lutra*) predation on stocked brown trout (*Salmo trutta*) in two Danish lowland rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 14: 59–68.
- Jepsen, N. (2015). Status for stalling og bækørred 2014. DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 8 pp.
- Jepsen, N., Flávio, H. & Koed, A. (2018a). The impact of cormorant predation on atlantic salmon and sea trout smolt survival. *Fisheries Management and Ecology* 2018, 1-4.
- Jepsen, N., Mikkelsen, J. S. & Koed, A. (2008). Effects of tag and suture type on survival and growth of brown trout with surgically implanted telemetry tags in the wild. *Journal of Fish Biology* 72: 594-602.
- Jepsen, N., Skov, C., Pedersen, S. & Bregnballe, T. (2014). Betydningen af prædation på danske ferskvandsfiskebestande – en oversigt med fokus på skarv. DTU Aqua-rapport nr. 283-2014.
- Jepsen, N., Ravn, H.D. & Pedersen, S. (2018b). Change of foraging behavior of cormorants and the effect on river fish. *Hydrobiologia* (2018) 820, 189-199.

- Jonsson, 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. (1997). Energy allocation in polymorphic brown trout. *Functional Ecology* 11: 310– 317.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. (1998). Body composition and energy allocation in life-history stages of brown trout. *Journal of Fish Biology* 53: 1306–1316.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. (2002). Migration of anadromous brown trout in a Norwegian river. *Freshwater Biology* 47: 1–11.
- Källo, K., Baktoft, H., Jepsen, N. & Aarestrup, K. (2020). Great cormorant (*phalacrocorax carbo sinensis*) predation on juvenile down-migrating trout (*salmo trutta*) in a lowland stream. *ICES Journal of Marine Science, Volume 77, Issue 2, March 2020: 721-729*
- Klements, 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., Rasmussen, G., Holdensgård, G. & Pedersen, C. (1996). Tangetrappen 1994-1995. DFU-rapport nr. 8-86, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for ferskvandsfiskeri, Silkeborg.
- Kruuk, H., Carss, D. N., Conroy, J. W. H. & Durbin, L. (1993). Otter *Lutra lutra* numbers and fish productivity in rivers of North East Scotland. *Symposium of the Zoological Society of London* 65: 171-191.
- 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.
- Lindstrom, J. W. & Hubert, W. A. (2004). Mink predation on radio-tagged trout during winter in a low gradient reach of a mountain stream, Wyoming. *Western North American Naturalist* 64: 551-553.
- Madsen, V. (1998). Fiskehejren (*Ardea cinerea*) som prædator - generelt og i relation til ørredsmolt (*Salmo trutta*). DFU-rapport No. 59-98, 72 pp. Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Mitterlehner, C. (1997). The selectivity of fly-fishing on salmonids. *Osterreichs Fischerei* 50:28-32.
- Nielsen, E. E. (2012). Moderfisk til opdræt af udsætningsfisk. Web-publikation: https://www.fiskepleje.dk/Fiskebiologi/fiskeopdraet/smaa_hanner
- Nielsen, J. (1985). Havørreden i Gudenåen. Rapport fra Århus, Viborg og Vejle Amtskommuner. Gudenåkomitéen – Rapport nr. 3, 105 pp.
- Nielsen, J. (1994). Vandløbsfiskenes verden – med biologen på arbejde. G.E.C. Gads Forlag 1994, ISBN: 87-12-02630-1.

Nielsen, J. (2019). Fiskeribiologisk vurdering af havørredbestanden I Gudenåen med tilløb. DTU Aqua notat, 25. juni 2019.

Nielsen, J. & Sivebæk, F. (2017). Sådan laver man gydebanks for laksefisk – genskab de naturlige stryg med et varieret dyre- og planteliv. DTU Aqua Vejledning.

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.

Olson, I. C. & Greenberg, L. A. (2004). Partial migration in a landlocked brown trout population. *Journal of Fish Biology* 65, 106-121.

Pedersen, S., Dieperink, C. & Geertz-Hansen, P. (2003). Fate of stocked trout *Salmo trutta* L. in Danish streams: survival and exploitation of stocked and wild trout by anglers. *Ecohydrology and Hydrobiology* (ISSN: 1642-3593) vol: 3, issue: 1, pages: 39-50, 2003.

Pedersen, S. & Geertz-Hansen, P. (2001). Udsætningsforsøg med ørred (*Salmo trutta* L.) I vandløb 1995- 1998. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Number: Fiskeriforvaltning, (ISBN: 87-90968-10-7), pages: 36.

Pedersen, P., Ravn, H.D., Koed, A., Sivebæk, F., Aarestrup, K. & Jepsen, N. (2018). Bækørredbestanden og lystfiskeriets betydning i Nørreå 2009-2012. DTU Aqua-rapport nr. 327-2018.

Ravn, H. D. & Jepsen, N. (2016). Stalling i Kongeåen – et telemetristudie med fokus på prædation. DTU Aqua-rapport nr. 314-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 67 pp. + bilag.

Ravn, H. D., Svarer, A., Nielsen, J., Sivebæk, F., Thinggaard, T. & Lindvig, D. (2019). Nyt lavvandet stryg i Råsted Lilleå producerer masser af lakse- og ørredyngel. DTU Aqua.

Rasmussen, G. H. (2018). "Population dynamics of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.), recruitment, mortality, biological production and smolt yield in two Danish bæcks", in *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, edited by Lobón-Cerviá, J. & Sanz, N., Wiley, The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex, pp. 319-368

Rohtla, M., Matetski, L., Svirgsden, R., Kesler, M., Taal, I., Saura, A., Vaittinen, M., & Vetemaa, M. (2017). Do sea trout *Salmo trutta* parr surveys monitor the densities of anadromous or resident maternal origin parr, or both. *Fisheries Management and Ecology* 24, 156-162.

Schwinn, M., Baktoft, H., Aarestrup, K., Lucas, M. C., & Koed, A. (2018). Telemetry observations of predation and migration behaviour of brown trout (*Salmo trutta*) smolts negotiating an artificial lake: Telemetry observations of smolts negotiating an artificial lake. *River Research and Application* 34, 8, p.898-906.

Sittenthaler, M., Koskoff, L., Pinter, K., Nopp-Mayr, U., Parz-Gollner, R. & Hackländer, K. (2019). Fish size selection and diet composition of eurasian otters (*Lutra lutra*) in salmonid streams: Picky gourmets rather than opportunists? *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 2019, 420, 29.

Skov, C., Jepsen, N., Baktoft, H., Jansen, T., Pedersen, S. & Koed, A. (2013). Cormorant predation on PIT-tagged lake fish. *Journal of Limnology* 73: 177–186.

Skov, C. & Sivebæk, F. (2019). Skånsomt lystfiskeri. Web-publikation: https://www.fiskepleje.dk/vandloeb/fiskeriregulering/genudsætte_fisk

Steffens, W. (2010). Great Cormorant – substantial danger to fish populations and fishery in Europe. *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 16: 322–331.

Steffens, W. (2011). Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* is threatening fish populations and sustainable fishing in Europe. *American Fisheries Society Symposium* 75: 189–200.

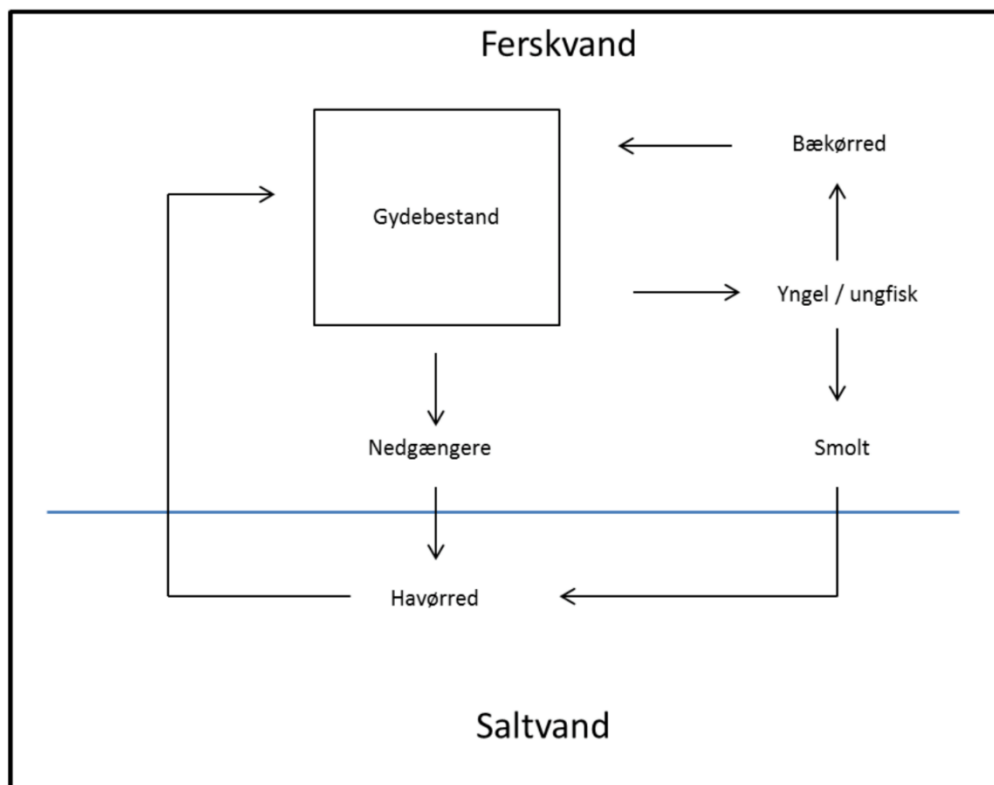
Turunen, T., & Suuronen, P. (1996). Hooking mortality of small brown trout and grayling in Finnish rivers catch and release fisheries. *Boreal Environment Research* 1:59-64.

Ursin, E. (1967). A mathematical model of some aspects of fish growth, respiration, and mortality. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 24, 2355-2391.

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 – 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.



Figur A.1: Ørredens livscyklus og mulige livsstrategier.

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 gydepladser og kan gyde sammen. Gydningen 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 (Hauray 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 (Klemetsen 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 fødeuddet 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 gydebankskerne for at videreføre generne (Jonsson & Jonsson, 2002). Er der indskudte søer i vand-systemet vil en større eller mindre del af smoltene stoppe vandringen i en sø og leve som søørred, eller mange af dem vil som i menneskeskabte søer og vådområder dø, hvis søerne ikke er egnede som levested pga. for varmt vand, rovfisk, fiskeædende fugle etc. 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 eller ikke har kunnet finde ud af søen på dens videre vandring mod havet.

Bilag B – Skæbne for 18 radiomærkede ørreder i Gudenåen

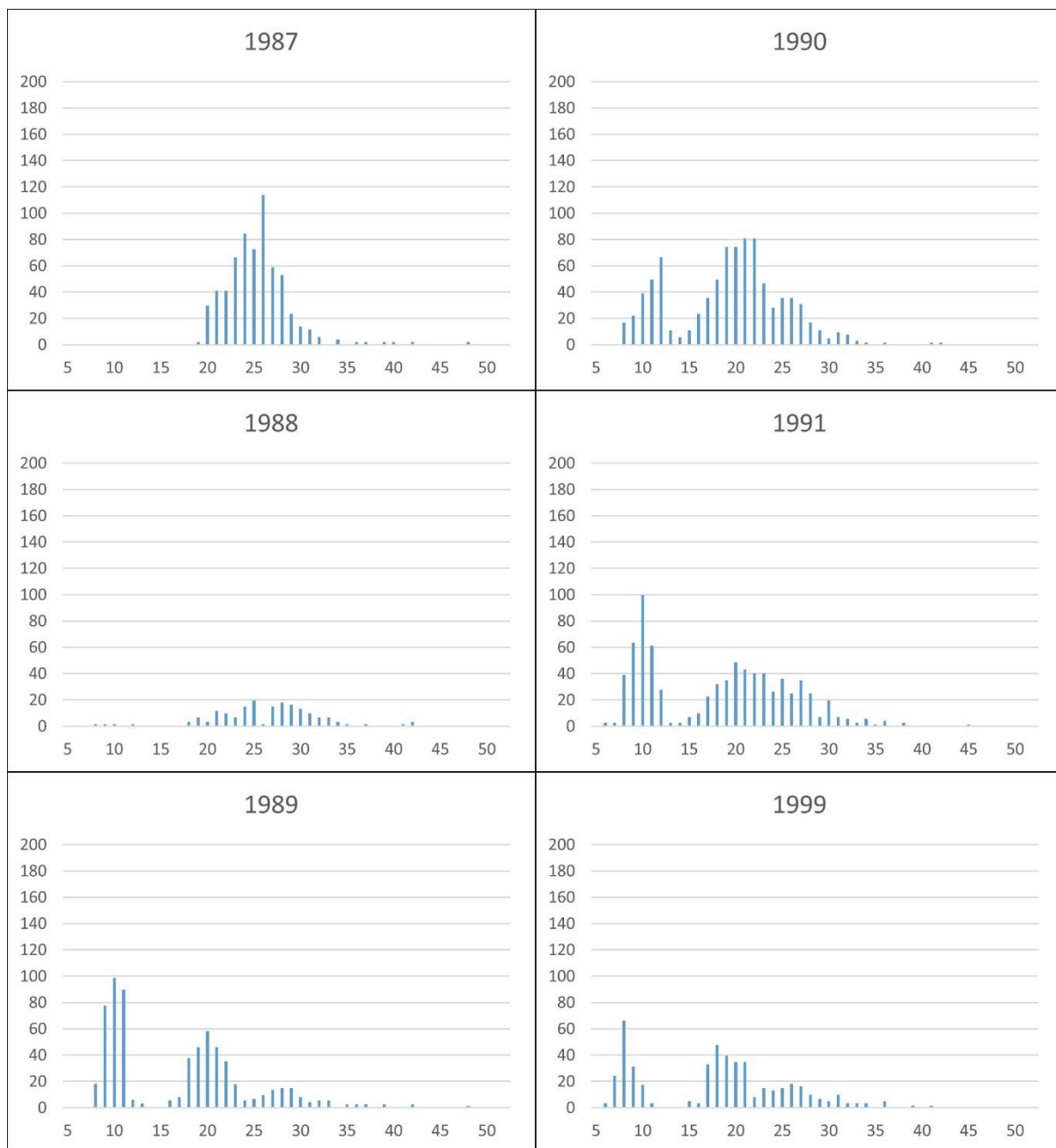
Oversigt over længde, vægt og skæbne for radiomærkede ørreder ved Tørring i Gudenåen. Dato angiver hvornår senderen sidst blev registreret og status beskriver hvor den sidste registrering fandt sted.

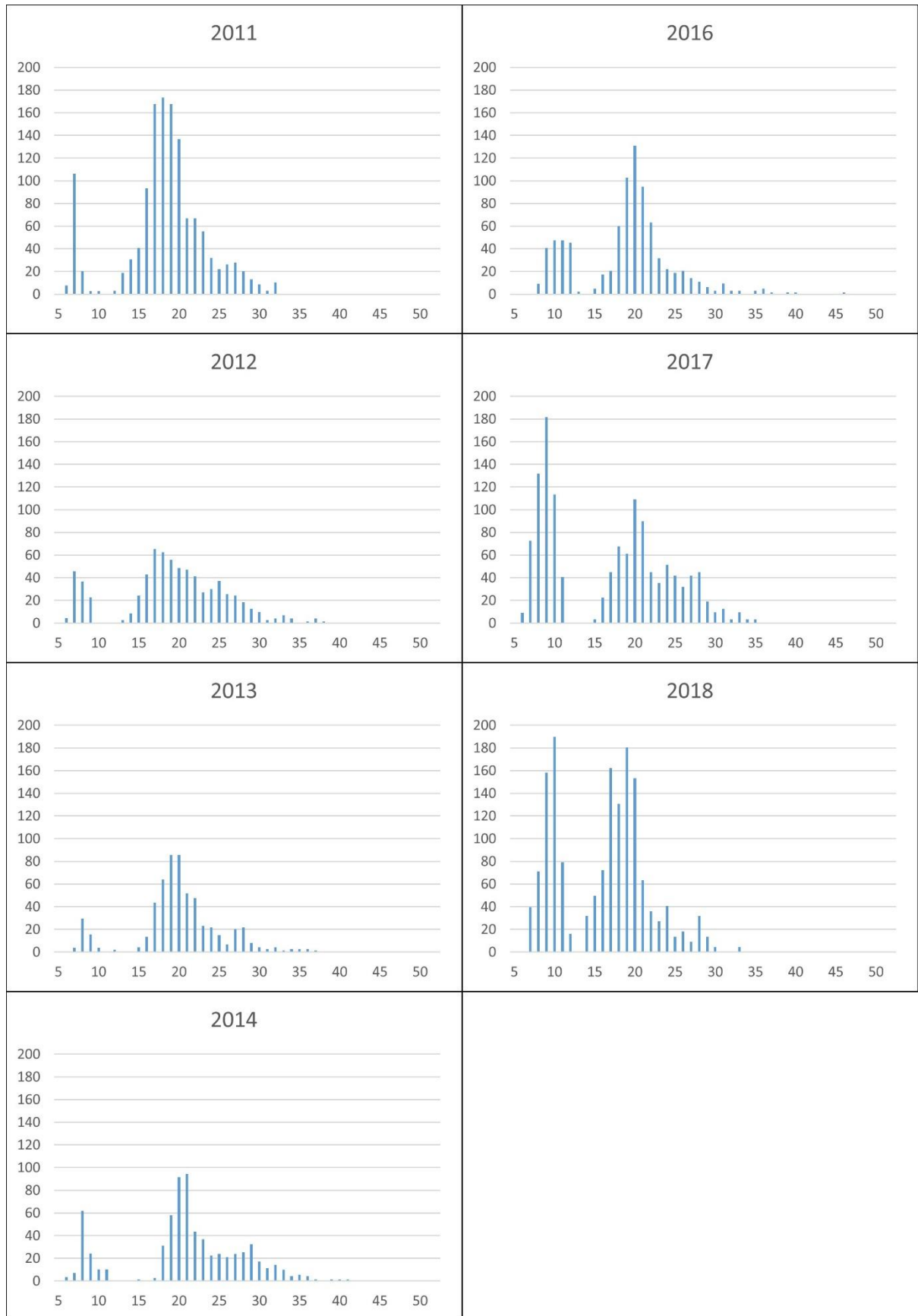
Total længde (cm)	Vægt (g)	Dato	Skæbne	Status
210	97	2. dec. 2014	Skarv	Sidst registreret på logger ved Eg-holmvej
365	548	17. feb. 2015	Odder	Sender fundet på land
290	250	9. juni 2015	Odder	Sender fundet på land, Alsted Mølleå
295	261	29. apr. 2015	Odder	Sender fundet på mudderbanke i åen
305	290	29. apr. 2015	Odder	Sender fundet på land
290	256	10. dec 2014	Skarv	Sidst registreret på logger ved Eg-holmvej
295	261	29. apr. 2015	Ukendt dødsårsag	Sender fundet på gydebanke i åen
280	244	16. apr. 2015	Odder	Sender fundet på land
260	166	17. feb. 2015	Ukendt dødsårsag	Sender fundet midt i åen
265	190	9. juni 2015	Odder	Sender fundet på land, Alsted Mølleå
295	236	20. jan. 2015	Skarv	Pejlet mellem A13 og Tørring
280	228	9. juni 2015	Odder	Sender fundet på land, Alsted Mølleå
260	192	20. maj 2015	I live	Pejlet nedstrøms kanoplads i Tørring, i live
250	205	22. dec. 2014	Skarv	Sidst registreret på logger ved Eg-holmvej
240	137	3. mar. 2015	Skarv	Pejlet ved fugletårn i Tørring Kær
285	233	18. nov. 2014	Ukendt skæbne	Sidst registreret på logger ved Raskvej
235	136	29. apr. 2015	Ukendt dødsårsag	Sender fundet i åen
240	152	13. okt. 2014	Skarv	Pejlet nedstrøms Tørring Bro

Bilag C – Ørredbestandens længdefordeling i Gudenåen ved Tørring

Oversigt over den beregnede længdefordeling af ørredbestanden på en 1500 meter lang strækning i Gudenåen ved Tørring for alle undersøgelses år. Der er sket et fald i antallet af bækørreder ≥ 30 cm frem til i dag.

X-aksen angiver total længde (cm) og y-aksen antal.

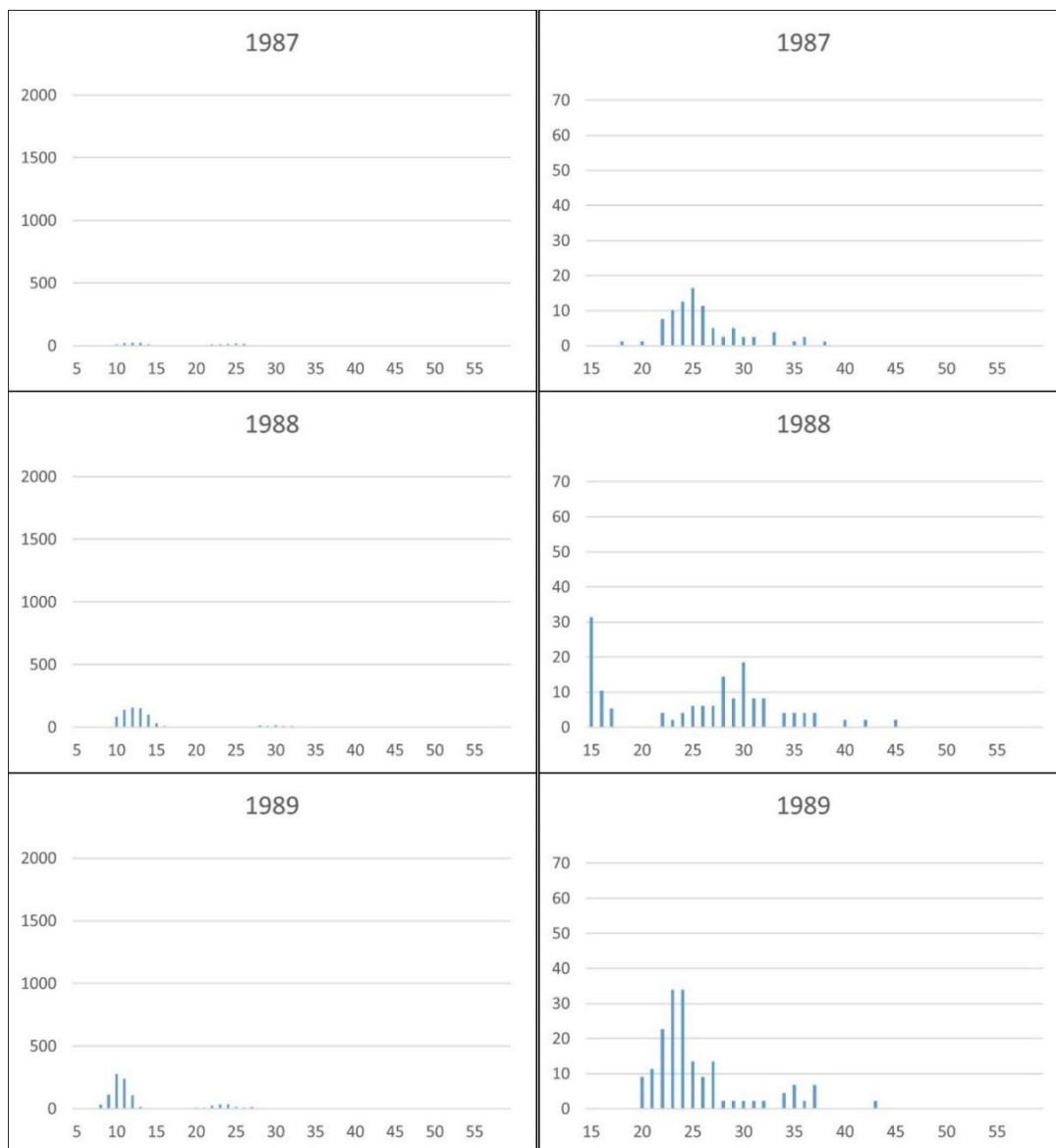


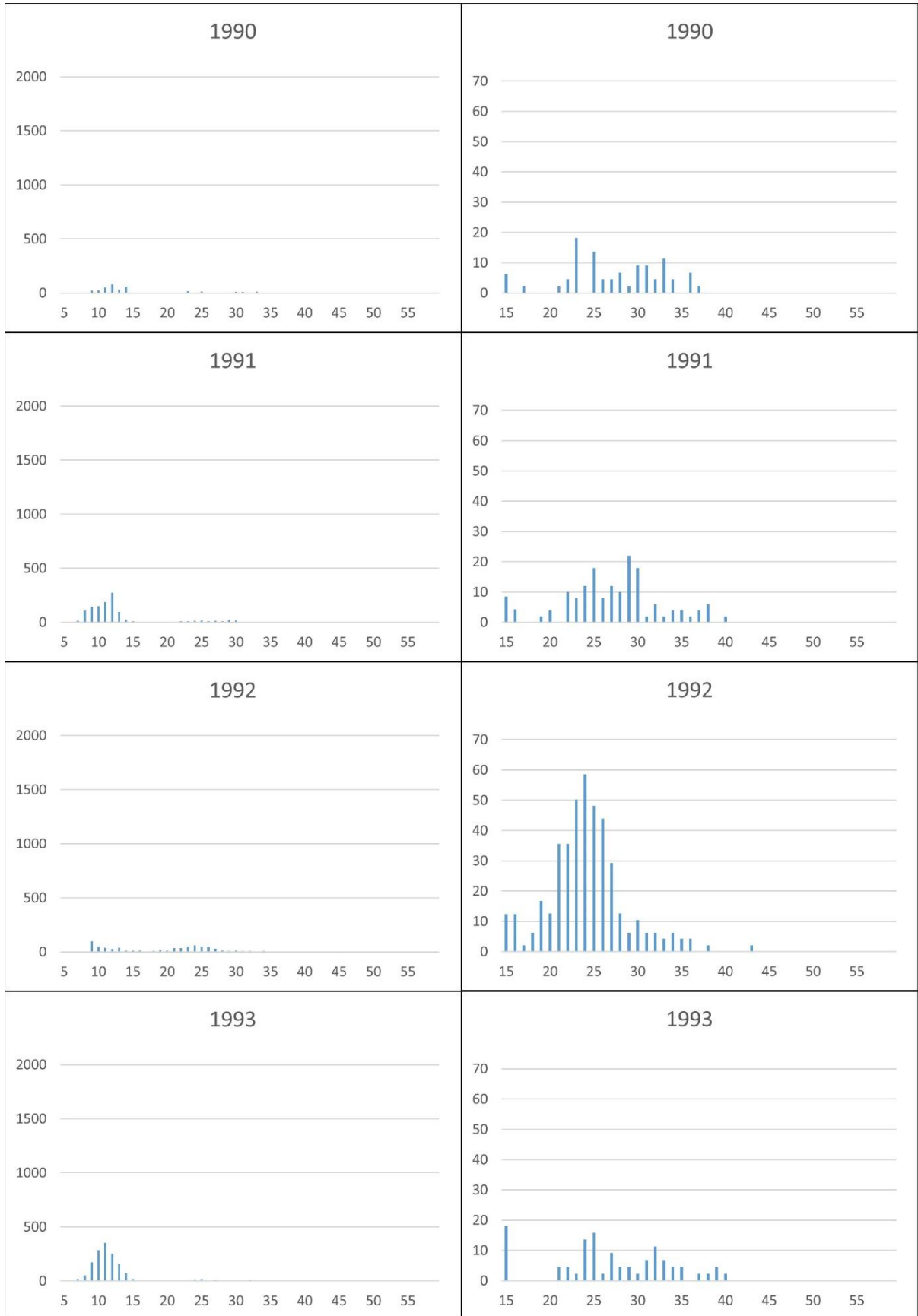


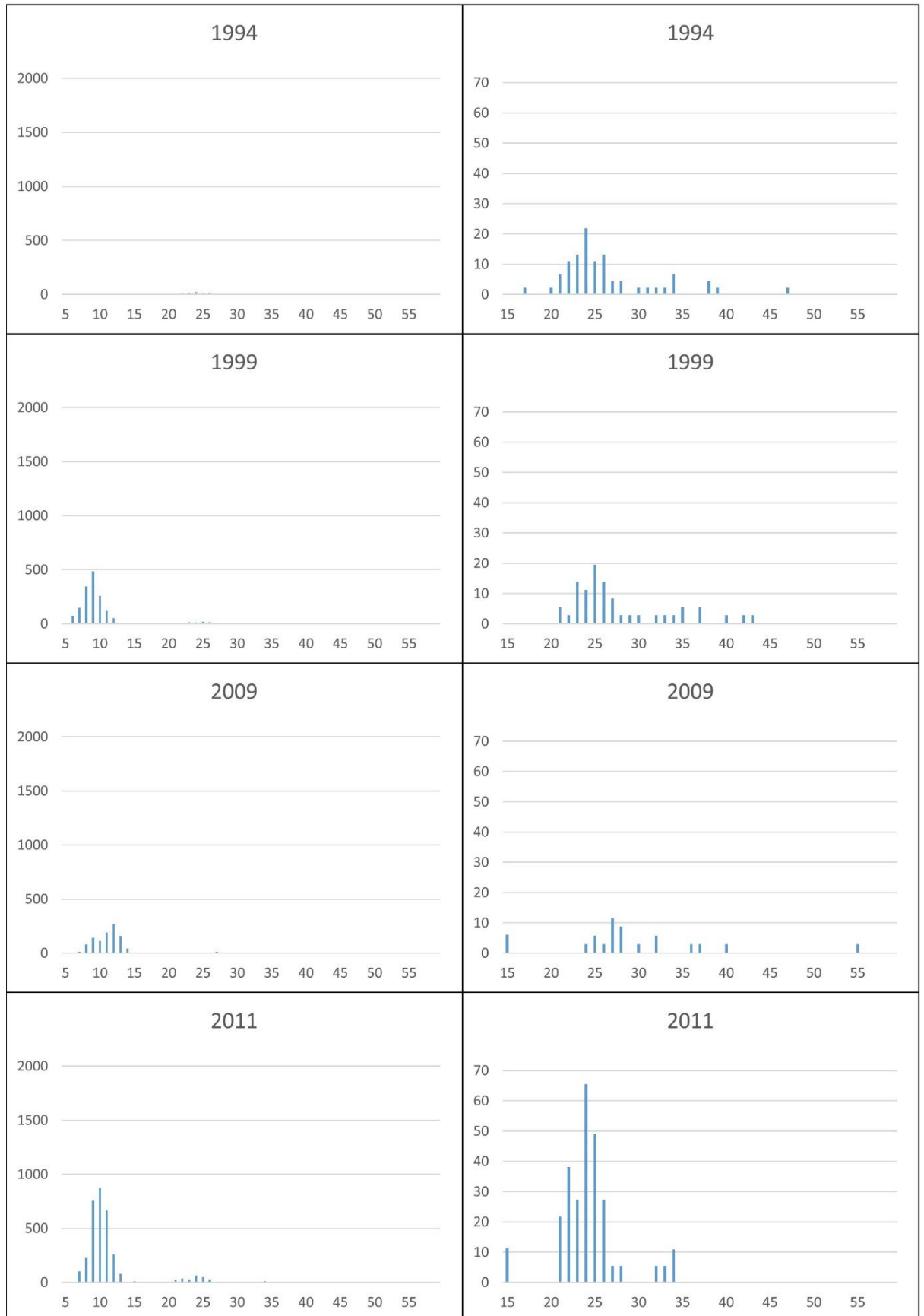
Bilag D – Ørredbestandens længdefordeling i Gudenåen ved Vilholt

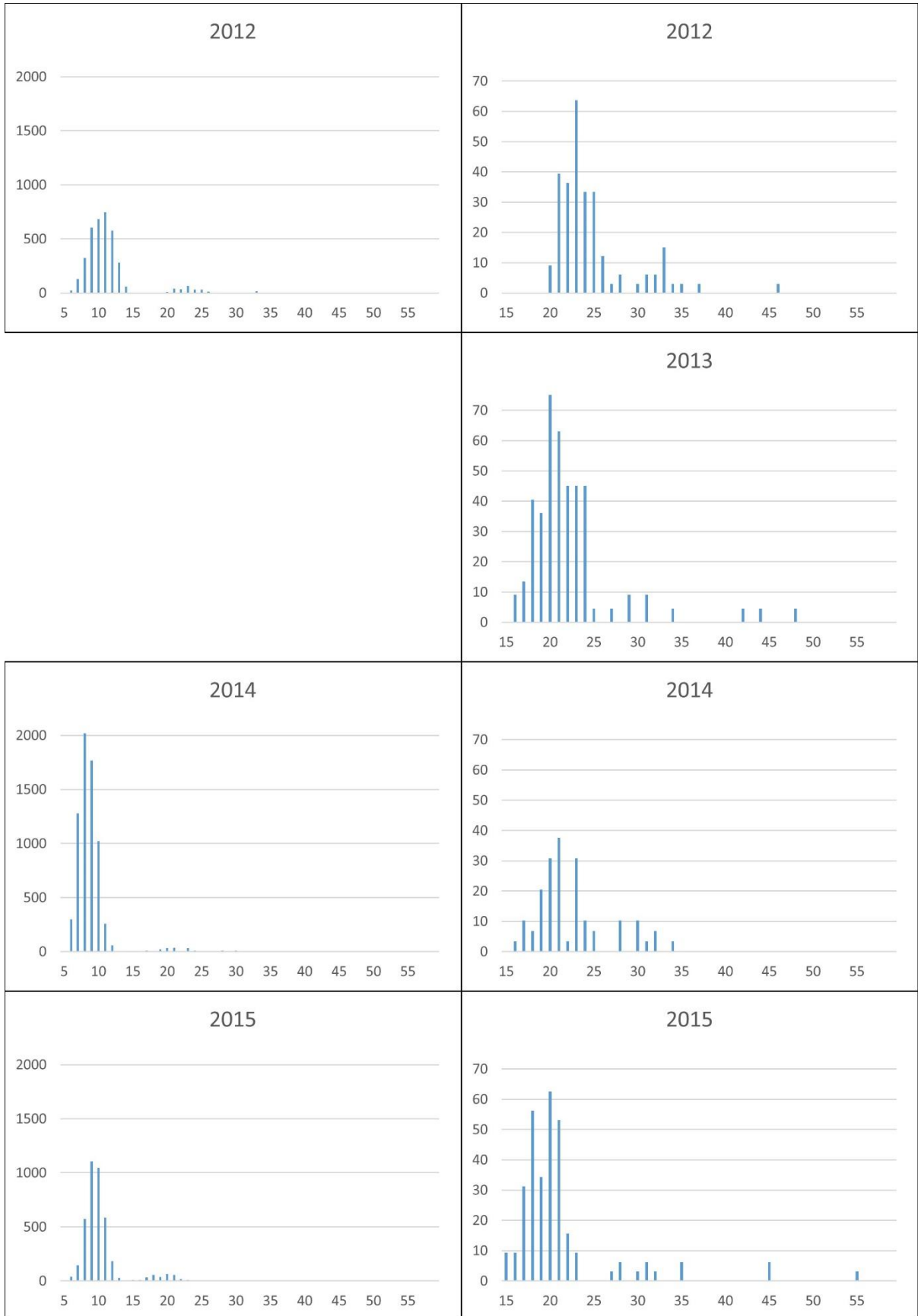
Oversigt over den beregnede længdefordeling af ørredbestanden på en 600 meter lang strækning i Gudenåen ved Vilholt for alle undersøgelses år. Der er sket et fald i antallet af bækørreder ≥ 30 cm frem til i dag. I 1994 var der ingen yngel tilstede grundet et gennembrud af dæmningen ved Vilholt Mølle i marts måned, der resulterede i at ørredæggene i gydebankerne blev tildækket af slam fra møllesøen, så æggene døde kort før det normale klækketidspunkt. I 2013 er alle yngel ikke opmålt, hvorfor denne længdefordeling ikke er tilgængelig.

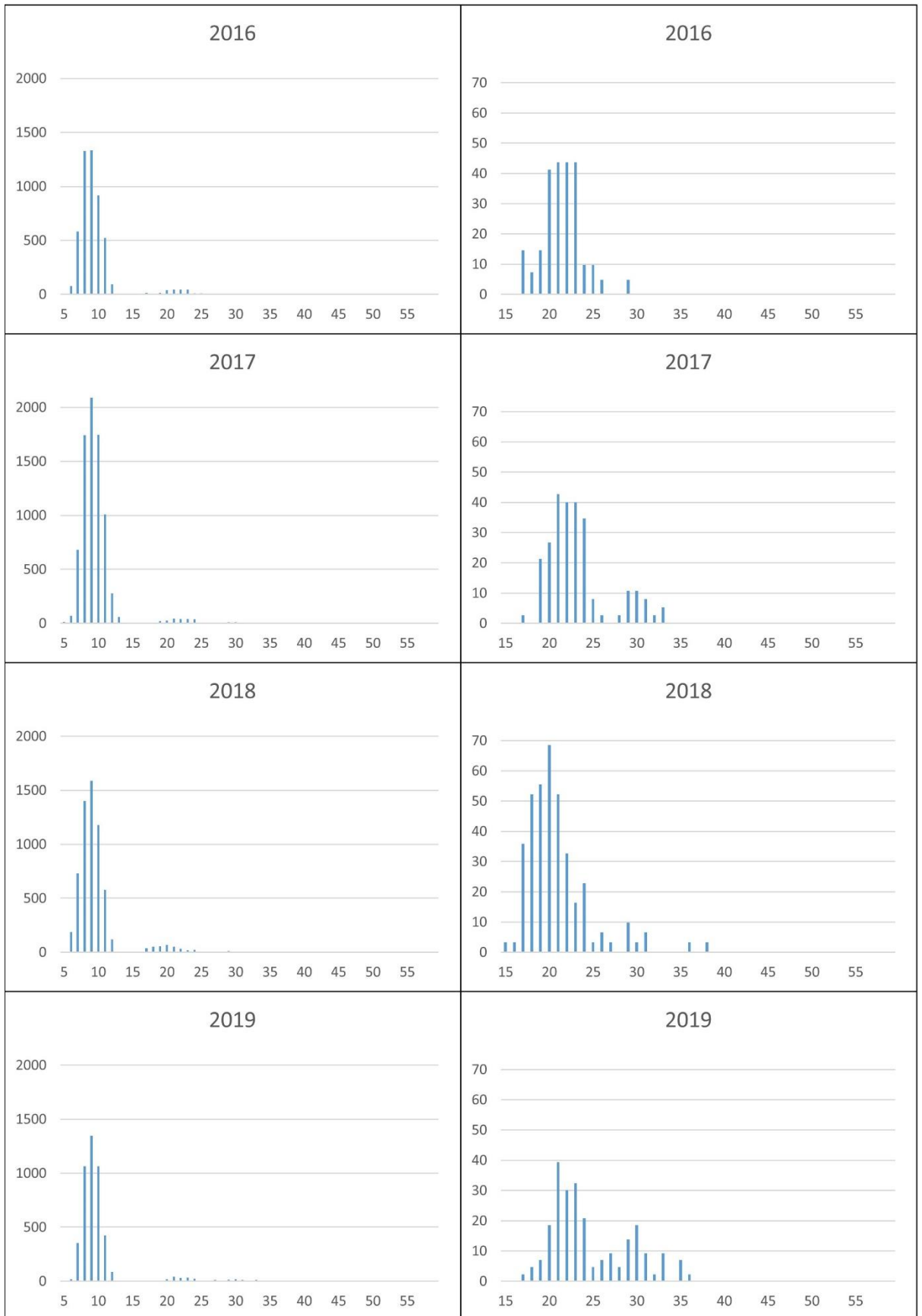
Graferne til venstre viser den samlede længdefordeling og graferne til højre viser et forstørret udsnit af længdefordelingen fra 15-55 cm. Y-aksen i figurer til venstre henholdsvis til højre er forskellige, da der ikke er særlig mange større bækørreder.





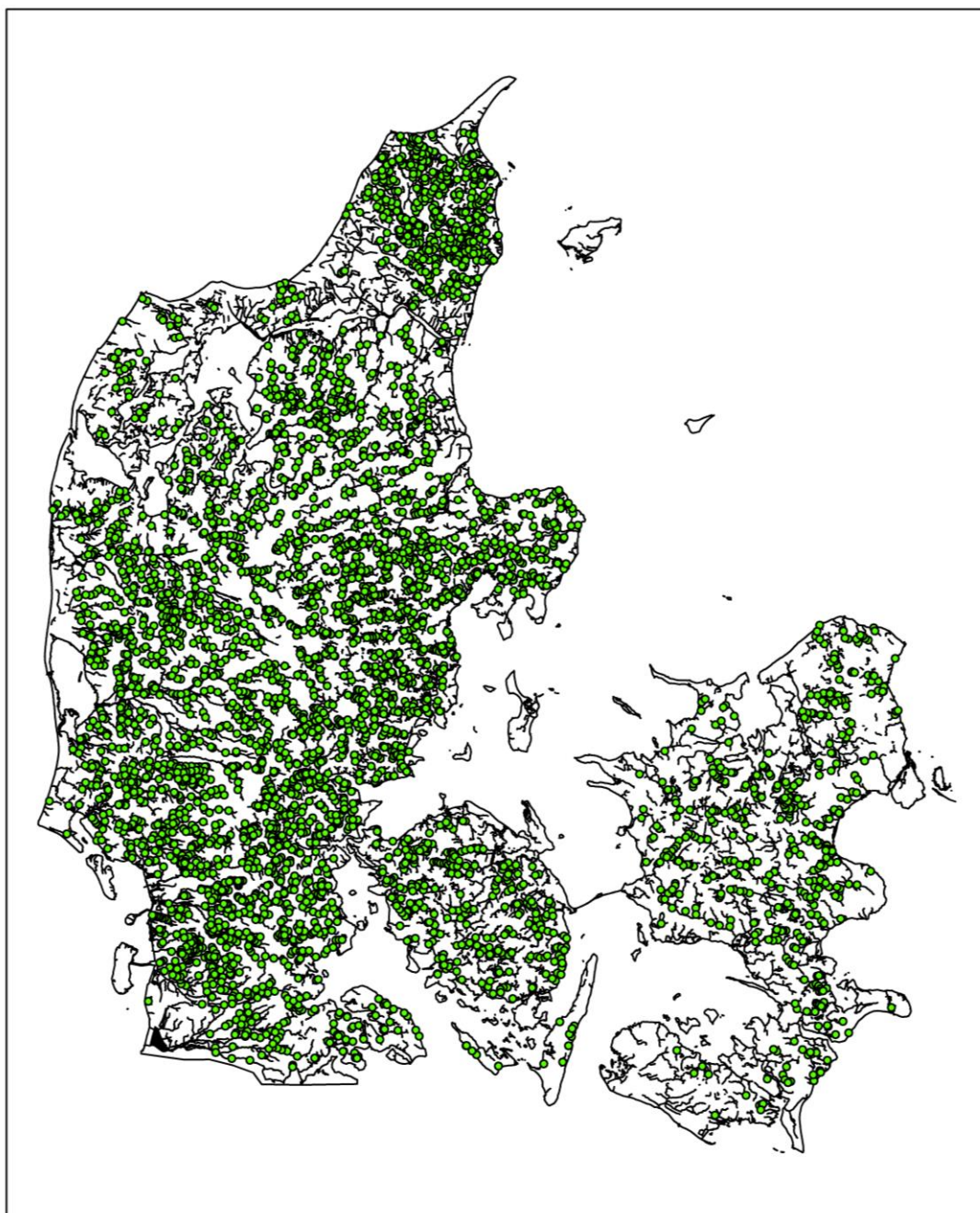






Bilag E – Fangst af ørreder ≥ 30 cm ved udarbejdelse af "Planer for fiskepleje"

Fangsterne fra DTU Aquas elfiskeri i vandløb i perioden 2010-2019 i forbindelse med udarbejdelse af "Planer for fiskepleje" er analyseret. Der er sammenlagt inddraget data fra 67 planer fordelt i hele Danmark (Figur E.1).



Figur E.1: Placering af 4.270 befiskede stationer inddraget i den endelige analyse

Der er i alt befisket 227 km vandløb i sensommeren fordelt på 5.301 stationer i vandløb med bredde fra 0,3-10 meter. Der elfiskes normalt på 50 meters strækninger, med mindre særlige forhold gør sig gældende. Blandt de 5.301 stationer er der fisket over strækningsslængder på 5-175 meter, men ved analysen er der kun medtaget resultater fra befiskninger over en strækning på minimum 30 meter. I den videre analyse indgår der således data fra 4.270 befiskede stationer over en samlet strækning på 204,5 km (Figur E.1). Den gennemsnitlige strækningsslængde for de befiskede stationer er 48 m (95% C.L. +/- 0,22 m). Strækningerne befiskes 1-4 gange. Ved denne analyse er alene fangsten fra første befiskning, hvor langt de fleste fisk fanges, medtaget. Totalt blev der fanget 194 ørreder mellem 30 og 50 cm og ingen større (Tabel E.1).

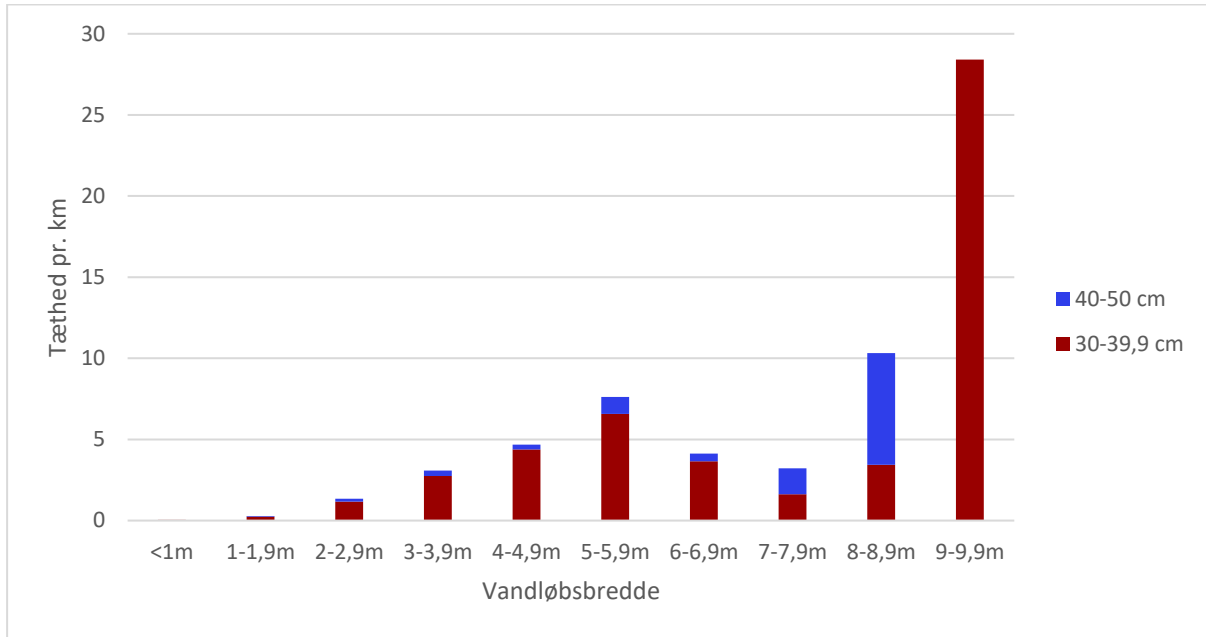
Tabel E.1: Antallet af stationer, samlet befisket længde og fangst af ørred mellem 30 og 50 cm, opdelt efter vandløbsbredde.

Vandløbsbredde	Antal stationer	Samlet strækning befisket (m)	Fangst 30-39,9 cm	Fangst 40-50 cm
<1 m	598	28.855	1	0
1-1,9 m	2052	98.561	19	3
2-2,9 m	847	40.719	38	6
3-3,9 m	395	18.698	41	5
4-4,9 m	187	8.826	31	2
5-5,9 m	101	4.761	25	4
6-6,9 m	59	2.731	8	1
7-7,9 m	17	775	1	1
8-8,9 m	9	363	1	2
9-10 m	5	220	5	0
Sum	4270	204.509	170	24

Effektiviteten under elfiskeriet ligger generelt ret høj for ørred ≥ 30 cm – baseret på erfaring omkring 50-80 %. Figur E.1 viser de beregnede tætheder baseret på den samlede befiskede strækning ved vandløbsbredder mellem 0,3 og 10 meter under en antaget effektivitet på 80 %. Ved vandløbsbredder > 6 meter er der generelt undersøgt få stationer og en forholdsvis kort samlet strækning, hvorfor usikkerheden er væsentlig højere ved disse vandløbsbredder.

Usikkerheden af fundne tætheder af ørred ≥ 30 cm er generelt høj ved befiskning af korte strækninger, som tilfældet er ved udarbejdelse af "Planer for fiskepleje". Det skyldes, at større ørreder ikke står ligeså tæt i vandløb som mindre ørreder. Denne usikkerhed må dog antages at mindskes i takt med at den samlede befiskede strækningsslængde øges. For vandløb > 6 meter vurderes usikkerheden at være så høj, at de fundne tætheder af ørred ≥ 30 cm ikke giver et reelt billede. Modsat vurderes resultaterne for vandløb < 6 meter, at give et validt billede af, hvor mange ørred ≥ 30 cm, der reelt har været i de undersøgte vandløb. For vandløb < 6 meter er der undersøgt 4.180 stationer fordelt over en strækning på 200,5 km. På de 4.180 stationer fordelt i vandløb med bredde < 6 meter blev der fanget ørred ≥ 30 cm på 192 af dem.

Den højeste tæthed af ørred ≥ 30 cm blev fundet i et 2,5 m bredt vandløb (tilløb til Roskilde Fjord). Ved befiskningen (den 7. august 2013) blev der fanget 6 individer mellem 32 og 39 cm over en strækning på 50 m, svarende til en tæthed på 120 individer pr. km.



Figur E.1: Den beregnede tæthed af ørred ≥ 30 cm pr. km for vandløbsbredder mellem 0,3-10 meter (baseret på data fra 4.270 stationer fordelt over en samlet strækning på 204,5 km).

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Vejløsvej 39
8600 Silkeborg

www.aqua.dtu.dk