

Restaurering i danske vandløb

Effekt af udlagt gydegrus på bestanden af ørreder (*Salmo trutta*)



Specialerapport (2. udg.)

Anja Kragtig Mortensen

Biologisk Institut
Syddansk Universitet

November 2010

Datablad

Titel	Restaurering i danske vandløb -effekt af udlagt gydegrus på bestanden af ørreder (<i>Salmo trutta</i>)
Engelsk titel	Restoration in Danish streams -the effect of deposited spawning gravel on the population of trout (<i>Salmo trutta</i>)
Forfatter	Anja Kragtig Mortensen
Vejledere	Erik Kristensen, Syddansk Universitet, Odense Kim Aarestrup, DTU Aqua, Silkeborg Peter Bønløkke Adamsen, Rambøll, Odense
Institution	Biologisk Institut, Syddansk Universitet, Odense
År	2010
Bedes citeret	Mortensen, A. K. (2010): Restaurering i danske vandløb –effekt af udlagt gydegrus på bestanden af ørreder (<i>Salmo trutta</i>) (2. udg). Specialerapport. Biologisk Institut. Syddansk Universitet. Gengivelse tilladt med tydelig kildeanvisning
Forside:	Forsidefoto viser en restaureret vandløbsstrækning i Kovads Bæk ved Gravlev dal, juni 2010. Foto: Per Schaap.

Forord

I forbindelse med mit specialeprojekt har der været en række personer involveret, som jeg skylder en stor tak. I ved forhåbentlig hvem I er, men jeg skal dog prøve at nævne Jer alligevel.

Først og fremmest tak til Erik Kristensen, Kim Aarestrup og Peter Bønløkke Adamsen, som har været vejledere på projektet. Tak for inspiration, konstruktiv vejledning, kritik, ideer og feedback på projektet. Tak for uvurderlig hjælp fra en del af landets lystfiskere, ansatte i kommuner og på miljøcentre som har været behjælpelige med at fortælle, lige præcis hvor der er udlagt gydegrus i landets vandløb, basis for hele projektet. Uden jer, jeres entusiasme og jeres viden omkring lokale vandløb var specialet ikke blevet det samme.

Gennem hele specialeperioden har jeg haft kontorplads hos Rambøll i afdelingen for Miljø og Natur. Tak til Rambøll for at stille en kontorplads til rådighed. At gå på "arbejde" hver dag, sidde blandt engagerede kolleger og at være en del af afdelingen har været inspirerende og lærerigt. Også en stor tak til medarbejderne hos DTU Aqua i Silkeborg. Anders Koed, for hjælp med resultatbehandling af indsamlet data og Jan Nielsen og Finn Sivebæk for jeres store viden og kontakter indenfor området. Min interesse for undersøgelsen er ikke blevet mindre på grund af jer.

Tak til studiekammerater, venner og familie som gennem hele forløbet har lagt øre til mange historier og iagttagelser omkring vandløb, ørreder og gydegrus. Specielt en stor tak til jer som har været behjælpelige med gennemlæsning og konstruktive kommentarer undervejs.

Odense, november 2010

Anja Kragtig Mortensen

Indholdsfortegnelse

1	INDLEDNING	3
1.1	FORMÅL	5
2	DANMARKS VANDLØB	6
2.1	VANDLØBSREGULATIVER	7
2.1.1	<i>Vandløbsloven</i>	7
2.1.2	<i>Vandrammedirektivet</i>	7
2.2	VANDLØBENES TILSTAND	10
2.2.1	<i>Målsætninger</i>	10
2.2.2	<i>Vandløbskvalitet</i>	12
2.2.3	<i>Okker</i>	13
2.2.4	<i>Sandvandring</i>	14
2.3	GEOGRAFISK VARIATION	15
3	ØRREDER I DE DANSKE VANDLØB	17
3.1	ØRREDENS BIOLOGI	17
3.2	MILJØFORHOLD	18
3.2.1	<i>Fysiske tilpasninger</i>	18
3.2.2	<i>Territorium og mortalitet</i>	19
4	VANDLØBSRESTAURERING	21
4.1	UDLÆGNING AF GYDEGRUS	22
4.2	UDSÆTNING AF FISK	23
4.2.1	<i>Udsætningsplaner</i>	24
4.2.2	<i>Bestandstætheder</i>	25
5	METODE	26
5.1	DATAINDSAMLING	26
5.1.1	<i>Lokalitetsoversigt</i>	27
5.2	ELEKTROFISKERI	29
5.2.1	<i>Bestandsanalyse</i>	30
5.3	STATISTISK DATABEHANDLING	31
6	RESULTATER	33
6.1	EFFEKT AF RESTAURERING MED GYDEGRUS	33
6.1.1	<i>Ørredyngel</i>	33
6.1.2	<i>Ældre ørreder</i>	33
6.1.3	<i>Frem- og tilbagegang af ørredbestande</i>	34
6.2	GYDEGRUSETS EFFEKT OVER TID	35
6.2.1	<i>Ørredyngel</i>	35
6.2.2	<i>Ældre ørreder</i>	35
6.3	GEOGRAFISK VARIATION I EFFEKTEN AF GYDEGRUS	36
6.3.1	<i>Ørredyngel</i>	36
6.3.2	<i>Ældre ørreder</i>	37

6.4	TÆTHEDER OPGJORT PR. VANDLØBSAREAL OG –LÆNGDE.....	38
6.4.1	<i>Tætheder pr. 100 m² vandløb</i>	<i>38</i>
6.4.2	<i>Tætheder pr. meter vandløb</i>	<i>40</i>
7	DISKUSSION.....	43
7.1	EFFEKT AF RESTAURERING MED GYDEGRUS	44
7.2	GYDEGRUSETS EFFEKT OVER TID	48
7.3	GEOGRAFISK VARIATION I EFFEKTEN AF GYDEGRUS	49
7.4	TÆTHEDER OPGJORT PR. VANDLØBSAREAL OG –LÆNGDE.....	51
7.5	GRUSUDLÆGNING	52
7.6	VIDENSDELING.....	53

Bilag 1. Stationsoversigt

Bilag 2. Stationsoversigt efter geografisk inddeling

Bilag 3. Stationer med vandløbsdimensioner

Bilag 4. Stationer med beskrivelse af grusudlægning

Bilag 5. Eksempel på elfiskeblanket

Bilag 6. Bestandstæthedernes afhængighed af udlægningstidspunktet

Resume

Menneskelig påvirkning har gennem århundreder sat sit præg på de danske vandløb, hvilket blandt andet har påvirket bestanden af ørreder negativt (*Salmo trutta*) ved at forhindre adgang og fjerne gyde- og opvækstområder. I dag udsættes der således årligt mange tusinder af ørreder i de danske vandløb i et forsøg på at opretholde bestandene. I 1983 blev vandløbsloven ændret, og der blev derved åbnet op for restaurering af vandløb til fordel for flora og fauna, og i dag restaureres vandløbene for at genskabe den oprindelige fysiske variation og frie faunapassage blandt andet til fordel for ørreden. En udbredt restaureringsmetode for at genskabe gydehabitater for laksefisk i vandløbene er udlægningen af gydegrus. Metoden er blevet brugt i mange år, men grusets effekt på bestanden af ørreder er ikke tidligere blevet afprøvet samlet på data fra et større antal projekter, om end der er eksempler på en effekt af flere enkelt projekter. I denne undersøgelse er bestandstætheder af ørreder, før og efter grusudlægning, brugt som et mål for effekten af grusudlægningen, og kun på strækninger hvor der ikke er lavet anden form for genopretning.

Undersøgelsen har omfattet data fra 71 vandløbsstationer, hvor der er foretaget restaurering med udlægning af gydegrus, og hvor der eksisterer elfiskedata både før og efter grusudlægningen. Effekten af gydegruset viste at bestanden af ørredyngel steg signifikant, mens effekten var positiv, men ikke signifikant, på bestanden af ældre ørreder. Effekten af udlagt gydegrus kan falde over tid, hvis der for eksempel er risiko for tilsanding. På otte udvalgte stationer, hvor der efterfølgende blev lavet gentagne yngelundersøgelser, skete der dog ikke noget fald i yngeltætheden over tid, i forhold til den første måling af tætheden efter gydegrusudlægningen. Det blev yderligere undersøgt, om effekten af gruslægningen på ørredtætheden var afhængig af den geografiske placering. Vandløbsstationerne blev til dette formål inddelt i områderne øerne, Øst- og Vestjylland, og udlægningen af gydegrus viste en signifikant positiv effekt på yngeltætheden i Øst- og Vestjylland.

Det er tidligere argumenteret, at ørredbestandstætheden opgjort pr. længde (meter) vandløb er et bedre mål for vandløbenes tætheder af ørreder end bestandstætheden opgjort pr. areal (100 m²). Sidstnævnte er normalt den enhed, der anvendes ved angivelse af ørredbestandstætheder. Resultater fra ørredtætheder beregnet pr. meter vandløb blev sammenlignet med tætheder beregnet pr. 100 m², og der var ikke forskel på, hvornår der var en signifikant effekt af gydegrusudlægningerne. Det antages derfor at tætheden af ørredbestanden, opgjort pr. 100 m² vandløb, er en tilfredsstillende målparameter til at afgøre, om udlægning af gydegrus har en effekt på tætheden af ørreder i denne undersøgelse.

Det kan ud fra datasættet, og de forudsætninger som var sat op for undersøgelsen, konkluderes at gydegrus er en effektiv restaureringsmetode i forhold til at øge bestandstætheden af ørred. Forekomsten af grus er en af de fysiske faktorer, som skal være til stede for at opnå gydesucces, men ikke nødvendigvis den eneste parameter, som kan have påvirket ørredtætheden i undersøgelsen. Flere parametre kan derfor med fordel medtages i nye effektundersøgelser, ligesom et fast program til monitorering af restaureringstiltag, både før og efter grusudlægning, kan være med til at sætte yderligere perspektiv på effekten af udlagt gydegrus.

Abstract

Human activities have for centuries influenced the Danish streams. This has affected the population of trout (*Salmo trutta*) negatively by elimination of rearing and growth habitat. Today thousands of trout is stocked in the Danish streams in an attempt to restore natural populations. In 1983 Danish legislation (Vandløbsloven) was changed and paved the way for possible restoration of streams for the benefit of flora and fauna. Today, many streams are restored to create variability and free access for fauna, for example trout. A widely used restoration method to improve spawning conditions for trout and other salmonids is to deposit spawning gravel in streams. This method has been used extensively, but the effect of the gravel on the population of trout has not yet been studied on a large set of data, although there are examples of positive effect on individual projects. In this study the population of trout, before and after deposition of gravel, has been used as a measure of the effect, and only in parts of the stream where no other restoration project was made.

The study is made with data from 71 stations, where restoration with spawning gravel has taken place and where the size and structure of the trout population were estimated both before and after the restoration. The effect of the spawning gravel showed that the population of young of year (YOY) trout increased significantly, while the effect was positive, but not significant, on the population of older trout. Potentially, the effect of deposited gravel can decline over time, if for example there is a risk of sedimentation. On eight stations, where repeated population measures were made on young trout, there was no change over time, compared to the first measurement. It was also investigated if the effect of gravel deposit on the trout population was dependent upon the geographical position. For this purpose the stations were separated in the areas East of Jutland, East- and Western Jutland, and the spawning gravel showed the largest positive effect on the young trout populations in East- and Western Jutland.

It has been argued that trout populations measured per stream length (meters) may be a better measure of stream populations compared to the population measured per area (100 m²). The latter is the measure normally used when trout populations is registered. Consequently, the above results were recalculated based on stream length and compared to the results from populations measured per area. The comparison showed no difference in the significant results. It is therefore assumed that the trout population measured per 100 m² stream is an adequate measure to determine the effect of deposition of spawning gravel on the population of trout in this study.

It can be concluded that depositing spawning gravel in streams may be an effective restoration method to increase the juvenile population of trout. However, the presence of gravel is only one of the physical factors, which have to be present to gain spawning success. Other parameters may have influenced the trout population in this study. A monitoring program with more parameters taken into consideration, both before and after gravel deposition, can put further perspective on the effect of deposited spawning gravel.

1 Indledning

I Danmark findes der en bred variation af naturtyper som alle er med til at karakterisere den danske natur. Igennem det danske land løber cirka 69.000 km vandløb (By- og Landskabsstyrelsen, 2010a), og en lang række planter og dyr er afhængige af vandløbene og variationen af disse. Igennem det sidste århundrede har menneskets udnyttelse af naturen sat sit præg på vandløbene, og mange vandløb lever endnu ikke op til den målsatte miljøtilstand. Årtiers påvirkning i form af vandudnyttelse, vandindvinding, udledning af spildevand, kanalisering, rørlægning, maskinel oprensning og grødeskæring har sat væsentlige spor i de danske vandløb. Dette er blandt andet for at sikre en bedre vandafstrømning fra markerne og derved gøre mere landbrugsjord tilgængeligt (Kern-Hansen, 1984). Mere end 90 % af alle danske vandløb er i dag således påvirket af menneskelige aktiviteter (Fiskepleje, 2009a). Som følge af den menneskelige aktivitet er vandløbene blevet mindre varierede. Den manglende variation har medført en ændring i store dele af vandløbenes flora og fauna, blandt andet en forringelse af levevilkårene for laksefisk. I dag arbejdes der imidlertid mange steder på at genskabe de naturlige forhold, grødeskæringen foregår skånsomt og miljøvenligt, spærringer nedlægges og vandløb genslynges og restaureres.

Ørreden (*Salmo trutta*) betragtes som en god miljøindikator for vandløbene, da den sætter store krav til vandkvaliteten og de fysiske forhold. Ørreden kræver blandt andet stor fysisk variation, gydepladser og rent vand. Som en konsekvens af de mange opstemninger der endnu spærrer for vandrefiskenes fri passage og manglen på gydegrus i vandløbene, er mange vandløb stadigvæk ørredtomme i dag (Aarestrup & Koed, 2003). I 1987 besluttede folketinget at afsætte økonomiske midler til forskning og udsætning af fisk i fersk- og saltvand gennem Fiskeplejen (Rasmussen, 2000a). Ved finansiering fra fisketegnsmidler og det offentlige har Fiskeplejen således siden 1987 udsat blandt andet ørreder i de danske vandløb. Udsætningerne supplerer og erstatter bestande af ørreder, i de vandløb hvor reproduktionen og de fysiske forhold er ringe.

Der gøres meget for at øge selvreproduktionen af ørred, blandt andet ved i praksis at anvende indsigt og viden om fiskenes adfærd, levesteder og interaktion med det omgivende miljø. Fiskeplejen har en vision om at opretholde "Selvreproducerende fiskebestande, som kan tåle et vist fiskeritryk", for de fiskearter som årligt udsættes af DTU Aqua¹ (personlig kommentar, Anders Koed). Årsagen til manglen på fiskearterne skal desuden findes gennem undersøgelser og forskning, før Fiskeplejens vision kan opfyldes. Også Danmarks Sportsfiskerforbund, som varetager de danske lystfiskerforeningers interesser, har fokus på at forbedre forholdene i de danske vandløb for derved at sikre bedre vilkår for forbundets medlemmer. Forbundet har blandt andet som vision i deres fiskeplejepolitiske plan for 2018 at "*Alle vandløb, der udpeges som biotoper for laksefisk, skal inden 2018 være selvreproducerende med hensyn til laks og ørred på et niveau, så udsætninger vil være overflødige. De to arter er indikatorarter, så alle initiativer, der fremmer graden af selvreproduktion hos laks og ørred vil også komme andre arter til gode*" (Danmarks Sportsfiskeforbund, 2010).

At forbedre levebetingelserne for ørreder i vandløbene er centralt for at øge bestanden af ørreder. Disse levebetingelser omfatter blandt andet fri passage gennem vandløbene, rent vand, skjulesteder og gydepladser. Banker med grus er en central del af et vandløb med gode fysiske forhold og

¹ Indtil 1. januar 2007, Danmarks Fiskeriundersøgelser

essentiell for ørredens reproduktion, idet de netop gyder deres æg i gydebanker bestående af grus med forskellige kornstørrelser. I vandløb hvor der ikke er grus til stede, som følge af antropogene påvirkninger, er udlægning af gydegrus med til at sikre ørreder egnede gydepladser i de øvre dele af vandløbene. Der er registreret gydeaktivitet i vintermånederne og yngel i forsommeren på kunstigt udlagte gydebanker, og grusets effekt på bestanden af ørreder er da også dokumenteret på flere enkelte projekter. Men effekten er ikke tidligere blevet afprøvet samlet på data fra et større antal projekter.

Ved denne undersøgelses begyndelse var hensigten at indsamle data fra så mange vandløb som muligt og samtidig få flest mulige beskrivende parametre, for eksempel mønsteret som gruset var udlagt i, grussammensætningen og vandløbets hældning med i forhold til restaureringen af vandløbene. På grund af meget varierende individuel kvalitet af viden og information omkring de valgte restaurerede strækninger blev antallet af parametre reduceret. Undersøgelsen tager udgangspunkt i data fra 71 vandløbsstationer, hvor der er foretaget restaurering med gydegrus. De undersøgte og inkluderede parametre omfatter blandt andet bestandstætheder, vandløbsbredde og den geografiske placering af vandløbsrestaureringen. Disse er beskrevet mere detaljeret i metodeafsnittet.

I undersøgelsen er betegnelsen "ørred" generelt brugt for de tre danske former af ørreder. Der er ikke skelnet mellem hav-, bæk- og søørred som er en og samme art med forskellige livshistorier. De tre former gyder alle i grusbunden i lavvandede stryg, hvorfor der ved restaurering med gydegrus etableres egnede gydestrækninger for alle typer af ørred med adgang til strækningen. Der er i undersøgelsen ikke taget højde for, hvor der er fysiske spærringer i vandløbene, som kan udgøre en hindring i forhold til den frie bevægelighed af ørreder. Nogle ørredformer kan altså være hindret adgang til en restaureret vandløbsstrækning. Fjernelse af spærringerne og fri adgang til havet er afgørende for den naturlige reproduktion af havørreder, men ikke nødvendigvis bækørred og søørred.

1.1 Formål

Formålet med specialet er at belyse, hvilke effekter udlagt gydegrus har i danske vandløb. Effekten er målt med bestanden af ørreder (*Salmo trutta*) som indikator før og efter grusudlægningen. Ud fra indsamlet data, statistisk databehandling samt litteratur fra ind- og udland er der foretaget en vurdering af, hvorvidt:

- Der er en effekt på bestandstætheden af ørred i forhold til udlægningen af gydegrus
- Effekten af gydegruset på bestandstætheden af ørred ændres som funktion af tiden efter grusudlægningen
- Der ses en forskel i effekten inden for forskellige geografiske områder
- Det påvirker resultaterne fra denne undersøgelse, om bestandstæthederne er opgjort pr. meter vandløb eller pr. 100 m² vandløb

Med baggrund i disse resultater vurderes årsagerne til variation i effekterne af udlagt gydegrus. Til slut vil en perspektivering komme med forslag til yderligere undersøgelser indenfor effektundersøgelser af udlagt gydegrus.

2 Danmarks vandløb

Danmark har cirka 69.000 km vandløb, hvor hovedparten, cirka 75 %, er mindre vandløb, bække og grøfter med en bundbredde på mindre end 2,5 meter (By- og Landskabsstyrelsen, 2010a). I vandløbene findes et bredt udvalg af fauna og flora, hvor nogle arter stiller større krav til omgivelserne end andre. Ved ændringer af vandløbenes fysiske forhold ses disse påvirkninger derfor hurtigt på en række dyre- og plantearter.

Idealvandløbet er fra naturens side varieret og starter med et stort fald, høj vandhastighed og en lav vanddybde. Jo længere man kommer fra udspringet, des mindre bliver faldet og dermed strømhastigheden. Vandløbet modtager sidetilløb, og transporterer vand fra et større opland, med det resultat at både vandføringen og dybden stiger. Vandløbet skifter på den måde karakter alt efter afstand til udmundingen i havet. Vandløbene vil naturligt være mæanderende gennem landskabet, og evnen til at sno sig er påvirket af vandets hastighed og undergrundens beskaffenhed. Vandets energi påvirker omgivelserne ved at grave materiale bort langs siderne og på bunden. Herved fritlægges grus og sten, mens det finkornede sand og silt transporteres længere nedstrøms, og aflejres, hvor der er strømlæ, typisk ved grødeøer og langs indersiden af sving. Yderst i mæanderbuerne er der stærk strøm, og der dannes høller med store vanddybder.

Et naturligt slynget vandløb vil typisk have en afstand mellem mæanderbuerne på 10 til 14 gange vandløbets bredde. Mellem to mæanderbuer bliver udvasket grus og sten liggende, og skaber lavvandede stenstryg, som kan fungere som gyde- og opvækstområde for blandt andet ørreder (Sand-Jensen og Lindegaard, 2004; Fiskepleje, 2009a).

Mange danske vandløb er igennem det sidste århundrede blevet påvirket af menneskelig aktivitet. Vandløbene er blandt andet blevet udsat for hårdhændet vedligeholdelse, de er blevet kanaliseret, og omkringliggende marker er blevet drænet, så vandafstrømningen fra landbrugsarealerne er blevet forbedret (Kern-Hansen, 1984). De omfattende udretninger og kanalisering af vandløb har sammen med tilbagevendende oprensninger af bund og sider medført fysiske forstyrrelser af dyre- og plantelivet. Vandløbene er på grund af udretningerne blevet dybere, længden er reduceret, og faldet er dermed blevet forøget. Det kraftige fald er forsøgt udlignet ved at etablere styrt, hvor vandet opsamles i små bassiner og løber ud over en overfaldskant. Styrtene fungerer som spærringer for fisk og smådyr i vandløbene (Kronvang *et al.*, 2000). Før mennesket begyndte at ændre på vandløbene, vandrede der sandsynligvis havørreder op i alle vandløb (Nielsen, 1994b). Det gør der ikke mere, da en lang række vandløb i dag ikke længere er egnede ørredvandløb på grund af ørredens strenge krav til de fysiske forhold. I alt er cirka 98 % af de danske vandløb inden for det sidste århundrede blevet regulerede, uddybede eller lagt i rør (Brookes, 1987; Rasmussen, 2000a).

2.1 Vandløbsregulativer

På nationalt og internationalt plan arbejdes der i dag på at forbedre og beskytte vandmiljøet. Danmark har en vandløbslov, men også implementeringen af det europæiske Vandrammedirektiv skal gennem de danske Vandplaner være med til at forbedre vandmiljøet. Planerne skal blandt andet være med til at nedsætte udledningen af kvælstof og fosfor til søer, vandløb og havet og sikre "god økologisk tilstand" på udvalgte vandløbsstrækninger.

2.1.1 Vandløbsloven

Lovgivningen inden for vandløbsøkologien er blevet strammet op inden for den sidste halvdel af det 20. århundrede. I midten af 1900-tallet var det udbredt at udrette eller rørlægge vandløbene, så de fyldte mindre i landskabet, og samtidig sikrede bedre vandafledning fra landbrugsarealerne. Desuden har maskinel og hårdhændet oprensning for at sikre hurtige og effektive afstrømningsforhold gjort vandløbene til ensformige strækninger med et fåtal af skjul og variationer.

Nordjyllands Amt udførte allerede i slutningen af 1970'erne succesfulde forsøg med skånsom grødeskæring og restaurering af Voer Å (Madsen, 1995), hvilket blandt andet førte til, at den i dag stadig gældende vandløbslov fra 1982 blev vedtaget (Lov nr. 302 af 9. juni 1982). Den tidligere vandløbslov havde overvejende handlet om afvanding i form af reguleringer, hvor vandløbenes dimensioner blev ændret, så de blev bedre til at aflede vandet, mens den nye vandløbslov også gav plads til at sikre vandløbskvaliteten (Moeslund, 2004). Loven var på det tidspunkt tiltrængt, efter at vandløbene i flere hundrede år var blevet brugt som afløb for byer og virksomheders spildevand samt ajle, møddingsvand og ensilagesaft udledt fra landbruget. Omkring midten af 1900-tallet var forureningen af vandmiljøet massiv. Herefter begyndte opførslen af rensningsanlæg, og der kom forbud mod at udlede rest-vand fra landbruget. På trods af det rene vand som var resultatet af rensningen, udeblev den forventede stigning i antallet af fisk i vandløbene. Vandløbsloven, som trådte i kraft i 1983, åbnede imidlertid for restaureringer af vandløb (Moeslund, 2004; Retsinformation, 2010).

2.1.2 Vandrammedirektivet

EU's Vandrammedirektiv, trådte i kraft den 22. december 2000 og fastlægger rammerne for beskyttelsen af vandmiljøet på internationalt niveau. Målet for direktivet er, at de europæiske vandområder skal opnå god økologisk tilstand i 2015. Direktivet er inddelt i tre planperioder, som hver strækker sig over seks år. Første planperiode løber til 2015, anden planperiode løber fra 2016 til 2021 mens den tredje planperiode løber fra 2021 til 2027. Vandrammedirektivet fastsætter en række konkrete miljømål. Et af de helt centrale mål er at forebygge forringelser af overfladevandets og grundvandets tilstand. Hvor tilstanden i overfladevand eller grundvand allerede er forringet, skal medlemslandene foretage forbedringer. Det overordnede mål er således at alle vandområder, senest i december 2015, mindst har opnået en god økologisk tilstand (By- og Landskabsstyrelsen, 2010b).

Vandplaner

I Danmark blev Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet² implementeret i dansk lovgivning med vedtagelse af Miljømålsloven den 11. december 2003. Således blev kravet om gennemførelse i medlemslandenes nationale lovgivning inden den 22. december 2003 overholdt (By- og Landskabsstyrelsen, 2010b).

Regeringens Grøn Vækst aftale fra april 2009 er efterfølger til de tre tidligere Vandmiljøplaner fra henholdsvis 1987, 1998 og 2004. Grøn Vækst aftalen fastlægger blandt andet rammerne for implementeringen af Vandramme- og Habitatdirektivet. Vand- og naturindsatsen i regeringens Grøn Vækst plan udgør en samlet offentlig investering på 6,9 mia. kr. i perioden 2010 til 2015 (By- og Landskabsstyrelsen, 2010c).

I forbindelse med implementeringen af EU's vandrammedirektiv er Danmark delt op i fire vanddistrikter (Jylland/Fyn, Sjælland, Bornholm og et internationalt vanddistrikt bestående af Sønderjylland/Tyskland). De fire vanddistrikter er opdelt i 23 hovedvandoplande med tilhørende vandplaner, som beskriver, hvordan den samlede indsats skal fordeles i hele landet. Vandplanernes hovedformål er at beskrive, hvordan der opnås "god økologisk tilstand" før år 2015 blandt andet ved at:

- Reducere mængden af kvælstof langs kysterne med 19.000 tons
- Reducere mængden af fosfor i søerne med 210 tons
- Forbedre de fysiske forhold i op til 7300 km vandløb ved blandt andet at fjerne spærringer

Miljøministeriet har udarbejdet overordnede vandplaner, hvor hver vandplan opstiller mål for, hvordan miljøtilstanden skal være i områdets søer, vandløb, kystvande og grundvand, hvor meget vandområdet skal forbedres og hvordan forbedringen kan ske. Herefter er det kommunerne, som udarbejder konkrete handleplaner, der beskriver de lokale indsatser (By- og Landskabsstyrelsen, 2010d).

Med implementeringen af EU's Vandrammedirektiv har alle EU lande fået en ambitiøs vandmiljøplan, som omhandler alle vandområder. I sammenligning med Vandrammedirektivet har de danske Vandmiljøplaner kun været små skridt i den rigtige retning. Vandrammedirektivet slår fast, at alle vandområder skal leve op til målsætningen om god økologisk tilstand. Til at nå målsætningen skal de enkelte lande udarbejde handleplaner for hvordan tilstanden nås, og hvert land er forpligtiget til at forbedre forholdene indtil målsætningen er nået.

² Habitatdirektivet er sammen med Fuglebeskyttelsesdirektivet en del af det fælles europæiske samarbejde, Natura 2000.

Nye miljømål

Vandrammedirektivet har opsat nye miljømål for vand, hvor alle søer, vandløb og kystvande skal vurderes ud fra en skala på 1 til 5. Miljømål 1 svarer til naturlige og upåvirkede vande, og miljømål 5 svarer til stærkt påvirkede og unaturlige vandsystemer (Tabel 1).

Tabel 1. Vandområdernes miljømål og definitioner

Miljømål	Definition
1	Høj økologisk tilstand
2	God økologisk tilstand
3	Moderat økologisk tilstand
4	Ringe økologisk tilstand
5	Dårlig økologisk tilstand

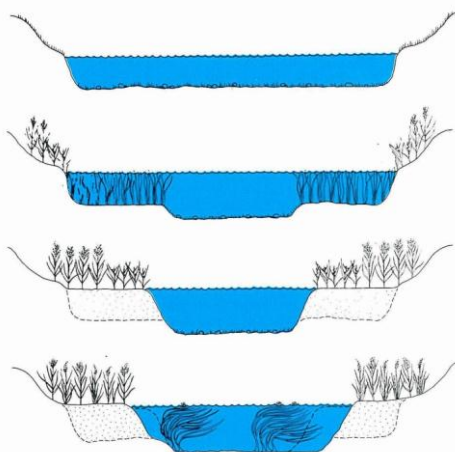
Som udgangspunkt er målsætningen i Vandrammedirektivet at alle vandområder skal have "god økologisk tilstand" (miljømål 2) senest i år 2015. Der kan under særlige omstændigheder fastsættes mindre strenge miljømål. Det gælder i tilfælde, hvor vandområderne er så påvirkede af menneskelig aktivitet, at kravet om god tilstand ikke kan opnås, eller er forbundet med uforholdsmæssige store omkostninger. Dette kan for eksempel gælde okkerforurenede vandløb, eller vandløb der er så påvirkede af vandindvinding, at de i perioder tørrer ud (Vand og Naturplaner, 2010).

Fiskeindeks

Miljømålene og vandløbenes kvalitet skal ifølge Vandrammedirektivet måles ud fra fysisk-kemiske, hydromorfologiske og biologiske elementer (Baattrup-pedersen *et al.*, 2004), og i 2015 kommer fisk til at indgå i kvalitetsvurderingen af vandløb og søer (Jepsen, 2010). Fysiske og kemiske målinger vil ofte give et øjebliksbillede af vandløbenes tilstand, således kan påvirkninger af vandløb variere meget imellem prøvetagninger. Biologiske indikatorer for vandets kvalitet bruges i dag, hvor smådyrsfaunaen er med til at bestemme vandløbenes faunaklasser. Dyr og planter som konstant lever i vand afspejler vandløbenes kvalitet over længere perioder ud fra artsammensætninger, antal og populationsdynamik. Fisk lever forholdsvis længe og bevæger sig ofte vidt omkring. De integrerer derfor miljøforholdene over et større tidsrum og over et større område end makrofytter og invertebrater. Fiskesamfundets struktur ændrer sig i takt med ændringer i den økologiske kvalitet, og udarbejdelsen af et fælles europæisk fiskeindeks er i gang. Dette vil kunne supplere med ny information til eksisterende målinger af andre biologiske faktorer.

2.2 Vandløbenes tilstand

Menneskeskabte påvirkninger som forurening, udretning, opstemning, hårdhændet oprensning og maskinel tilskæring af vegetation er med til at forringe vandkvaliteten og de fysiske forhold i vandløbene (Figur 1).



Figur 1. Ændringen fra hårdt vedligeholdt vandløb til strømrende med grødebanks tager cirka 5 til 10 år (Madsen, 1995)

Vandløbenes tilstand måles i dag ud fra flere forskellige parametre. Kemiske, fysiske og biologiske parametre spiller alle ind overfor vandløbenes egnethed som levested for dyr og planter.

2.2.1 Målsætninger

Kommunerne har siden kommunalreformen i 2007 været vandløbsmyndighed for alle vandløb. Amtenes overvågningsindsats overgik på samme tidspunkt til staten, hvor varetagelsen og overvågningen i dag er placeret i landets syv miljøcentre, som hører under By- og Landskabsstyrelsen. Cirka 27.000 km danske vandløb er i dag målsat, hvor målsætningerne giver et overblik over vandløbenes nuværende tilstand (Tabel 2). Det vurderes, at cirka 75 % af de målsatte vandløb er A og B målsatte, hvoraf A, B1 og B2 målsætninger karakteriseres som ørredvandløb (By- og Landskabsstyrelsen, 2010a).

Tabel 2. Målsætninger for danske vandløb. Efter Madsen (1995) og Miljøstyrelsen (1998)

	Målsætning	Beskrivelse	Faunaklasse
Målsætning med skærpede krav	A Særligt naturvidenskabeligt interesseområde	Vandløb, hvor særlige naturelementer ønskes beskyttet	5*
	B1 Gyde og yngelopvækstområde for laksefisk	Vandløb, der skal kunne anvendes som gyde- og yngelopvækstvand for ørred og andre laksefisk	5
Basismålsætninger	B2 Laksefiskevand	Vandløb, der skal kunne anvendes som opvæksts- og opholdsområde for ørred og andre laksefisk	5
	B3 Karpesfiskevand	Vandløb, der skal kunne anvendes som opholds- og opvækstområde for ål, aborre, gedde og karpesfisk	5 (4)
	B4 Vandløb med varieret dyre- og planteliv, men uden fiskeinteresse		
	C Vandløb der skal anvendes til afledning af vand		4
	D Vandløb, belastet af spildevand		4
	E Vandløb, påvirket af vandindvending		4
	F Vandløb, belastet af okker		-

* fastsættes særskilt for det enkelte vandløb og er typisk 6 eller 7

Målsætningerne fastsættes ud fra miljøcentrenes overvågning i NOVANA³ programmet. I programmet for 2003 til 2009 blev 800 vandløbsstationer overvåget ekstensivt. Overvågningen forgår hver 3. eller 6. år og giver et landsdækkende billede af den økologiske tilstand i vandløb, samt mulige årsager til manglende opfyldelse af miljømålene. I samme periode blev 50 vandløbsstationer overvåget i et intensivt program. Overvågningen forgår årligt, og medvirker til at afdække årsager til manglende opfyldelse af miljømålene. Den er samtidig et redskab til at fastlægge nødvendige tiltag i forbindelse med forvaltning af vandløb og vandløbsnære arealer (Pedersen *et al.*, 2007).

³ Det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og NATur. Erstattede 1. januar 2004 NOVA-2003 som alene omfattede vandmiljøet (Andersen *et al.*, 2005).

2.2.2 Vandløbskvalitet

Forureningsbedømmelse er også kendt under navnet saprobieindeks, og var indtil 1998 den officielle metode til vurdering af forureningsgraden i vandløb. Forekomsten af vandløbenes smådyr blev brugt som et udtryk for forureningen, idet vandløbets forskellige smådyr har varierende tolerance over for blandt andet ilt i vandet. Forureningsbedømmelsen blev foretaget i syv klasser. Klasse I til IV og derudover mellemtrin, I-II, II-III og III-IV, hvor rene vandløb havde forureningsgrad I og stærkt forurenede vandløb havde forureningsgrad IV (Miljøstyrelsen, 1998; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004).

Danmarks Miljøundersøgelser lancerede i 1992 Dansk Faunaindeks, som blev brugt officielt i Vandmiljøplanernes overvågningsprogram (Miljøstyrelsen, 1998). Dansk VandløbsFaunaIndeks (DVFI) er nu det officielle danske indeks til bedømmelsen af tilstanden i danske vandløb. Sammenhængen mellem forureningsgrad og faunaklasse ses i Tabel 3.

Tabel 3. Sammenhæng mellem forureningsgrad og faunaklasse (Friberg *et al.*, 2002)

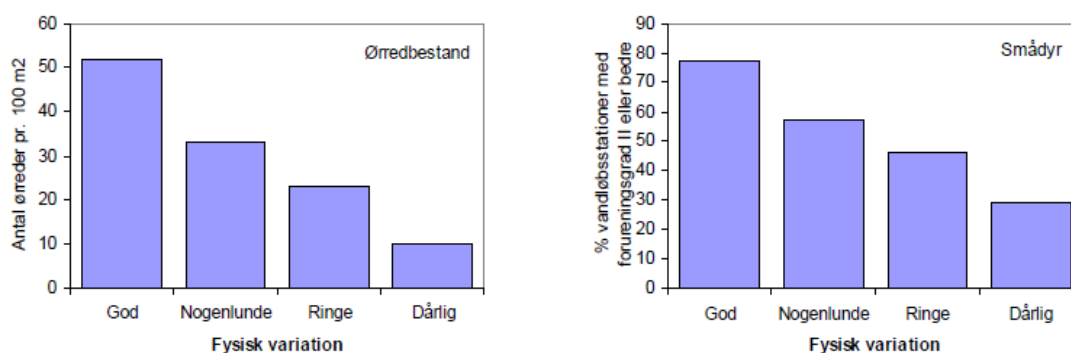
Forureningsgrad	Faunaklasse	Biologisk vandløbskvalitet	Definition
I	7	Særdeles god	Praktisk talt uforurenet
I-II	6	Meget god	Overgangsform
II	5	God	Ret svagt forurenet
II-III	4	Noget forringet	Overgangsform
III	3	Ringe	Ret stærkt forurenet
III-IV	2	Meget ringe	Overgangsform
IV	1	Særdeles ringe	Meget stærkt forurenet

DVFI, til bedømmelse af vandløbskvaliteten, er baseret på sammensætningen af smådyrsfaunaen ud fra seks nøglegrupper af invertebrater. Nøglegruppe et består af de mest forureningsfølsomme invertebrater, mens nøglegruppe seks omfatter de invertebrater, som tåler størst forurening. De sidste fire nøglegrupper indeholder smådyrsgrupper, som afspejler de mellemliggende gruppers forureningstolerance (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Den miljømæssige tilstand kan ud fra antallet af forureningsfølsomme og –tolerente smådyr udtrykkes ved syv faunaklasser. Faunaklasse 1 udtrykker tilstanden i det meget stærkt påvirkede vandløb, hvor der findes et ensidigt eller manglende dyreliv. Faunaklasse 7 udtrykker tilstanden i det upåvirkede eller stort set upåvirkede vandløb, hvor der findes et meget varieret dyreliv (Miljøstyrelsen, 2005).

Faunasammensætningen bestemmes i stor grad af bundsubstratets sammensætning, vandets iltindhold og tilgængelig føde, og det er derfor ikke muligt entydigt at binde faunaen til en specifik forurening. Vandløbsstrækninger med varierede fysiske forhold, god vandføring og koldt og iltrigt vand vil altid have en højere faunaklasse end et tilsvarende langsomt flydende vandløb med sandet bund og høj vandtemperatur om sommeren (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Vandløb med dårlige

fysiske forhold, hvor der for eksempel har været hård vedligeholdelse med udretning, opgravning, uddybning og grødeskæring og vandløb med dårlige iltforhold på grund af forurening med let omsætteligt organisk stof, har ofte en lav DVFI-værdi. I modsætning vil naturlige bugtede vandløb, som får lov at passe sig selv ofte have en høj DVFI-værdi (Danmarks Miljøundersøgelser, 2010). Hvert vandløb har ud fra ovenstående variationer fået tildelt en optimal miljøtilstand, som beskriver den højest mulige miljøtilstand, det er muligt at opnå for det givne vandløb (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004).

Kaarup (1998) har i en undersøgelse af vandløb i Århus Amt vist, at stor variation giver flere ørreder i vandløbene. Desuden betyder en stor variation i vandløbene flere forskellige smådyr, og derved føde til ørrederne, og en bedre forureningsgrad (Kaarup, 1998) (Figur 2).



Figur 2. Sammenhængen mellem ørredbestandens størrelse og variationen og smådyrsfaunaen (udtrykt ved forureningsgrad) i vandløb med forskellig fysisk variation. Kravet til forureningsgraden i de fleste vandløb er klasse II, svarende til faunaklasse 5 i DVFI (Kaarup, 1998)

2.2.3 Okker

Forurening med okker forekommer, når forholdene ændres i de øvre jordlag i moser og enge som indeholder pyrit, en kemisk forbindelse af jern og svovl (FeS_2). Pyrit kan ligge uforandret i jorden i tusinder af år, hvis ilten er lukket ude, for eksempel i en våd eng. Hvis pyrit iltes mobiliseres svovl og jern. Det sker når grundvandsstanden sænkes, for eksempel i forbindelse med uddybning af vandløb eller dræning af landbrugsjord. Svovlet skyller ud mod vandløbet som fortyndet svovlsyre og jern følger med som ferrojern (Fe^{2+}). Ferrojern er farveløst og skader vandløbens dyreliv selv ved meget lave koncentrationer. Fisk dør af "okkerkvælning" når ferrojern lægger sig på gællerne og iltes. Ved koncentrationer over cirka 1 mg/l er ørreden ude af stand til at leve, og allerede ved 0,5 mg/l kan enkelte individer ikke formere sig (Hammerstrøm *et al.*, 2002). Koncentration af ferrojern skal være under 0,5 mg/l og helst ikke over 0,2 mg/l (Madsen, 1995).

En anden negativ effekt ses, når det opløste ferrojern iltes til ferrijern (Fe^{3+} , kaldes rettidigt for okker), og udfældes. Den røde okker er ikke giftig, men det uklare vand dækker for lysets nedtrængen i vandet, så planter ikke får lys nok, og fisk får sværere ved at se deres bytte. Okkeren kan kvæle ørredens æg, når det udfældes og ligger sig på stenene. Her dækker det de små hulrum i gruset, hvor æggene ligger beskyttet, og bliver iltet af vandgennemstrømningen (Madsen, 2004).

I 1982 blev okkerloven vedtaget, med regler om hvordan problemer med okker kan forebygges og afhjælpes (Madsen, 2004). Okkerproblemer er menneskeskabte og ved blandt andet at skære mindre grøde, sløjfe dræn og grøfter og genslynge vandløb, så de bliver længere og faldet mindre, kan forureningen fjernes. Tiltagene er med til at hæve vandstanden, så pyrit ikke iltes. Vandløbsbunden kan ligeledes hæves ved at udlægge sten- og grusstryg. Hvis okkerforureningen allerede er et større problem, kan der etableres okkersøer, hvor ferrojern iltes og okker kan bundfælde (Madsen, 2004; Wandall, 2000).

2.2.4 Sandvandring

Variation i vandløbene i form af grus, sten, stryg og høller er med til at skabe optimale forhold for ørreden, heriblandt gydepladser og leveområder. I varierede vandløb vil sediment aflejres i områder med strømlæ, men som følge af udrettede vandløb og hårhændet vedligeholdelse er områder med strømlæ begrænsede, og mange danske vandløb er præget af transport og aflejring af store mængder sand. Sand og sediment som hvirvles rundt i vandfasen kan blandt andet dække ørredens standpladser på vandløbsbunden og indlejre sig i gydebanker, hvor det kan føre til forringet eller ingen overlevelse af ørredæggene. Ifølge Nielsen (2003) overlever æggene indtil en vis dybde i gydegruset afhængig af sandets andel af sedimentet.

Sandvandringen er som hovedregel størst i vinterhalvåret, hvor kraftig vandføring medfører stor sandtransport og en forøget risiko for tilsanding af gydebanker. Vandet kan dog i visse tilfælde have så stor kraft at dele af sandet vaskes væk fra gydebankerne (Barlaup *et al.*, 2008). Sandvandring afspejler dog i høj grad de lokale forhold i vandløbene, og Ifølge Zeh & Donni (1994) er tilsanding af gydebanker størst i sommerperioden med lav vandføring, hvor sandet let sedimenterer.

For at begrænse sandvandringen kan der etableres sandfang, som er midlertidige løsninger, der kræver vedligeholdelse. Sandfang består af en udvidelse og uddybning af vandløbets tværsnit over en kort strækning. Strømhastigheden vil her nedsættes, og sandpartiklerne vil sedimentere. Sandfanget skal herefter tømmes med jævne mellemrum og efter behov, for at effekten kan opretholdes (Kern-Hansen, 1984; Wandall, 2000). Nielsen (2003) har vist, at sandfang kan reducere sedimentindlejring af sandkorn mindre end to mm i ørredens legebanks med op til 75 %, og har vurderet det mest effektive sandfang til at have en længde på 20 til 25 gange vandløbsbredden og en bredde på tre til fire gange vandløbsbredden.

På udrettede strækninger hvor sandvandring er et problem, er det dog at foretrække at genskabe varierede forløb, hvor sandet vil blive aflejret naturligt i indersiden af svingene, hvor strømmen er svag. Hvis tilstedeværelsen af sandet i vandløbene kan stoppes ved kilderne, kan store dele af de problemer, der opstår, når sandet kommer ud i vandløbet afhjælpes (Fiskepleje, 2008a). Sandet i de danske vandløb har flere forskellige oprindelsessteder:

- Erosion fra brinker og vandløbsbund
- Udvaskning fra dyrkede marker
- Sandtransport gennem drænledninger
- Udvaskning fra befæstede arealer

Vandløbslovens § 69 blev vedtaget i 1992, og foreskriver at der langs alle naturlige vandløb skal være en udyrket bræmme på to meter (Retsinformation, 1998). Den lovbefalede to meters dyrkningsfrie bræmme langs vandløbene er med til at bevare og sikre bræmmen i en stabil tilstand. Vegetationen holder på jord og sand fra markerne med rødderne, og selve vandløbet er beskyttet mod udskridninger forårsaget af kørsel med tunge maskiner og græssende kreaturer (Madsen & Gregersen, 1998).

2.3 Geografisk variation

Geologisk og hydrologisk adskiller Vestjyllands vandløb sig fra de Østdanske vandløb. Isstrømmens hovedstilstandslinjen er afgrænsningen som ved sidste istid (Weichsel, 70.000 -10.000 f. Kr.) dannede en grænselinje ned gennem Midtjylland (Figur 3). Linjen var en afgrænsning for isens fremkomst, hvor Vestjylland var isfrit.



Figur 3. Hovedstilstandslinjen danner en skillelinje ned gennem Jylland, (Skov- og Naturstyrelsen, u.å.)

Vestjylland er i dag fladt og præget af sandede hedesletter og bakkeøer med sand, grus og sten i overfladen. Den sandede og stenede jord er et resultat af smeltevandets aflejring af flygtige materialer. Hedeslettejordene har på grund af den sandede tekstur en lav vandkapacitet og afstrømning af vand fra området sker meget hurtigt. Jorden er næringsfattig og ufrugtbar sammenlignet med resten af landet, og har af den grund i flere århundre været domineret af hedevegetation og hedebrug, som overtog efter den oprindelige skov (Petersen, 1994). Øst for hovedstilstandslinjen består jorden som oftest af frugtbar moræneler (Skov- og Naturstyrelsen, u.å.).

Sandvandring er et udbredt problem i de vestvendte vandløb, hvor jorden i forvejen er meget sandet, men også jordbundens mangel på kalk og derved vand med lav pH-værdi skaber problemer for de vestjyske vandløb. Jern holdes opløst så længe vand er surt, og i Vestjylland neutraliseres

vandet ikke på samme måde som i resten af landet, og det ses derfor at vandløbene ofte er belastet af okker.

Forskelle i smådyrsfaunaen mellem de forskellige landsdele påvirker også faunaklassebedømmelsen. DVFI er generelt lavere på Sjælland, Lolland og Falster end i resten af landet. Dette mønster afspejler både vandføring, vandindvinding, faldforhold, og graden af påvirkninger (Finansministeriet, 2007).

Hydrologi

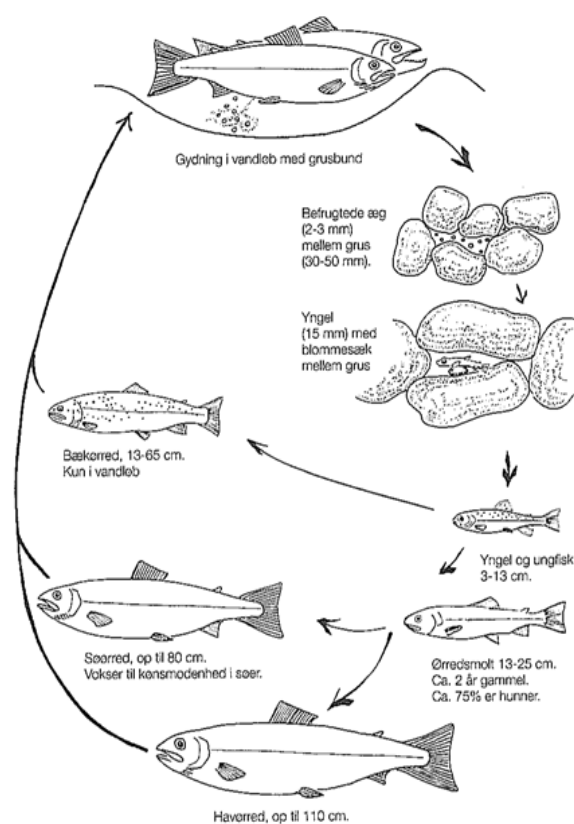
Overfladevandets vej til vandløbene er i høj grad påvirket af mennesker, da omkring 80 % af Danmarks areal er drænet. Dræningen betyder, at nedbøren hurtigere bliver ledt til vandløbene. Den unaturlige hurtige afstrømning til vandløbene har medført større udsving i vandføringen både i løbet af året og døgnet. Pludselige og store vandføringer betyder blandt andet, at erosionen i vandløbene har forandret sig, siden mennesket begyndte at lede drænvand ud i vandløbene (Fiskepleje, 2009a).

Der falder mere nedbør i Jylland end på øerne, og Jyllands vandløb modtager cirka 2/3 af vandføringen via grundvand. De har derfor en forholdsvis stabil vandføring uanset årstiden (Hofmeister, 2004; Kronvang *et al.*, 2000). Vandløb på Fyn og Sjælland modtager cirka halvdelen af vandføringen via overfladevand og vand fra drænrør, og vandføringen i vandløbene svinger her meget afhængigt af nedbøren (Madsen, 1998). Vandføringen er i mange vandløb på Sjælland påvirket af, at der oppumpes store mængder grundvand for at kunne forsyne hovedstadsområdet med drikkevand. Det har på dele af Sjælland sænket grundvandsstanden i en grad, så de mindre bække har en meget ringe vandføring og risiko for at udtørre i sommerperioder (Fiskepleje, 2009a).

3 Ørreder i de danske vandløb

3.1 Ørredens biologi

Ørreden tilhører gruppen af laksefisk, som alle kan genkendes på fedtfinnen, der sidder mellem ryg- og halefinne (Nielsen, 1994b). Der findes tre forskellige naturligt hjemmehørende former af den danske ørred, de er samme art, deler samme gydepladser og kan gyde med hinanden. Ørredynglen deler samme opvækstplads de første et til tre år i vandløbet, og man kan ikke se på ynglen om den senere vil vandre til sø eller hav, hvorfor man først skelner mellem bæk-, sø- og havørred efter yngelstadiet (Nielsen, 2004) (Figur 4).



Figur 4. Ørredens livscyklus (Nielsen, 1994b)

Sø- og bækørreder lever hele livet i ferskvand, hvorimod havørreden er anadrom, den klækker i ferskvand, lever i saltvand og kommer tilbage og gyder i ferskvand. Havørreder smoltificerer typisk ét til tre år efter klækningen i de ferske vandløb. Her vandrer de nedstrøms og ud i havet for at udnytte den større fødemængde og derved det større vækstpotentiale. Efter et til fire år i havet bliver havørrederne kønsmodne, og vender tilbage til de ferske vandløb som gydemodne fisk.

Ørreden udviser en udpræget grad af homing, idet den vender tilbage for at gyde i det eksakt samme vandløb, som den klækkede i nogle år tidligere, og blev præget fra da den smoltificerede (Nielsen *et al.*, 2003; Rasmussen, 2000b). Når ørreden er nået op i gydevandløbet, finder den et

lavvandet stryg, hvor grusbunden og de varierende bundforhold er med til at ilte vandet, og sørge for standpladser for den kommende yngel. Hunnen slår med kraftige halebevægelser ned i gruset, og får derved dannet en lille grube, hvor hun gyder sine æg, hvorefter hannen befrugter dem. Herefter svømmer fiskene umiddelbart opstrøms fordybningen, hvor hun igen ved kraftige halebevægelser hvirvler grus og sten op, som med strømmen føres ned i den første legegrube, for på den måde at dække æggene med de ophvirvlede sten. Æggene ligger her skjult i hulrummene mellem grus og sten i en gydebanke. De gydefærdige hunner kan gyde op mod 10.000 æg, cirka 1500 æg pr. kg kropsvægt (Muus & Dahlstrøm, 1998), og kan fordele deres æg i flere gydebanker på en sæson (Crisp, 1989). Flere hunner kan bruge samme grusbanke, som derved kommer til at indeholde mere end en gydebanke (Barlaup *et al.*, 2008). Nyanlagte gydebanker fremstår som lyse forhøjninger af vandløbsbunden, hvor ophvirvlingen af grus har fjernet finkornet materiale og vendt rundt i stenene, så en del af gruset er landet med de mørke algeoverflader nedad. Æggenes udviklingstid i gruset er temperaturafhængig. De ligger i gruset fra omkring november til april, og kræver cirka 410 daggrader⁴ for at klække. Når æggene er cirka halvvejs i deres udvikling kan den orange blommesæk, som er fyldt med næring, samt larvens øjne ses i ægget. Blommesækken udgør larvernes fødegrundlag de første to til tre uger, hvor de ligger gemt i gruset, indtil de har udviklet sig til små fisk, som søger op fra grusbanken, til de frie vandmasser, for at finde føde (Nielsen, 1994b, 1995).

3.2 Miljøforhold

Tilstedeværelsen af miljøindikatorer signalerer at et økosystem fungerer, og kravene som ørreden stiller til vandløbene er mange, og i stor grad de samme som miljømyndighederne stiller til vandløb af god kvalitet (Nielsen, 1994b). Ørreden trives i vandløb med god vandføring og -hastighed, variationer i form af stryg, høller, strømlæ, skjulesteder, gydeområder og rent vand som ikke er for varmt/koldt.

3.2.1 Fysiske tilpasninger

Undersøgelser af ørredens opholdssteder i vandløbet har vist, at ørredynglen foretrækker opholdssteder ved brinkerne, hvor der er størst mulighed for at finde skjul (Bangsgaard, 1995; Nielsen, 1995). Ørredynglen har optimale vilkår i et smalt område langs bredden med dybder op til 20 til 30 cm, hvor den nyklækkede ørredyngel foretrækker lave vanddybder på 3 til 4 cm. I takt med alderen og størrelsen bevæger den sig ud på større vanddybder, hvor der er bedre muligheder for skjul (Tabel 4), og de fleste ungfisk findes på dybder mellem 5 og 15 cm (Bangsgaard, 1995). En undersøgelse fra Gudenåen og Vejle Å, som begge er store åer, har vist at mindst 80 % af den nyklækkede yngel opholder sig inde ved bredden, indenfor 20 % af den samlede vandløbsbredde (Søholm & Horst Jensen, 2003)

⁴ Eksempelvis 82 dage med 5 °C i gennemsnit

Tabel 4. Ørredens krav til vanddybde efter længde og alder. Efter Mortensen & Geertz-Hansen (1996)

Vanddybde i eftersommeren	Aldersgruppe	Ørredens længde
1-10 cm	Yngel i april	3-4 cm
10-15 cm	½ års i oktober	6-8 cm
15-40 cm	1 års i april	10-15 cm
> 40 cm	Ældre ørred	> 17 cm

Grusbunden som ørrederne gyder i skal være porøs, så den indeholder mange små hulrum. Vandet kan herved let strømme igennem hulrummene og ilte æggene og samtidig være med til at fjerne affaldsstoffer fra gydebankerne (Sivebæk & Bangsgaard, 1995). Den gennemsnitlige vandhastighed bør være på mellem 25 og 40 cm/sek, hvor det samtidig er vigtigt, at ynglen har mulighed for at finde skjul og strømlæ (Nielsen, 1995).

Æggene har brug for tilførslen af ilt gennem hele udviklingen, og behovet stiger, efterhånden som larven udvikles i ægget. Dette betyder også, at der hele tiden skal tilføres nyt vand igennem gydebanken. Klækning er konstateret ved så lav en iltkoncentration som 2,5 mg/l (Nielsen, 1995), men den mest succesfulde klækning kræver en iltkoncentration på mindst 5 til 7 mg/l (Larsen & Weber Henriksen, 1988). Ynglen vil kunne tåle lavere iltkoncentrationer ved højere strømhastigheder, og omvendt kræver den højere iltkoncentrationer ved lavere strømhastigheder (Hermansen, 1982).

Ørredens vækst er temperaturafhængig, og den trives ved vandtemperaturer mellem 4 og 19 °C (Crisp, 1989), hvor de optimale vækstbetingelser er til stede ved temperaturer omkring 13 til 14 °C. En stigning i vandtemperaturen vil medføre en forøget respiration og dermed et større iltkrav for embryoner i gydebanken. Samtidig reduceres vandets iltindhold, når temperaturen i vandet stiger (Hermansen, 1982). Ørreden vil blive påvirket af nedsat fødeindtag og vækst, hvilket ofte viser sig nedenfor dambrug og rensningsanlæg, hvor iltkoncentrationen i vandet er lav (Aarestrup & Koed, 2006).

3.2.2 Territorium og mortalitet

Ørredynglen er i de første uger efter fremkomst fra gydebankerne meget territoriehævdende, og starter med at forsvare fødeterritorier i de små vandløb, kort tid efter at de er klækket og kommet frem fra grusets skjul (Johnsson *et al.*, 1999). Ynglen har stor indbyrdes aggressivitet i kampen om standpladser, og konkurrencen er ofte meget intens. Dødeligheden er tæthedsafhængig (Nielsen, 1995), og antallet af skjul er afgørende for antallet af ørreder, der er plads til i vandløbet. Varierede vandløb vil altid skabe flere skjul, hvilket vil øge fiskenes overlevelse (Madsen, 1995; Nielsen, 1995). Ynglen spreder sig hurtigt efter fremkomsten fra gydebanken, da der kun er standpladser til et vist antal yngel. Resten trækker væk, hovedsageligt nedstrøms for gydebanken de klækkede fra (Elliott, 1986; Mortensen, 1977), eller dør (Nielsen, 1994b). Hvis territoriet ikke forsvares stiger risikoen for

at dø, og i enkelte tilfælde vil mindre end én til to procent af ynglen vil overleve den første måned (Elliott, 1994).

Rasmussen (1986) har vist, at den tæthedsafhængige dødelighed kan fortsætte til ynglen er omkring 17 måneder. I de små vandløb vil 75 til 95 % af ørredbestanden i omkring august og september måned typisk være årsyngel (Elliott, 1994). Selv når vandløbets fysiske forhold er gode, og når levevilkårene for de nyklækkede ørreder er bedst, så dør over halvdelen af de ørreder, som kommer frem fra gydebankerne i løbet af de første leveår (Nielsen, 1994b) (Tabel 5).

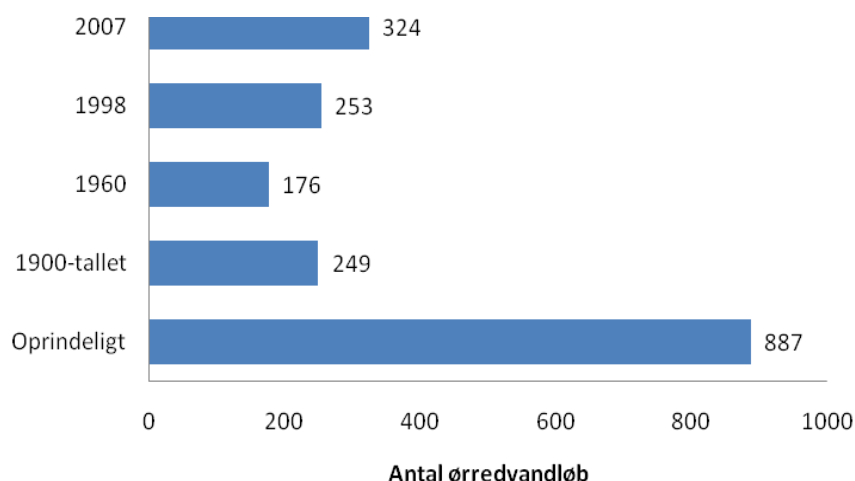
Tabel 5. Ørredynglens overlevelse (Madsen, 1995)

Alder	Overlevelsesprocent
Yngel → ½ år	25
½ år → 1 år	40
1 år → 2 år	50

4 Vandløbsrestauration

Gydehabitater i vandløbene hænger stærkt sammen med vandløbenes tilgængelighed. Der findes således et mere varieret udbud af tilgængelige ørredhabitater på en restaureret vandløbsstrækning end på en udrettet og kanaliseret strækning i det samme vandløb (Kronvang *et al.*, 2001).

Antallet af ørredvandløb i Danmark har varieret meget i løbet af de sidste århundrede, og i dag er der kun ørreder i under halvdelen af de oprindelige ørredvandløb (Figur 5).



Figur 5. Udviklingen i antallet af ørredvandløb i Danmark. Efter Rasmussen (2000b) og Fiskepleje (2008b)

På trods af det lave antal ørredvandløb i forhold til det oprindelige ses der i dag en fremgang i antallet af ørredvandløb, og Nielsen (1997) har vist, at udviklingen i den samlede ørredbestand er steget i vandløbene. Han fandt ingen tilbagegang i tæthederne kun uændrede eller større bestande med et gennemsnit på cirka 39 ørreder pr. 100 m² i perioden fra 1982-87 til et gennemsnit på cirka 53 ørreder pr. 100 m² i perioden fra 1988-94.

Effekten af restaureringsprojekter er blandt andet tæt forbundet med fri passage i vandløbet, og fjernelsen af spærringer kan således sikre, at vandrefisk som havørred og laks har mulighed for at vandre frit op og ned gennem vandløbet. Genslyngninger, etablering af sandfang og udlægning af gydegrus er tiltag, som laves i alle former for højt målsatte vandløb, og er til gavn for den vandløbsfauna som har adgang til området, hvad enten der er spærringer nedstrøms eller ej (Nielsen, 1994a). Restaureringstiltagene kan variere fra mindre dagsprojekter, som er omkostningsfattige, til større projekter med højere økonomisk budget og en længere anlægsperiode.

De fleste udrettede og kanaliserede vandløb har i dag et tværsnitsprofil, som er gravet i trapezform med stejle brinker. Det giver færre og mere ensformige levesteder for dyr og planter. Samtidig har opgravningerne af vandløbsbunden de fleste steder fjernet grus og sten fra vandløbet og dermed mindsket gyde- og overlevelsesmuligheder for ørred og laks (Kronvang *et al.*, 2000).

4.1 Udlægning af gydegrus

Denne undersøgelse har haft fokus på den mulige effekt af at forbedre gyde- og opvækstområder for ørreder ved at restaurere vandløbsstrækninger med gydegrus. Gydegrus udlægges typisk i efteråret, når høsten er overstået, og inden efterårets regn let skaber store vandføringer og kraftig strøm. Her er markerne tørre og tilkørselsforholdene gode. Det er en fordel, at restaureringen foretages inden gydesæsonens start i det sene efterår, så gydegruset er klar til at blive taget i brug af de gydemodne ørreder (Græsbøll *et al.*, 1988). Grusudlægningen bør foregå på strækninger, hvor der ikke umiddelbart er risiko for, at gydebanker sander til, eller at kraftig strøm vil føre gruset væk. Optimale strækninger er, hvor gruset naturligt ville ligge i et upåvirket vandløb, på lige strækninger med gode faldforhold, god strøm og lav vanddybde.

Mængden af gydegrus der udlægges i vandløbet afvejes i forhold til vandløbsarealet, som det skal udlægges på. Ved udlægning af gydegrus i danske vandløb, med en bredde på mere end en meter, er anbefalingerne fra DTU Aqua, at gruset udlægges i et blandingsforhold som i Tabel 6 (Fiskepleje, 2009b).

Tabel 6. Anbefaling på grussammensætning ved vandløb bredere end en meter (Fiskepleje, 2009b)

75 % sten på 16-32 mm (nøddesten)

25 % sten på 32-80 mm (singels og håndsten)

Med baggrund i at mindre vandløb blandt andet producerer et meget stort antal ørredyngel (Nielsen, 1997), kan mængden af små sten i disse med fordel øges. I små vandløb, smallere end en meter, anbefales således et blandingsforhold som i Tabel 7.

Tabel 7. Anbefaling på grussammensætning ved vandløb smallere end en meter (Fiskepleje, 2009b)

85 % sten på 16-32 mm (nøddesten)

15 % sten på 32-80 mm (singels og håndsten)

Græsbøll *et al.* (1998) har udarbejdet en vejledning i etableringen af gydepladser i vandløb, som giver grundlæggende indsigt i de fysiske forhold omkring konstruktionen af gydebanker. Ifølge (Christensen, 1988) er vanddybden over gydebanker typisk 10 til 20 cm og sjældent over 30 cm. Strømmen bør være hvirvlende og bølgende og den gennemsnitlige vandføring bør være god og helst på 50 til 70 cm/sek, da der ellers aflejres sand og mudder på gydebanken (Wandall, 2000). En for høj vandføring vil dog øge risikoen for at æggene bliver skyllet ud af gydebanken og være ugunstig for ynglen (Bangsgaard, 1995). Det er vigtigt, at der omkring de restaurerede strækninger er områder med roligt vand, disse steder findes typisk ved vandløbsbredden. Madsen (1995) anbefaler, at profilets hældning bør være 4 ‰ til 5 ‰ i mindre vandløb og 2 ‰ til 3 ‰ i større vandløb.

Skjulesteder findes ved trærødder, underskårne brinker, bredvegetation, grøde og sten (Wandall, 2000). Ved at udlægge større sten i vandløbet, kan disse fungere som skjul for yngel og ældre ørreder, men det er også vigtigt, at der efterlades grøde og brinkudhæng i vandløbene efter oprensning, da det også er med til at skabe gode muligheder for skjul og strømlæ (Bangsgaard, 1995). Antallet af skjul og strømlæ er ofte den begrænsende faktor for ynglens overlevelse på grund af ørredynglens territoriale adfærd i de aggressive første levemåneder (Nielsen, 1994b).

Grusudlægningens type og mønster

Formålet med de kunstigt anlagte gydebanker er at efterligne ørredens naturlige gydehabitat, således at de gydte æg kan ligge i strømlæ og uforstyrret i grusbanken indtil klækningen. Siden man begyndte at etablere kunstige gydebanker, har man eksperimenteret med udformningen af bankerne, for at opnå den største effekt. Det anbefales at gydegrus udlægges i flade lag (tæpper) med en gennemsnitlig tykkelse på 25 cm, men som kan variere mellem 10 og 50 cm (Græsbøll *et al.*, 1988). Ifølge Græsbøll *et al.* (1988) skal grustæppernes længde afstemmes efter vandløbets størrelse. I store vandløb foreslås udlægninger på op til 10 til 15 meters længde, mens de i mindre vandløb ikke bør være mere end 4 til 5 meters længde. Afstanden mellem gentagne grustæpper i større vandløb bør mindst være fire gange tæppets længde, og i mindre og stejlere vandløb er det nok med ned til en til to gange tæppets længde (Græsbøll *et al.*, 1988; Madsen, 1995).

Andre metoder som at udlægge gruset i banker midt i vandløbet eller som sidebanker skiftevis i hver side af vandløbet kan føre til variation i vandløbet (Græsbøll *et al.*, 1988; Madsen, 1995).

4.2 Udsætning af fisk

I dag lever der ikke ørreder naturligt i alle danske vandløb, men cirka 30.000 km vandløb betegnes som ørredvandløb (Nielsen, 1994b). På grund af ørredens status som en eftertragtet sportsfisk, og den samfundsøkonomiske værdi af denne, udsættes der på årsbasis flere tusinder af ørreder i de danske vandløb. Udsætning af ørreder sker i henhold til vejledning fra DTU Aqua, som udarbejder udsætningsplaner for de danske vandsystemer, hvor der er basis for en ørredbestand. I rapporterne beskrives de undersøgte vandløbsstrækninger, og der gives anbefalinger til, hvor mange og hvor der bør udsættes ørreder. De udsatte fisk og bestandsanalyserne, som ligger til grund for udsætningen, er finansieret af Fiskeplejen. Fiskeplejens vigtigste formål er at fremme den naturlige reproduktion af fiskebestandene, og er finansieret af fisketegnsmidler. Fisketegnsmidlerne administreres af § 7-udvalget⁵, og er den sum penge, som hvert år indhentes fra de lovpligtige lyst- og fritidsfiskertegn⁶ (Fiskeridirektoratet, 2010).

⁵ Efter § 7 i Fiskeriloven. Udvalget er sammensat af brugere og repræsentanter for lyst-, fritids- og erhvervsfiskere, Danske regioner, Dansk Landbrug, Danmarks Naturfredningsforening, Miljøministeriet (Skov- & Naturstyrelsen) og Fødevareministeriet

⁶ Cirka 30 millioner kroner i 2009 (Fiskeridirektoratet, 2009)

Anvendelsen af domesticerede ørreder til udsætningsfisk blev udfaset i 2005, og fra og med 2006 blev det et krav fra Fiskedirektoratet, at ørreder til udsætning skal være afkom fra vildfisk. Forskning har vist, at afkom baseret på vildfisk er bedst egnede til at skabe naturlige ørredbestande, og at de har færre negative genetiske effekter på de vilde bestande af ørreder (Pedersen, 2006).

Udsætningen af fisk i de danske vandløb kan ikke alene opretholde fiskebestandene, hvis de fysiske forhold ikke er i orden. Fiskeplejen finansierer årligt relevant forskning, og yder tilskud til restaureringsprojekter i vandløb. Tiltagene er på sigt med til at skabe selvreproducerende ørredbestande.

4.2.1 Udsætningsplaner

I Danmark blev de første biologisk funderede udsætningsplaner udarbejdet i 1930'erne. I dag foretages der løbende bestandsanalyser af DTU Aqua, som er baseret på feltundersøgelser med elektrofiskeri, som blev indført i Danmark i 1948 (Rasmussen, 2000b). Siden 1987 er der blevet udarbejdet ørredudsætningsplaner for de danske ørredvandløb (Rasmussen, 2000b).

Udsætningsplanerne (FFI rapporter = ferskvandsfiskeri-rapporter) udarbejdes af Sektionen for Ferskvandsfiskeri og -økologi under DTU Aqua. Udsætningsplanerne revideres med intervaller på seks til otte år, hvor der hvert år undersøges cirka 1000 stationer med registrering af fiskebestande. Efterfølgende beregninger på bestandstæthed og udsætningsbehov giver en indsigt i vandløbenes nuværende tilstand og bestanden af ørreder. Målet er at opnå naturligt selvreproducerende bestande i alle målsatte ørredvandløb.

Elfiskeri, med henblik på bestandsanalyser, udføres altid i efteråret. Forårets ørredyngel er her cirka et halvt år gammelt, og har nået en længde på cirka 6 til 8 cm (jf. Tabel 4). Ved denne længde kan ynglen effektivt elfiskes, opsamles i net og bedre tåle håndteringen. På grund af naturlig dødelighed blandt ørredyngel vil tætheden have stabiliseret sig, og dødeligheden vil ikke være så stor som om foråret, når ynglen kommer frem (Mortensen & Geertz-Hansen, 1996). Det skal helst foregå inden efterårets nedbør starter, hvilket kan gøre det svært at elfiske på grund af store mængder vand og stærk strøm. Udsætningsplanerne udarbejdes den efterfølgende vinter, og rapporterne udgives derfor altid først det efterfølgende år.

Udsætningsplaner angiver ud over tætheden af ørreder også vandløbets fysiske bonitet. Boniteten angiver vandløbets egnethed for ørreder, og er med til at bestemme, hvor mange ørreder der reelt er plads til i vandløbene i forhold til et optimalt vandløb, som er varieret og med gode muligheder for skjul. Skalaen går fra 0 til 5, hvor 0 er et vandløb, som er uegnet for ørreder, og 5 er det bedste ørredvandløb. Boniteten i et højt målsat vandløb bør mindst være 3 (Madsen, 1995). Mængden af udsatte fisk skal afpasses til lokalitetens biologiske bærekapacitet, og udsætningerne må ikke påvirke de oprindelige fiskebestande negativt. Ud fra bestandsanalyserne og vandløbets egnethed som ørredvandløb, vurderes det om der er behov for at udsætte ørreder, og eventuelt hvor mange der skal udsættes. Ved udarbejdelse af udsætningsplaner følger bestandstæthederne af ørreder i dag Tabel 8. Tabellen viser det optimale antal ørreder pr. 100 m² ved forskellige biotopskarakterer, og ved udsætning suppleres der op til de respektive tætheder.

Tabel 8. Tilfredsstillende ørredtætheder pr. 100 m² ved forskellige boniteringsgrader. Efter Mikkelsen & Christensen (2009)

Biotops-karakter	Ørredyngel pr. 100 m ²	½-års ørreder pr. 100 m ²	1-års ørreder pr. 100 m ²	Store ørreder pr. 100 m ²
5	300	75	30	10
4	240	60	24	8
3	180	45	18	6
2	120	30	12	4
1	60	15	6	2

4.2.2 Bestandstætheder

Ved elfiskeri er den mest benyttede enhed som mål for bestandstætheder antallet af individer pr. 100 m². Denne enhed bruges i DTU Aquas udsætningsplaner og i nærværende undersøgelse.

I de første måneder som fritsvømmende fisk er ørredyngel nært knyttet til bredzonen, hvor deres overlevelse er afhængig af egnede skjulesteder. Tidligere har man især kvantificeret ørredens forekomst ved dens tæthed, det vil sige antal pr. vandareal, typisk 100 m², men dette mål medfører betydelige forskelle imellem brede og smalle vandløb (Nielsen, 1997). Høje bestandstætheder målt pr. 100 m² kan altså skyldes smalle vandløb, hvilket er værd at tage højde for ved sammenligning af et bredt udsnit af vandløb. Små og store vandløb vil kunne sammenlignes direkte ved at angive antallet af ørredyngel pr. løbende meter vandløb (Nielsen, 1997).

5 Metode

5.1 Dataindsamling

Indsamling af data omkring vandløbsstationerne, hvor der var udlagt gydegrus, startede med at der blev taget kontakt til personer med kendskab til vandløbsrestaurering. I første omgang ved at kontakte et udvalg af lokale lyst- og fritidsfiskere, personer ansat inden for kommuner, tidligere amter, regioner og miljøcentre. Alle med det tilfælles at de har kendskab til, og informationer omkring lokaliteter, hvor der er udlagt gydegrus.

De restaurerede vandløbsstrækninger blev kortlagt, og der blev lavet en screening af det indsamlede data. Med vejledning fra DTU Aqua blev en række forudsætninger sat op, som skulle være med til at afgrænse undersøgelsen. Fra projektets begyndelse var det vigtigt at få så mange beskrivende parametre med om vandløbsstationerne som muligt, men undervejs i forløbet blev antallet reduceret, primært på grund af stor forskel på lokal viden omkring stationerne. Parametre som ikke blev medtaget i undersøgelsen var blandt andet: antallet af spærringer mellem vandløbsstationerne og havet, afstand til havet, tilledning af spildevand, etablerede sandfang, genslyngninger og vegetationsdække.

Vandløbsstationer, som blev medtaget i undersøgelsen, skulle opfylde forudsætninger om at:

- Der skulle være udlagt gydegrus i vandløbet, og der måtte i samme ombæring ikke være foretaget anden form for restaurering på strækningen
- Gydegruset måtte være udlagt på rørlagte strækninger, som var blevet frilagt. I dette tilfælde blev det antaget, at bestandstætheden af ørreder før grusudlægningen var nul
- Elbefiskningerne skulle være foretaget højst 200 meter opstrøms og 500 meter nedstrøms den restaurerede vandløbsstrækning
- Der skulle eksistere en bestandsanalyse, som var foretaget før udlægningen af gydegrus
- Der skulle eksistere mindst en bestandsanalyse, som var foretaget efter udlægningen af gydegrus. Hvis det ikke var tilfældet, blev den lavet i forbindelse med feltarbejdet
- Der måtte ikke være udsat ørreder på vandløbsstationen i forbindelse med bestandsanalyserne før og efter grusudlægningen

Det var desuden en forudsætning for undersøgelsens efterfølgende databehandling, at tidspunkt for grusudlægning og alle elbefiskninger var registreret.

For de gydegrusudlægninger som lå i umiddelbar nærhed af registrerede målestationer i vandløb, blev informationer omkring vandløbsstationerne fundet i de tidligere nævnte udsætningsplaner og på Miljøportalen. WinBio er en del af Danmarks Miljøportal⁷, og i databasen kan der ved hjælp af søgefunktionen, BioQuery, blandt andet udtrækkes oplysninger om bestandsanalyser i vandløb og

⁷ Fællesoffentligt partnerskab mellem Miljøministeriet, KL og Danske Regioner

NOVANA informationer for en stor del af alle vandsystemer i Danmark. Til nærværende undersøgelse var det relevant at udtrække oplysninger fra WinBio og udsætningsrapporterne om bestandstætheder, befisket areal og befisket vandløbslængde på de restaurerede strækninger.

På vandløbsstationer hvor der var flere bestandsanalyser henholdsvis før og efter grusudlægningen, blev den bestandsanalyse som tidsmæssigt lå tættest på restaureringstidspunktet angivet som tæthed henholdsvis før og efter restaureringen. Hvor der var registreret flere bestandsanalyser efter grusudlægningen, blev alle bestandstætheder noteret, da de kunne være med til at vise en udvikling i effekten over tid.

Definition af ørredyngel og ældre ørreder

I nærværende undersøgelse er der skelnet mellem ørredyngel og ældre ørreder. Disse to aldersstadier fortæller hver for sig noget om effekten af gydegruset. Ørredyngel er defineret som årets yngel, der er klækket i den mængde gydesubstrat, som har været tilgængeligt i vandløbet. Tætheden af yngel vil derfor være en indikation på effekten af gydegruset i vandløbet. Ældre ørreder er defineret som alle ørreder, der er ældre end et år. Antallet af ældre ørreder vil være en indikation på, om effekten af gydegruset er vedvarende, da det er forventet, at der ved optimale forhold vil komme en større bestand af ældre ørreder i vandløbet. Effekten på de ældre ørreder vil dog først kunne ses, når det udlagte gydegrus har været i vandløbet i mindst to gydesæsoner. I dette tilfælde vil de ørreder, som var i vandløbet før grusudlægningen, og ørredynglen der klækkede fra gydegruset den første gydesæson, sammen betegnes som ældre ørreder efter to år.

Yngel og ældre henviser i undersøgelsen til en opdeling i ørredernes alder, og betegnelsen, tætheder, henvises til tætheden af yngel og ældre ørred pr. 100 m², hvis ikke andet er nævnt.

5.1.1 Lokaltetsoversigt

Der er i opgaven taget udgangspunkt i mindre danske åer og vandløb, hvor det har været muligt at udføre elbefiskninger uden brug af båd. Når der ses på reproduktionen og effekterne ved kunstigt at udlægge gydegrus, er det da også ofte i de øvre og lavvandede vandløb, ørreds gydning finder sted, og derfor her man finder ynglen (Kern-Hansen, 1984).

Kriterierne, beskrevet i afsnittet om dataindsamling, medførte, at cirka halvdelen af det indsamlede data blev sorteret fra, og undersøgelsen endte med at tage udgangspunkt i data fra 71 vandløbsstationer fordelt i 56 forskellige vandløb (Figur 6). På vandløbsstationerne var der udlagt gydegrus fra 1986 til 2009, og de indsamlede data strækker sig over en tidsperiode fra 1980 til 2010. Bestandsanalyser som blev foretaget i tiden før grusudlægningen, blev lavet mellem 0 og 84 måneder før restaureringen, og bestandsanalyser som blev foretaget i tiden efter grusudlægningen, blev lavet mellem 12 og 96 måneder efter restaureringen. Vandløbsstationerne var placeret bredt ud over hele landet (Bornholm var ikke medtaget i undersøgelsen), med 29 stationer i Østjylland, 27 stationer i Vestjylland, fem stationer på Fyn, ni stationer på Sjælland og en station på Møn (bilag 1).

På otte vandløbsstationer var der lavet bestandsanalyser flere end to gange efter udlægningen af gydegrus (bilag 1). Der var foretaget mellem tre og ni bestandsanalyser på vandløbsstationerne, i alt 40 bestandsanalyser, som strakte sig ud over en periode fra 12 til 276 måneder, efter restaureringen blev foretaget. Vandløbsstationerne var fordelt med seks stationer i Østjylland, en i Vestjylland og en station på Sjælland.

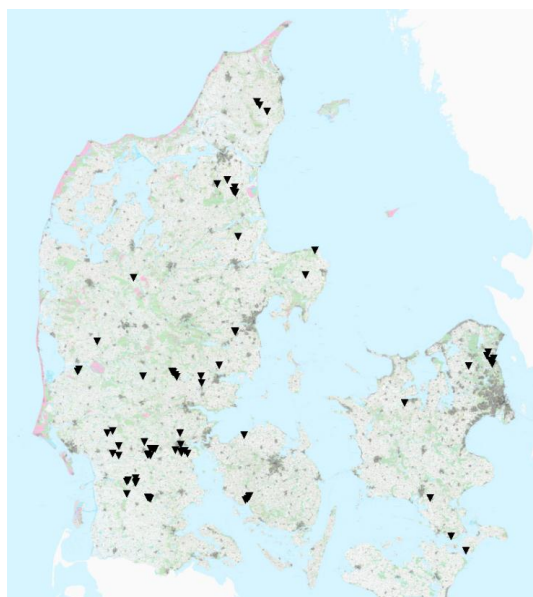
Det var, på grund af mangel på informationer om de befiskede strækninger, kun muligt at indhente dimensioner på den befiskede længde og det befiskede areal, før og efter udlægningen af gydegrus, på 36 vandløbsstationer. Bestandstæthederne kunne på disse stationer derfor udregnes pr. vandløbsareal (100 m^2) og –længde (meter) (bilag 3). Vandløbsstationerne var fordelt med 21 stationer i Østjylland, tre stationer i Vestjylland, fem stationer på Fyn og syv stationer på Sjælland.

Ud af de 36 vandløbsstationer med dimensioner på hver befiskning var der yderligere oplysninger om grusudlægningen på 14 af disse stationer (bilag 4). Vandløbsstationer var fordelt med seks stationer i Østjylland, to stationer i Vestjylland, fem stationer på Fyn og en station på Sjælland.

Kortlægning af vandløbsstationer

Geografiske Informationssystemer (GIS) blev brugt til at illustrere den geografiske placering af de vandløbsstationer med udlagt gydegrus, som undersøgelsen var baseret på. Til dette formål blev computerprogrammet MapInfo Professional 10.0 brugt. Lokaliteterne blev indtegnet med datum WGS84. Koordinatsættene stammer fra udsætningsplaner, eller blev fastsat ud fra beretninger om, hvor i landet der var udlagt gydegrus. Vandløbsstationerne blev inddelt i tre geografiske områder, vest for hovedstilstandslinjen (Vestjylland), øst for hovedstilstandslinjen (Østjylland) og området øst for Jylland (øerne) (bilag 2).

MapInfo kortet skal ses som vejledende for de undersøgte stationers geografiske placering.



Figur 6. Placering af de 71 vandløbsstationer i Danmark (kortmateriale fra Kort & Matrikelstyrelsen)

5.2 Elektrofiskeri

Denne undersøgelse baserer sig især på tidligere udførte bestandsanalyser. Der blev desuden gennemført feltarbejde, hvor 12 vandløbsstationer blev besigtiget og elbefisket for at supplere eksisterende data med yderligere bestandsanalyser. Dette blev gjort på stationer, hvor der endnu ikke var elbefisket efter udlægningen af gydegrus. Elbefiskningerne blev udført i uge 32 i august måned 2010.

Fiskeri med elektricitet må kun udføres til videnskabelig brug i Danmark. Dette gælder bestandsanalyser, opfiskning af moderfisk til strygning og indsamling af fisk til fysiologiske og anatomiske undersøgelser. At fiske ved hjælp af elektricitet kræver en tilladelse, som udstedes af Fiskeridirektoratet efter gennemført teoretisk og praktisk elfiskekursus. Af sikkerhedsmæssige hensyn er det lovpligtigt, at der minimum er to personer til stede når der elfiskes. Elbefiskningen blev foretaget indenfor et område højst 200 meter opstrøms og 500 meter nedstrøms den restaurerede strækning. På vandløbsstrækninger som blev elbefisket i forbindelse med feltarbejdet, blev 50 meter vandløb befisket umiddelbart på strækningen med udlagt gydegrus.

I praksis bruges en benzindreven generator som strømkilde. Generatoren producerer jævnspænding (220 V) med en strømstyrke på 3 til 8 A. Den er forbundet til en negativ elektrode (katode) som ligger i vandløbet ud for generatoren, og en positiv elektrode (anode) med cirka 50 meter ledning som der elfiskes med. Befiskningen foregår ved at starte cirka 50 meter nedstrøms katoden og derfra bevæge sig op gennem vandløbet, mens anoden føres gennem vandløbet. Når fisk og smådyr i vandløbet kommer ind i det elektriske felt, reagerer de på spændingsforskellen som opstår mellem hoved og hale og tiltrækkes af den positive elektrode, hvorved fiskene kortvarigt bliver lammet og kan opsamles i net. Efter gennemfiskning af hele strækningen, som regel 50 meter, befiskes strækningen en gang til, hvis der er over ti fisk i første gennemfiskning (Mortensen & Geertz-Hansen, 1996).

Ved den gennemførte elbefiskning blev fiskene undervejs opsamlet i et kar med friskt vand. Efter endt gennemfiskning blev ørrederne bedøvet med Benzokain (7,5 ml: 5 l vand), så de forsigtigt kunne tages over i en målebakke for at blive målt til nærmeste halve centimeter. Da bedøvelsen aftog, blev de genudsat, på samme strækning som de blev fanget. Indsamlet data blev registreret på elfiskeblanketter (bilag 5). Ved registrering af antal og størrelse på de fangede ørreder kunne aldersstrukturen beskrives, og der blev skelnet mellem størrelsen på henholdsvis ½-års og ældre ørreder. Ifølge Nielsen (1994b) er yngel 3 til 8 cm lange, og ældre ørreder 9 til 18 cm lange. Størrelsen kan dog variere, da yngel er mindre i små vandløb, og vokser hurtigere i store vandløb. Desuden kan bestandene være præget af store årsvariationer.

For yderligere beskrivelse af metode, se Mortensen & Geertz-Hansen (1996).

5.2.1 Bestandsanalyse

Bestanden af ørreder blev beregnet på de stationer, som blev elbefisket i forbindelse med feltarbejdet. Da der i alle undersøgte vandløb var over ti fisk i første gennemfiskning, blev samme vandløbsstrækning fisket igennem to gange, for at sikre at så mange fisk som muligt blev fjernet fra den pågældende strækning og beregningsmodellen for "udtyndingsmetoden" blev brugt (Mortensen & Geertz-Hansen, 1996).

Beregning af tæthed pr. 100 m²

Ved en beregning af bestandstætheden ud fra udtyndingsmetoden blev fiskenes fangbarhed, p , først udregnet, for at få et mål på hvor effektivt der var blevet elfisket.

$$p = 1 - \frac{C_2}{C_1}$$

Hvor C_1 og C_2 er henholdsvis første og anden gennemfiskning og p er den procentvise andel af fisk fanget ved hver gennemfiskning. Herefter blev bestanden, N , for det befiskede areal udregnet.

$$N = \frac{C_1^2}{C_1 - C_2}$$

For at udregne bestandstætheden pr. 100 m² blev bestanden (N) for det befiskede areal divideret med det befiskede areal og derefter ganget med 100 (Bohlin *et al.*, 1989).

En forudsætning for at udtyndingsmetoden kan benyttes til at udregne ørredbestanden er, at der altid fanges mindst dobbelt så mange fisk i første som i anden gennemfiskning. Hvis dette ikke er tilfældet, er beregningerne behæftet med relativt stor usikkerhed, og en tredje gennemfiskning kan være nødvendig. Dette betyder også at en anden udregningsmodel, hvor der tages højde for den ekstra befiskning, benyttes (Bohlin *et al.*, 1989).

Beregning af tæthed pr. meter vandløb

Tæthederne pr. 100 m² blev omregnet til tætheder pr. meter vandløb. Dette blev gjort ud fra følgende formel:

$$tæthed/m = \frac{tæthed (100 m^2)}{100} * \frac{befisket areal (m^2)}{befisket længde (m)}$$

Det var ikke muligt at omregne bestandstætheden pr. meter vandløb på alle vandløbsstationer, da den befiskede længde og det befiskede areal ikke var opgivet i alt indsamlet data.

5.3 Statistisk databehandling

Undersøgelsens statistiske analyser er foretaget i programmerne Microsoft Office Excel, 2007 og SAS 9.2. Hvis ikke andet er angivet, er hver test lavet for både ørredyngel og ældre ørreder.

Ørredtæthedernes afhængighed af tidspunktet for udlægningen af gydegrus målt i måneder, både før og efter, blev undersøgt med en lineær regressionsanalyse. Såfremt resultatet af regressionsanalysen viste, at den lineære hældning ikke var signifikant forskellig fra nul, kunne det antages, at tæthederne ikke var afhængige af udlægningstidspunktet, og der kunne dermed ses bort fra det aktuelle tidspunkt hvor tætheden var målt. Bestandstæthederne blev først normaliseret til den højeste samlede tæthed af ørreder. Normaliseringerne blev foretaget for at gøre bestandstæthederne sammenlignelige. Efter normaliseringerne blev datasættet ArcSin-transformeret for at opnå normalfordeling og varianshomogenitet (Fowler *et al.*, 1998; Quinn & Keough, 2002; Sokal & Rohlf, 1995).

Effekt af udlagt gydegrus

Der blev brugt parametriske tests til at undersøge effekten af gydegruset. Parametriske tests har som forudsætning, at data er normalfordelt, og at der er varianshomogenitet (Fowler *et al.*, 1998). Rådata viste sig ikke at være normalfordelt, og der blev derfor lavet en ln-transformation. Der blev lagt en til alle bestandstætheder, da det ikke er muligt at tage den naturlige logaritme af nul (Sokal & Rohlf, 1995). Det ln-transformerede datasæt opfyldte tilnærmelsesvis kravet om normalfordeling, og ud fra 'central limit theorem' (Sokal & Rohlf, 1995), og viden om at parametriske statistikker ofte er robuste overfor afvigelser i normalfordeling (personlig kommentar, Anders Koed), blev det antaget, at forudsætningen om normalfordelt data til parametriske tests var opfyldt. Gydegrusets effekt inden for hver aldersgruppe blev undersøgt ud fra en parret t-test, hvor middelværdierne før og efter grusudlægningen blev sammenlignet, for at se om der var en signifikant effekt.

Gydegrusets effekt over tid

Gydegrusets effekt over tid blev ligeledes undersøgt ud fra en lineær regressionsanalyse. Til denne undersøgelse blev de vandløbsstationer, hvor der var foretaget mere end to efterbefiskninger brugt. Tæthederne blev normaliseret, til den højeste tæthed af ørreder inden for hver lokalitet, og afhængigheden blev testet som funktion af tiden efter udlægningstidspunktet.

Gydegrusets effekt i forskellige geografiske områder

Den geografiske placering af undersøgelsens 71 vandløbsstationer blev inddelt i tre kategorier: Østjylland, Vestjylland og øerne. Interaktionen mellem lokalitet og effekten (før/efter) blev testet ud fra repeated measures ANOVA, hvor Greenhouse-Geisser testen viste, om der var interaktion.

Sammenligning af tætheder opgjort pr. areal og pr. længde vandløb

De statistiske tests for effekten af udlagt gydegrus og gydegrusets effekt i forskellige geografiske områder blev både gennemført med afhængige variabel opgjort som gydegrusets effekt målt pr. meter vandløb og pr. 100 m². Dette blev gjort for at undersøge, om der var forskel på, hvilke resultater der var signifikante, alt efter hvilken enhed der blev brugt til beregning af bestandstæthederne. Resultaterne var baseret på 36 vandløbsstationer, hvor der foruden oplysninger om tætheden pr. 100 m², var muligt at indhente vandløbsdimensioner og derudfra beregne tætheden pr. meter vandløb.

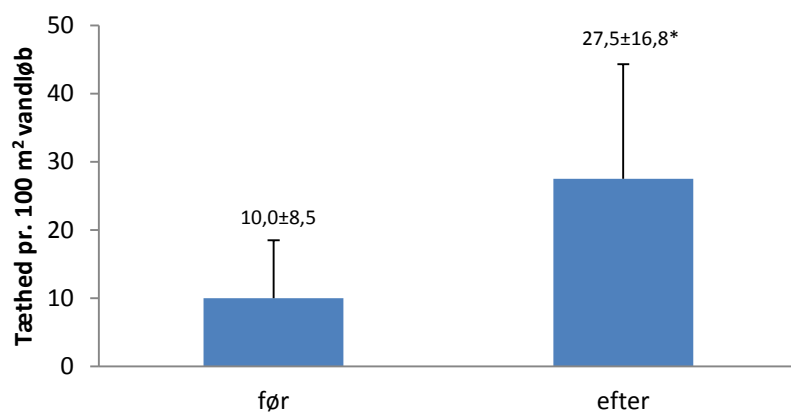
For alle tests var det statistiske signifikansniveau sat til 95 %. Statistisk signifikante resultater er i resultatafsnittet markeret med *, og standard error (SE) er angivet ud for resultaterne.

6 Resultater

6.1 Effekt af restaurering med gydegrus

6.1.1 Ørredyngel

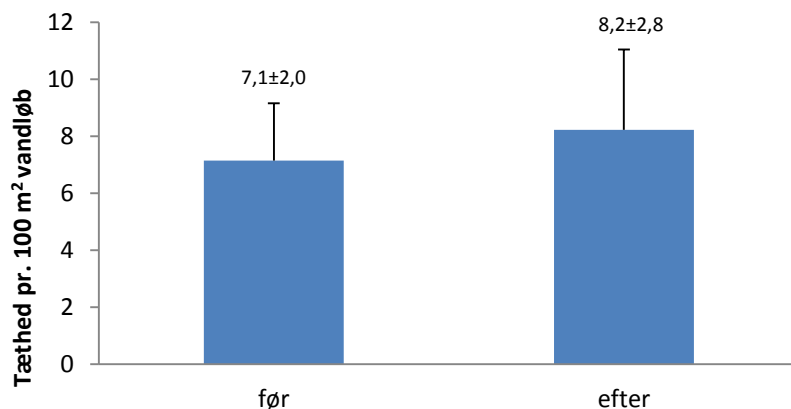
Testen viste, at der var signifikant forskel ($p < 0,0001$) på tætheden af ørredyngel før og efter udlægningen af gydegrus. Bestandstætheden blev øget fra en middelværdi på 10,0 ørreder pr. 100 m² til en middelværdi på 27,5 ørreder pr. 100 m², en gennemsnitlig stigning i bestanden på 175 % (Figur 7).



Figur 7. Tætheden af ørredyngel på 71 vandløbsstationer, som funktion af tiden før og efter grusudlægning ($p < 0,0001$)

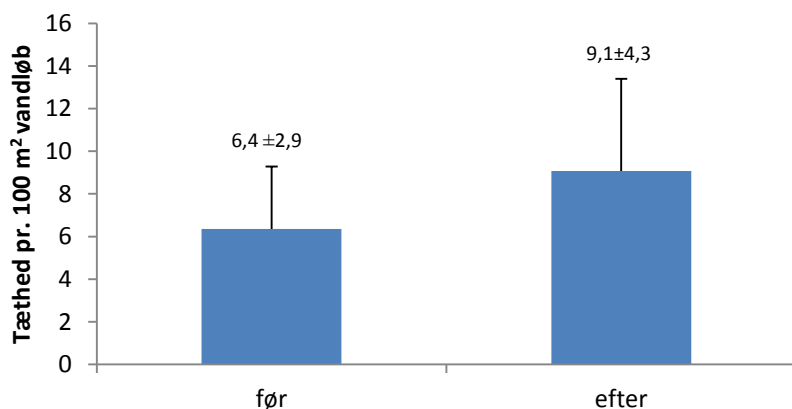
6.1.2 Ældre ørreder

Der var ikke signifikant forskel ($p = 0,501$) på tætheden af ældre ørreder før og efter udlægningen af gydegrus. Bestanden blev øget fra en middelværdi på 7,1 ørreder pr. 100 m² til en middelværdi på 8,2 ørreder pr. 100 m², en gennemsnitlig stigning i bestanden på 15 % (Figur 8).



Figur 8. Tætheden af ældre ørred på 71 vandløbsstationer, som funktion af tiden før og efter grusudlægning ($p = 0,501$)

Ovenstående test af effekten af gydegruset på ældre ørreder har taget udgangspunkt i hele datasættet med 71 målinger. Da effekten af gydegrus på ældre ørreder tidligst kan slå igennem to gydesæsoner efter restaureringen, er den parrede t-test gentaget med udgangspunkt i de målinger, hvor man reelt har mulighed for at se en effekt på ældre ørreder. I alt indgik data fra 41 vandløbsstationer i denne test (Figur 9). I gennemsnit øgedes bestanden med 43 %, fra 6,4 ørreder pr. 100 m² til 9,1 ørreder pr. 100 m², men effekten var stadig ikke signifikant (p=0,244).

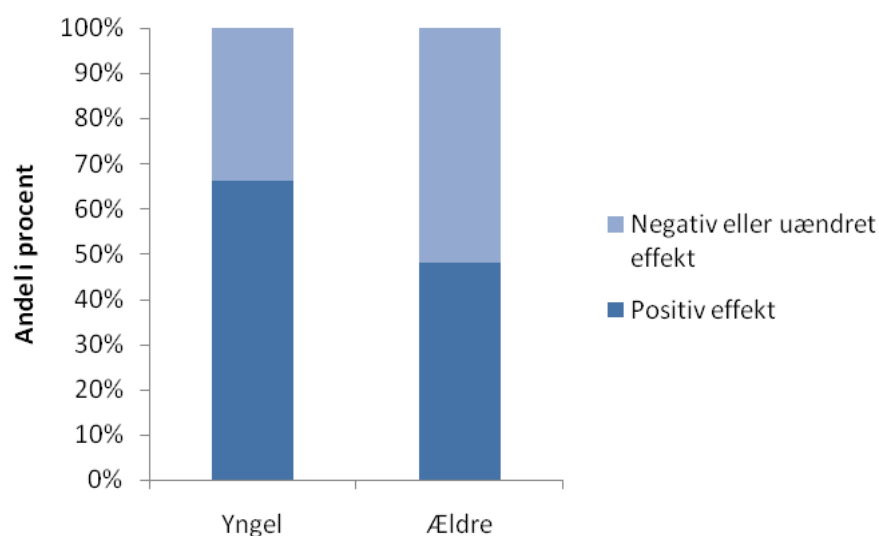


Figur 9. Tætheden af ældre ørred på 41 vandløbsstationer, som funktion af tiden før og efter grusudlægning (p=0,244)

6.1.3 Frem- og tilbagegang af ørredbestande

Figur 10 er ikke baseret på statistiske tests, men der er udelukkende taget udgangspunkt i, på hvilke vandløbsstationer ørredbestandene er gået frem eller tilbage.

Bestanden af ørredyngel øgedes på 47 vandløbsstationer (66 %) og var uændret eller faldt på 24 vandløbsstationer (34 %). Bestanden af ældre ørreder øgedes på 34 vandløbsstationer (48 %), og var negativ eller uændret på 37 vandløbsstationer (52 %).



Figur 10. Andelen af vandløbsstationer (%) som viste positiv eller uændret/negativ effekt af udlægningen af gydegrus. Effekten på ørredyngel og ældre ørred er vist på 71 vandløbsstationer (100 %)

Bestandstæthedernes afhængighed af udlægningstidspunktet

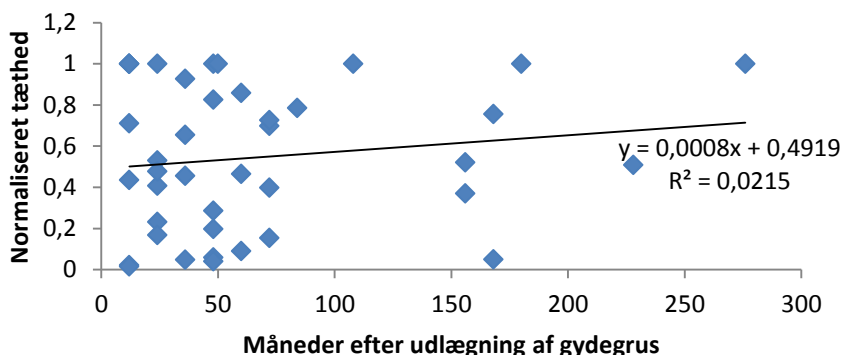
Regressionsanalysen viste, at den lineære tendenslinje ikke var statistisk signifikant forskellig fra nul. Derfor antages det, at tæthederne er konstant over tiden (bilag 6). I et enkelt tilfælde, hvor afhængigheden mellem tætheden af ældre ørreder og tidspunktet efter udlægningen af grus blev undersøgt, viste resultatet at hældningen var signifikant forskellig fra nul ($p=0,0025$), og således afhængig af udlægningstidspunktet. Ved udeladelse af tre outliers var testresultatet dog ikke statistisk signifikant.

Da det blev antaget, at tæthederne ikke var afhængige af tidspunktet, de blev målt, var det tilstrækkeligt at kigge på før og efter værdier i de efterfølgende tests og ikke på det eksakte antal måneder.

6.2 Gydegrusets effekt over tid

6.2.1 Ørredyngel

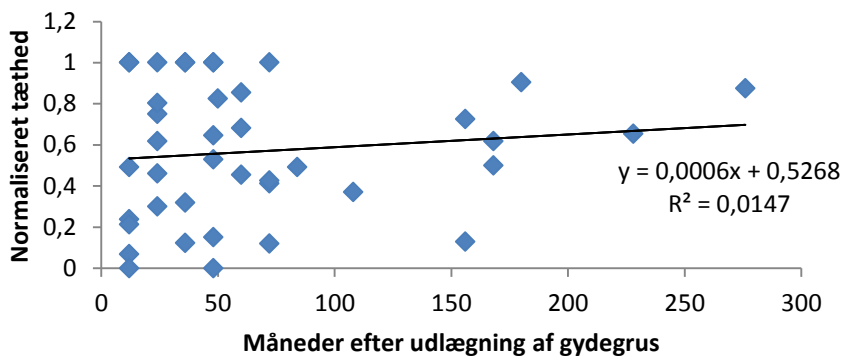
Gydegrusets effekt på tætheden af ørredyngel over tid viste, at hældningen ikke var signifikant forskellig fra nul ($p=0,367$). Tendensen var dog, at tætheden af ørredyngel steg svagt efter udlægningen af grus (Figur 11).



Figur 11. Test af ørredynglens afhængighed af udlægningstidspunktet på otte vandløbsstationer ($p=0,367$)

6.2.2 Ældre ørreder

Gydegrusets effekt over tid på tætheden af ældre ørreder (Figur 12) viste, at hældningen ikke var signifikant forskellig fra nul ($p=0,455$). Tendensen var dog, at bestanden af ældre ørreder steg svagt over perioden.



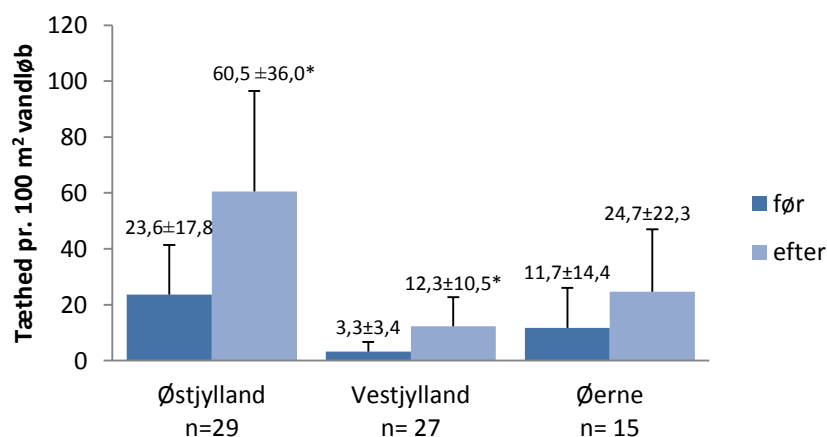
Figur 12. Test af ældre ørreders afhængighed af udlægningstidspunktet på otte vandløbsstationer (p=0,455)

6.3 Geografisk variation i effekten af gydegrus

6.3.1 Ørredyngel

Der var ikke signifikant interaktion mellem bestanden af ørredyngel før/efter udlægningen af gydegrus og de tre geografiske inddelinger (p=0,743). Effekten af udlægning af gydegrus var altså ikke statistisk forskellig mellem de tre geografiske områder.

Testen viste, at der var signifikant forskel på tætheden af ørredyngel, før og efter udlægningen af gydegrus, i Østjylland (p=0,003) og Vestjylland (p=0,006). Indenfor vandløbsstationerne i Østjylland steg middelværdien af tæthederne fra 23,6 ørreder pr. 100 m² til 60,5 ørreder pr. 100 m², i alt en forøgelse af bestanden på 156 %. I Vestjylland øgedes middelværdien af tæthederne fra 3,3 ørreder pr. 100 m² til 12,3 ørreder pr. 100 m², i alt en stigning på 275 %. På øerne var der ikke nogen signifikant forskel i bestanden af ørredyngel før og efter udlægningen af grus (p=0,154). Tendensen var dog i alle tre områder, at tæthederne af ørredyngel blev øget fra før til efter udlægningen af gydegrus. Således øgedes bestanden på øerne fra 11,7 ørreder pr. 100 m² til 24,7 ørreder pr. 100 m², hvilket var en forøgelse af bestanden på 112 % (Figur 13).

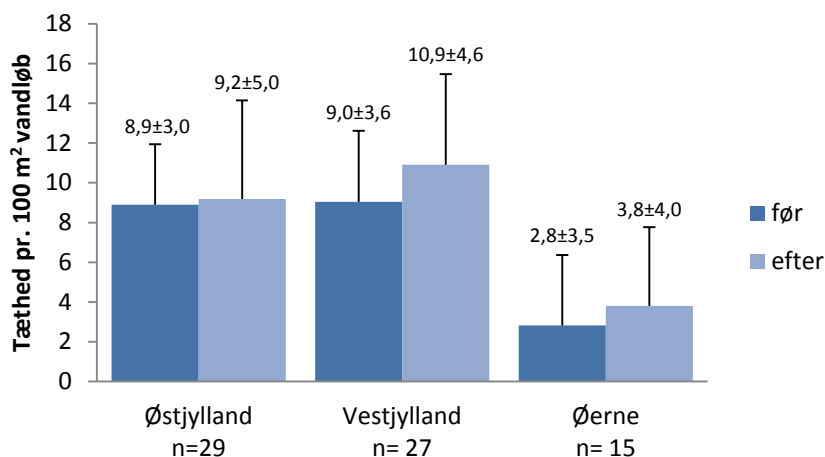


Figur 13. Tætheden af ørredyngel på 71 vandløbsstationer, målt før og efter grusudlægning indenfor de tre geografiske områder (p er henholdsvis 0,003; 0,006 og 0,154)

6.3.2 Ældre ørreder

Interaktionen mellem bestanden af ældre ørreder før og efter grusudlægningen og de tre geografiske inddelinger var ikke signifikant ($p=0,909$). Effekten af gydegruset på bestandstætheden var altså ikke statistisk forskellig mellem de tre geografiske områder.

Der var ikke signifikant forskel ($p>0,05$) på tætheden af ældre ørreder, før og efter udlægningen af gydegrus, indenfor de tre geografiske områder. Tendensen var dog, at tæthederne af ældre ørreder indenfor hvert område blev øget fra før til efter udlægningen af gydegrus. Indenfor vandløbsstationerne i Østjylland øgedes middelværdien af tæthederne fra 8,9 ørreder pr. 100 m² til 9,2 ørreder pr. 100 m², i alt en stigning i bestanden på 3 %. I Vestjylland øgedes middelværdien af tæthederne fra 9,0 ørreder pr. 100 m² til 10,9 ørreder pr. 100 m², i alt en stigning på 21 %. På øerne øgedes bestanden fra 2,8 ørreder pr. 100 m² til 3,8 ørreder pr. 100 m², hvilket var en forøgelse af bestanden på 34 % (Figur 14).



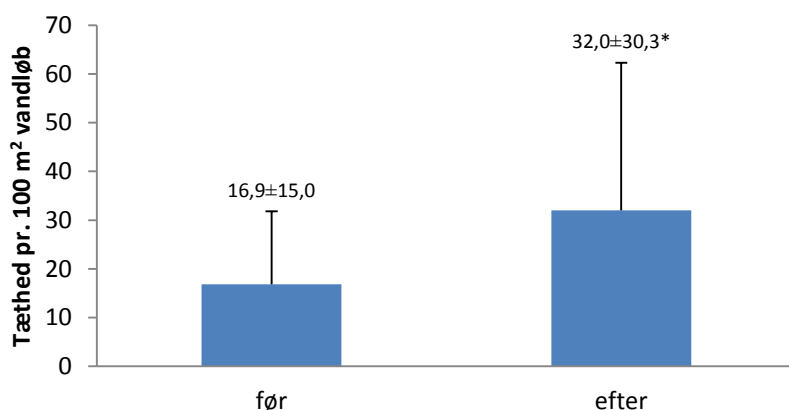
Figur 14. Tætheden af ældre ørred på 71 vandløbsstationer, målt før og efter grusudlægning indenfor de tre geografiske områder (p er henholdsvis 0,924; 0,612 og 0,424)

6.4 Tætheder opgjort pr. vandløbsareal og -længde

I de følgende to afsnit er de statistiske analyser lavet ud fra de samme 36 vandløbsstationer, hvor bestandstæthederne er opgjort henholdsvis pr. 100 m² vandløb (afsnit 6.4.1) og pr. meter vandløb (afsnit 6.4.2).

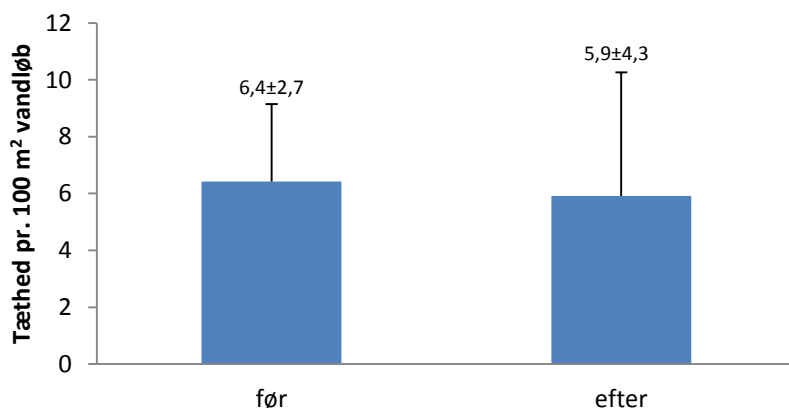
6.4.1 Tætheder pr. 100 m² vandløb

Der var signifikant forskel ($p=0,020$) på tætheden af ørredyngel før og efter udlægningen af gydegrus. Bestanden blev øget fra en middelværdi på 16,9 ørreder pr. 100 m² til en middelværdi på 32,0 ørreder pr. 100 m², en gennemsnitlig stigning i bestanden på 90 % (Figur 15).



Figur 15. Tætheden af ørredyngel på 36 vandløbsstationer, som funktion af tiden før og efter grusudlægning ($p=0,020$)

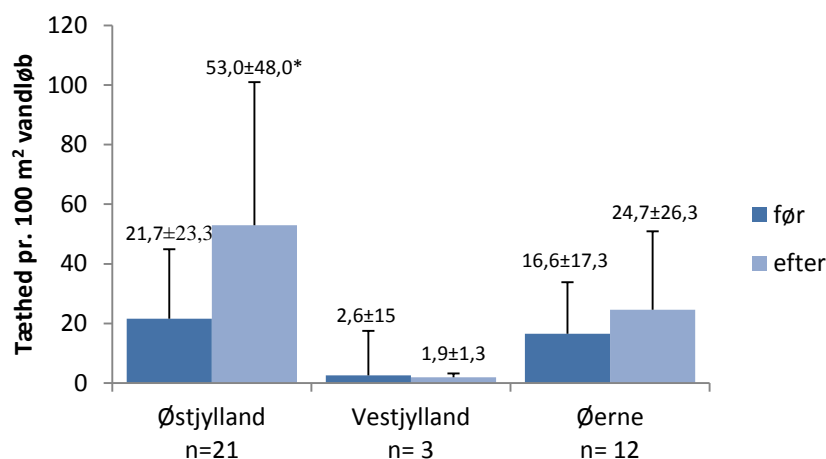
Der var ikke signifikant forskel ($p=0,782$) på tætheden af ældre ørreder før og efter udlægningen af gydegrus. Bestanden faldt fra en middelværdi på 6,4 ørreder pr. 100 m² til en middelværdi på 5,9 ørreder pr. 100 m², en gennemsnitlig fald i bestandstætheden på 8 % (Figur 16).



Figur 16. Tætheden af ældre ørred på 36 vandløbsstationer, som funktion af tiden før og efter grusudlægning ($p=0,782$)

Der var ikke signifikant interaktion mellem bestanden af ørredyngel før/efter udlægningen af gydegrus og de tre geografiske inddelinger ($p=0,425$). Effekten af udlægning af gydegrus var altså ikke statistisk forskellig mellem de tre geografiske områder.

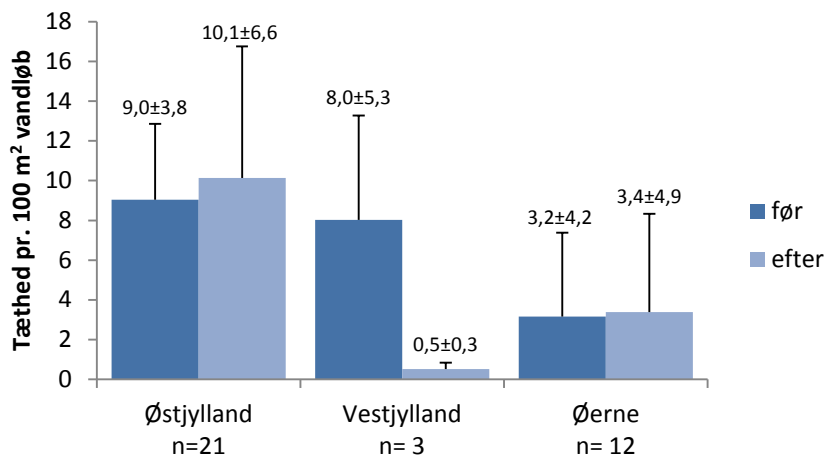
Testen viste, at der var signifikant forskel på tætheden af ørredyngel, før og efter udlægningen af gydegrus, i Østjylland ($p=0,026$). Her steg middelværdien af tæthederne fra 21,7 ørreder pr. 100 m² til 53,0 ørreder pr. 100 m², i alt en forøgelse af bestanden på 145 %. I Vestjylland og på øerne var der ikke nogen signifikant forskel i bestanden af ørredyngel før og efter udlægningen af grus (p henholdsvis 0,874 og 0,274). I Vestjylland faldt bestandstætheden fra 2,6 ørreder pr. 100 m² til 1,9 ørreder pr. 100 m², et fald på 26 %. Hvor tendensen på øerne var, at bestandstætheden af ørredyngel blev øget fra før til efter udlægningen af gydegrus. Her blev bestanden øget fra 16,6 ørreder pr. 100 m² til 24,7 ørreder pr. 100 m², hvilket var en forøgelse af bestanden på 48 % (Figur 17).



Figur 17. Tætheden af ørredyngel på 36 vandløbsstationer, målt før og efter grusudlægning indenfor de tre geografiske områder (p er henholdsvis 0,026; 0,874 og 0,274)

Der var ikke signifikant interaktion mellem bestanden af ældre ørreder før/efter udlægningen af gydegrus og de tre geografiske inddelinger ($p=0,120$). Effekten af udlægning af gydegrus var altså ikke statistisk forskellig mellem de tre geografiske områder.

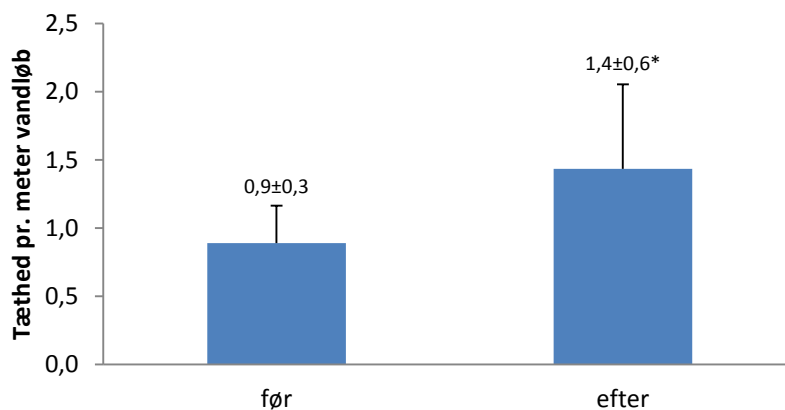
Testen viste, at der ikke var signifikant forskel ($p>0,05$) på tætheden af ældre ørreder, før og efter udlægningen af gydegrus, indenfor de tre geografiske områder. Tendensen var, at tæthederne af ældre ørreder blev øget i Østjylland og på øerne, hvor den faldt i Vestjylland. Indenfor vandløbsstationerne i Østjylland øgedes middelværdien af tæthederne fra 9,0 ørreder pr. 100 m² til 10,1 ørreder pr. 100 m², i alt en stigning i bestanden på 12 %. I Vestjylland blev middelværdien af tæthederne reduceret fra 8,0 ørreder pr. 100 m² til 0,5 ørreder pr. 100 m², i alt en reduktion på 93 %. På øerne øgedes bestanden fra 3,2 ørreder pr. 100 m² til 3,4 ørreder pr. 100 m², hvilket var en forøgelse af bestanden på 7 % (Figur 18).



Figur 18. Tætheden af ældre ørred på 36 vandløbsstationer, målt før og efter grusudlægning indenfor de tre geografiske områder (p er henholdsvis 0,779; 0,158 og 0,852)

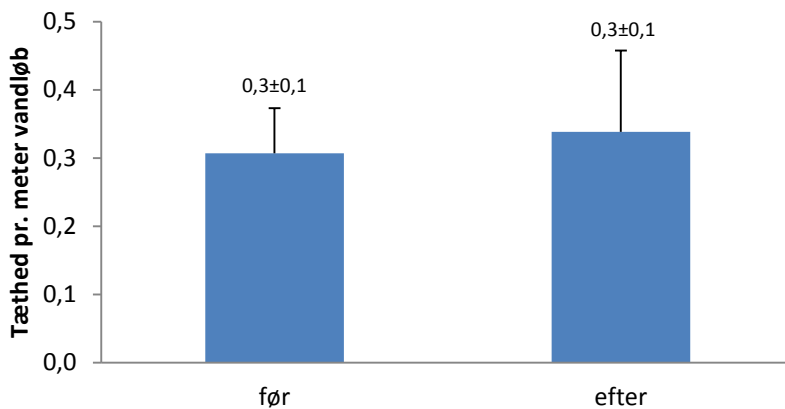
6.4.2 Tætheder pr. meter vandløb

Der var signifikant forskel ($p=0,031$) på tætheden af ørredyngel før og efter udlægningen af gydegrus. Bestanden blev øget fra en middelværdi på 0,9 ørreder pr. meter til en middelværdi på 1,4 ørreder pr. meter vandløb, en gennemsnitlig stigning i bestanden på 61 % (Figur 19).



Figur 19. Tætheden af ørredyngel på 36 vandløbsstationer, som funktion af tiden før og efter grusudlægning ($p=0,031$)

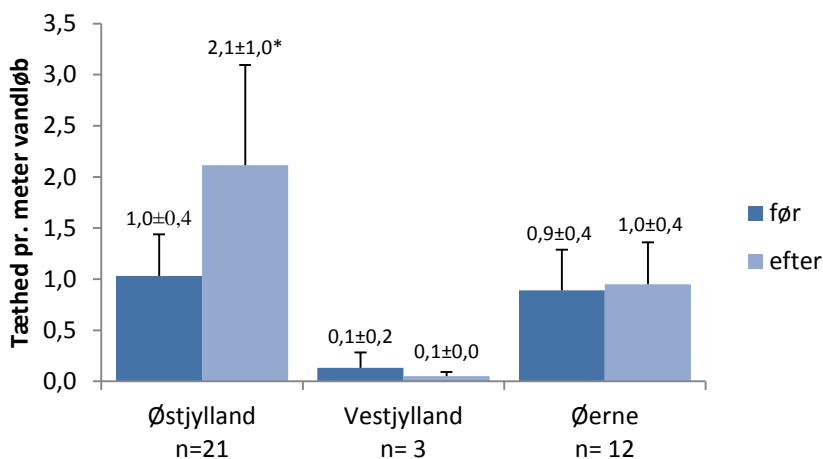
Der var ikke signifikant forskel ($p=0,658$) på tætheden af ældre ørreder før og efter udlægningen af gydegrus. Bestanden blev øget fra en middelværdi på 0,31 ørreder pr. meter til en middelværdi på 0,34 ørreder pr. meter vandløb, en gennemsnitlig stigning i bestanden på 10 % (Figur 20).



Figur 20. Tætheden af ældre ørred på 36 vandløbsstationer, som funktion af tiden før og efter grusudlægning ($p=0,658$)

Der var ikke signifikant interaktion mellem bestanden af ørredyngel før/efter udlægningen af gydegrus og de tre geografiske inddelinger ($p=0,184$). Effekten af udlægning af gydegrus var altså ikke statistisk forskellig mellem de tre geografiske områder.

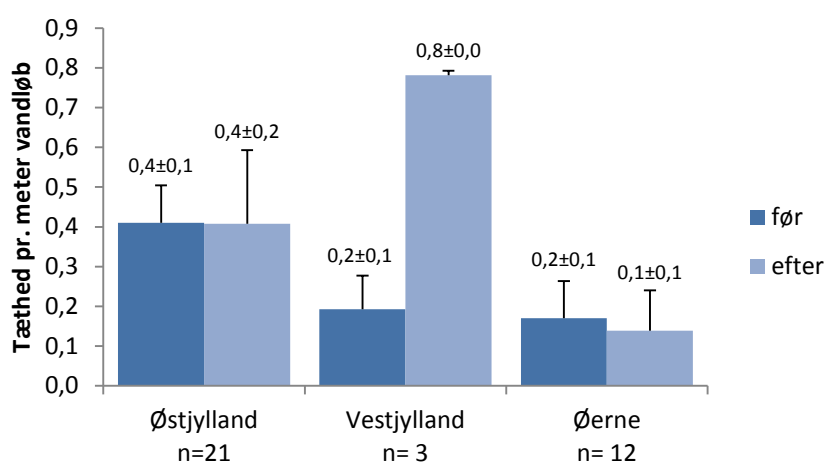
Der var signifikant forskel på tætheden af ørredyngel, før og efter udlægningen af gydegrus, i Østjylland ($p=0,028$). Her steg middelværdien af tæthederne fra 1,0 ørreder pr. meter til 2,1 ørreder pr. meter vandløb, i alt en forøgelse af bestanden på 105 %. I Vestjylland og på øerne var der ikke nogen signifikant forskel i bestanden af ørredyngel før og efter udlægningen af grus (p henholdsvis 0,650 og 0,688). I Vestjylland faldt bestandstætheden fra 0,13 ørreder pr. meter til 0,05 ørreder pr. meter vandløb, et fald på 61 %. Hvor tendensen på øerne var, at bestandstætheden af ørredyngel blev øget fra før til efter udlægningen af gydegrus. Her blev bestanden øget fra 0,9 ørreder pr. meter til 1,0 ørreder pr. meter vandløb, hvilket var en forøgelse af bestanden på 7 % (Figur 21).



Figur 21. Tætheden af ørredyngel på 36 vandløbsstationer, målt før og efter grusudlægning indenfor de tre geografiske områder (p er henholdsvis 0,028; 0,650 og 0,688)

Der var ikke signifikant interaktion mellem bestanden af ældre ørreder før/efter udlægningen af gydegrus og de tre geografiske inddelinger ($p=0,524$). Effekten af udlægning af gydegrus var altså ikke statistisk forskellig mellem de tre geografiske områder.

Der var ikke signifikant forskel ($p>0,05$) på tætheden af ældre ørreder, før og efter udlægningen af gydegrus, indenfor de tre geografiske områder. Tendensen var, at tæthederne af ældre ørreder blev øget i Vestjylland, hvor den faldt på øerne, og var uændret i Østjylland. Indenfor vandløbsstationerne i Østjylland var middelværdien af bestandstæthederne uændret fra før til efter restaureringen med gydegrus, her lå bestandstætheden på 0,4 ørreder pr. meter vandløb. I Vestjylland blev middelværdien af tæthederne forøget fra 0,2 ørreder pr. meter til 0,8 ørreder pr. meter vandløb, i alt en forøgelse på 306 %. På øerne blev bestanden reduceret fra 0,2 ørreder pr. meter til 0,1 ørreder pr. meter vandløb, hvilket var en reduktion af bestanden på 18 % (Figur 22).



Figur 22. Tætheden af ældre ørred på 36 vandløbsstationer, målt før og efter grusudlægning indenfor de tre geografiske områder (p er henholdsvis 0,984; 0,373 og 0,750)

7 Diskussion

Undersøgelser, som belyser effekten af restaurering med gydegrus i vandløb, er begrænsede. Flere undersøgelser er dog lavet indenfor området, heriblandt Barlaup *et al.* (2008) og Pedersen *et al.* (2009) som i deres undersøgelser konkluderer, at restaurering med gydegrus har en effekt på bestanden af ørreder. Konklusionerne bunder i undersøgelser om mængden af benyttet gydesubstrat, gydeaktivitet og ægoverlevelsen på de restaurerede strækninger. Nærværende undersøgelse tager udgangspunkt i målinger af ørredbestandstætheder fra før og efter restaureringen blev udført, hvilket adskiller Barlaup *et al.* (2008) og Pedersen *et al.*'s (2009) undersøgelser fra denne.

Kriterier og forudsætninger

Som følge af at de indsamlede data blev indhentet fra forskellige kilder, som nævnt i metodeafsnittet, mindskedes validiteten. Den største troværdighed af data ville have været til stede, hvis bestandsanalyser og feltarbejde var blevet udført af de samme personer. Feltarbejdet i forbindelse med dette projekt viste da også tegn på, at tidligere data var indsamlet fra forskellige kilder. I enkelte tilfælde kunne det udlagte grus ikke findes ud fra den angivne lokalitet, eller vandløbene var tørret ud, hvorfor det virker usandsynligt, at der skulle være udlagt gydegrus. Det blev dog antaget, at de anvendte data var indsamlet ud fra samme metode, og at datasættet derfor var sammenligneligt.

Såfremt data og informationen havde været tilgængelig havde det været relevant at medtage andre parametre i undersøgelsen som for eksempel mængden af grøde, okkerforurening, vandtemperaturer og muligheder for skjul, da disse også kan være med til at påvirke bestandstætheden udover restaureringen. Det er derfor vigtigt at pointere at gydegruset ikke er den eneste parameter, som påvirker ørredens frem- eller tilbagegang, men at det i denne undersøgelse kun er bestandstætheden af ørreder, som gydegrusets effekt er baseret på.

Pedersen *et al.* (2009) opstillede en række kriterier for de i undersøgelsen medtagne restaurerede vandløbsstationer. Disse kriterier var: ingen forurening med okker, god økologisk tilstand (minimum faunaklasse 5), maksimal vandløbsbredde på syv meter, ingen nedstrøms spærringer og restaurering med grus før 1994. På baggrund af en effektundersøgelse og disse parametre anbefalede han udlægning af gydegrus som restaureringsmetode. Pedersen *et al.* (2009) havde ikke som forudsætning, at der skulle eksistere bestandsanalyser fra før restaureringen. I nærværende undersøgelse var der, ikke på samme måde som hos Pedersen *et al.* (2009), stillet fysiske kriterier op for udvælgelsen af vandløb. Det vigtigste kriterium, og det som flest restaureringsprojekter blev fravalgt på, var, at der skulle eksistere bestandsanalyser fra både før og efter udlægningen af gydegruset. Desuden blev cirka 30 vandløbsstationer ikke medtaget i undersøgelsen, da der var udsat ørreder, efter anbefaling fra DTU Aquas udsætningsplaner. Disse vandløb ville ikke afspejle den naturlige tæthed og aldersspredning, hvorved den målte effekt af gydegruset, baseret på naturligt producerede ørreder, ville blive misvisende. Fangsten af yngel tillægges derfor størst værdi

som økologisk indikator, når der ikke udsættes ørreder samme år som en monitoring af vandløbet finder sted.

7.1 Effekt af restaurering med gydegrus

Denne undersøgelse viste, at bestanden af yngel og ældre ørreder steg efter udlægningen af gydegrus, hvor restaureringen viste en signifikant effekt og bestanden af ørredyngel blev øget med 175 %. Resultatet fra undersøgelse er en klar indikation på, at det nytter at udlægge grus med henblik på at opjælle naturlige selvreproducerende bestande af ørreder. Bestandstæthederne blev målt i efteråret, så ynglen er defineret som ½-års ørreder, hvormed den største tæthedsafhængige dødelighed var overstået. Denne sker normalt inden for de første seks måneder af ynglens levetid, hvor overlevelsen i gennemsnit ligger på 25 % (jf. Tabel 5).

Manglen på effekt hos ældre ørreder

Forøgelsen i bestanden af ældre ørreder var ikke signifikant, men tendensen viste dog, at bestandstætheden blev øget med 15 %. Årsagen til den begrænsede fremgang i bestanden af ældre ørreder kan skyldes, at når der udlægges gydegrus, tilgodeses den voksne og gydemodne ørred, og den nyklækkede yngel som kommer frem fra det udlagte grus. Restaureringsprojekter, hvor der udlægges gydegrus, beskæftiger sig sjældent med de fysiske forhold for ældre ikke-gydemodne ørreder ud over muligheden for at finde standpladser. Det var derfor realistisk, at den største effekt viste sig på bestanden af yngel, da ynglen er et produkt af den tilgængelige gydesubstrat. Hvis ynglen ikke overlever, til de bliver over et år, vil effekten af gydegruset ikke vise sig på bestandstætheden af de ældre ørreder. Ligeledes skal der ved bestandsanalyser, som foretages i efteråret, tages højde for, at noget ørredyngel om foråret er vandret til havet som 1-års smolt. Disse vil derfor heller ikke tælle med blandt de ældre fisk, på trods af at de ikke er døde. Det er dog vigtigt at huske at en effekt af restaureringen på ældre ørreder, først vil kunne ses efter to gydesæsoner under de restaurerede forhold. Her vil ynglen, som klækkede det første år efter restaureringen være blevet til ældre ørreder. I nærværende undersøgelse var 30 bestandsanalyser, svarende til 42 % af målingerne, foretaget indenfor det første år efter udlægningen af gydegrus, og de var derfor ikke med til at give et reelt billede af gydegrusets effekt på ældre ørreder.

Ved at lave den samme statistiske test igen med bestandstætheder på ældre ørreder fra elbefiskninger foretaget mere end halvandet år efter udlægningen af gydegrus, var ynglen fra den første gydesæson med udlagt gydegrus, talt med som ældre ørreder. Selv med data fra de 41 vandløbsstationer forblev effekten ikke signifikant. Bestandstætheden steg dog fra 6,4 til 9,1 ørreder pr. 100 m², en stigning i bestanden på 43 %, hvilket viste en højere effekt, end når data fra alle 71 vandløbsstationer blev medtaget. Om end effekten ikke var signifikant, må værdierne give et mere præcist billede af gydegrusets effekt på de ældre ørreder.

Skjul

Vandløbenes naturlige skjulesteder for ørreder kan være underskårne brinker, nedhængende bredvækster, træødder og store sten i vandløbet, og hvor der foretages skånsom grødeskæring, med etablering af en strømrønde, efterlades der på samme tid muligheder for skjul (Wandall, 2000). Ældre ørreder er ligesom ynglen afhængig af standpladser og skjul, men hvor ynglen kan finde standpladser i gruset, kræver ældre ørreder større sten til at danne egnede skjul. Udlægningen af større sten med varierende størrelse er derfor ligeså vigtig som gydegruset ved restaureringsprojekter, idet de skaber variation i vandløbet og skjulesteder. Imidlertid udlægges der ikke altid (nok) skjulesten i forbindelse med restaurering, og hvis der ikke findes alternative muligheder for skjul, vil effekten vise sig som en lav bestandstæthed af ældre ørreder, da disse vil være døde eller trukket længere nedstrøms i vandløbssystemet for at finde egnede skjulesteder. Det anbefales, at der i forbindelse med udlægning af gydegrus også udlægges større sten naturligt i vandløbene (mindst to til tre pr. m² vandløb, (Danmarks Sportsfiskerforbund, 2009)), hvorved antallet af skjulesteder øges. Kombinationen af forskellige stenmaterialer til restaurering blev undersøgt af Palm *et al.* (2007). Her blev effekten af henholdsvis skjulesten alene og en blanding af skjulesten og gydegrus undersøgt. Det viste sig, at tætheden af yngel fra bækørred steg signifikant, hvor der var udlagt skjulesten og grus, hvorimod tætheden forblev uændret, hvor der kun var udlagt skjulesten.

Hvis den svage effekt på bestanden af ældre ørreder skyldes manglen på skjul, og skjulestederne bliver den begrænsende faktor, vil bærekapaciteten for ældre ørreder i vandløbet være lav. De undersøgte vandløb er forskellige, og bærekapaciteten af det enkelte vandløb afhænger til dels af de fysiske forhold. Der tages højde for disse forhold ved at kigge på vandløbenes bonitet. Ifølge DTU Aquas udsætningsplaner, blandt andet Mikkelsen & Christensen (2009), er der på optimale biotoper (boniteringsgrad 5) en bærekapacitet af ældre ørreder (gennemsnit af 1-års og ældre, se tabel 5) på 20 individer pr. 100 m². Til sammenligning forventes der ved optimale biotoper en tæthed af ½-års yngel på 75 ørreder pr. 100 m². Hvis ovenstående tætheder sammenlignes med tæthederne efter restaureringen i nærværende undersøgelse, på 27,5 ørredyngel pr. 100 m² og 9,1 ældre ørreder pr. 100 m², er der således et potentiale for flere yngel og ældre ørreder i vandløbene. Det er i nærværende undersøgelse dog usandsynligt at alle de undersøgte vandløb har haft boniteringsgrad 5. Det kan imidlertid også være svært at lave sammenligninger ud fra middeltæthederne, da det er velkendt, at bestandstætheder ofte er præget af store år til år- og stationsvariationer.

Variation i de målte bestandstætheder

Forskellen i arealet af det udlagte grus kan være medvirkende til, at variationen i bestandstæthederne sandsynligvis vil være højere, på en strækning hvor 50 meter er dækket med grus, i forhold til strækninger hvor et mindre areal er dækket med grus, og resten er fast bund. Variationen, hvor en mindre del af den befiskede længde er dækket af gydegrus, afspejler derimod bedre de naturlige forhold, hvor 10 til 20 % af vandløbsbunden typisk vil være gydeegnet bund. Mindre kan dog gøre det, da 1 til 5 % gydeegnet bund, ifølge Danmarks Sportsfiskerforbund (2009), ofte er rigeligt for at opnå optimale forhold for ørreder.

Ved udregning af bestandstætheder i vandløbet blev fangbarheden, som beskrev hvor effektivt, der overordnet var blevet elfisket, først udregnet. Sammen med det befiskede areal, blev bestandstætheden beregnet pr. 100 m². Vandløbsbredden er et mål for den gennemsnitlige vandløbsbredde på den befiskede strækning, og varierer i undersøgelsen i flere tilfælde, hvor den er tilgængelig, mellem befiskningerne før og efter grusudlægningen. Dette kan skyldes, at vandløbene har ændret bredde over årene mellem befiskningerne, at vurderingen af den gennemsnitlige vandløbsbredde varierer, eller at befiskningen ikke er udført på samme strækning ved bestandsanalyserne, da der i opgaven var sat en grænse for, at befiskningerne skulle være foretaget højst 200 meter opstrøms og 500 meter nedstrøms for grusudlægningen. Afgrænsningen blev foretaget ud fra viden om, at når ørredynglen vandrer, sker dette primært nedstrøms i vandløbet. Det var desuden nødvendigt at have et afgrænset område at søge efter bestandsanalyser i, da dette blev gjort i udsætningsplaner og WinBio. Den befiskede vandløbslængde medfører også en usikkerhed i forhold til den beregnede bestandstæthed. Elbefiskninger udføres som hovedregel over en strækning på 50 meter. I enkelte tilfælde kan det ikke lade sig gøre at elbefiske denne strækning, hvis for eksempel dele af strækningen er ufremkommelig på grund af tæt bevoksning, eller vanddybden stiger markant, og det ikke er forsvarligt at bruge waders. I sådanne tilfælde vil en kortere strækning elbefiskes. Variationen i vandløbet er som regel større, jo længere en strækning der elfiskes, og ved elbefiskning af en kortere strækning vil målingerne blive mere upræcise. Dette kan skyldes, at der elfiskes en strækning, hvor ørrederne har klumpet sig sammen, eller at der elfiskes en lille strækning, hvor der stort set ikke er fisk.

Restaurering som ikke virker

Undersøgelsen viste, at når effekten af udlagt gydegrus blev vurderet ud fra bestanden af ørredyngel før og efter udlægningen, viste der sig overvejende en forøgelse af bestanden på de undersøgte stationer. Det er dog vigtigt at belyse forholdene på de vandløbsstationer, hvor bestanden af ørreder er uændret eller faldet. Der var ingen eller negativ effekt på bestanden af ørredyngel på 34 % af stationerne efter udlægning af grus og tilsvarende på 52 % af stationerne for bestanden af ældre ørreder. Ifølge Madsen (1989) viser kun få af de mange anlagte gydebanker for ørreder det forventede resultat på grund af sandtransport og store regnvandsafstrømninger. Resultaterne fra Madsen (1989) synes ikke at stemme overens med resultater fra denne undersøgelse, men der skal i dette tilfælde også tages hensyn til, at det er en ældre publikation. Loven om en to meter dyrkningsfri bræmme langs alle naturlige vandløb blev først indført i 1992, og bræmmerne burde have påvirket vandløbene og nedsat sandvandringen. I dag ses der formodentlig flere positive end negative effekter af grusudlægning, om end de to meters dyrkningsfrie bræmmer ikke overholdes alle steder.

Faktorer som tidspunktet for udlægning af gydegrus, mønsteret som gruset er udlagt i og placeringen af gruset i vandløbet kan have spillet en rolle, i forhold til den negative effekt der viste sig ved nogle af restaureringerne. Desuden kan mere faste parametre som profilets hældning, vandføringen, omfanget af skjulesteder, afstand til havet, spærringer i vandløbene og søer nedstrøms udlægningerne også have en indflydelse på effekten. Afstanden til havet spiller

formodentlig ikke en stor rolle i danske vandløb, da det altid er begrænset, hvor langt ørreder kan vandre op i vandløbet for at gyde. Men i større vandsystemer kan afstanden til havet have indflydelse på bestandstæthederne i de øvre vandløb og derved også effekten af det udlagte gydegrus. Målbare faktorer med år-til-år variationer som temperatur, okkerforurening, iltkoncentration, udledning af spildevand og nedbørsmængde kan også påvirke effekten i positiv eller negativ retning. Muotka & Syrjanen (2007) har i en undersøgelse diskuteret den manglende eller svage effekt af vandløbsrestaurering i flere vandløb i Finland, og har beskrevet manglen på pools ("høller" på dansk) til at være en del af årsagen. Her kan årsagen til manglen på effekt altså tillægges vandløbets begrænsede variation.

Det er samlet set vigtigt at overveje, hvilke faktorer der kan påvirke restaureringer, og derved have indflydelse på den effekt der ses på bestandstætheden af ørreder. Det kan dog imidlertid være svært at tage hensyn til alle faktorer og identificere årsager til en manglende effekt, men i de tilfælde hvor årsagen til en negativ eller positiv effekt registreres, er det vigtigt at erfaringerne viderebringes.

Forudsætning for brug af før- og eftertætheder

Effekter af gydegruset tog i undersøgelsen udelukkende udgangspunkt i bestandstætheden af ørreder før og efter grusudlægning. Det var på grund af tidsbegrænsning ikke muligt at gennemgå de undersøgte vandløbsstationer før restaureringen, hvilket ville have været optimalt for at opnå størst mulig indsigt i det pågældende vandløbs tilstand. Dette blev til gengæld udført i en effektundersøgelse lavet af Vehanen *et al.*, (2010). Her blev vandløbene overvåget i en årrække, før restaurering med større sten og trærodde blev foretaget. Ligeledes blev restaureringen kontrolleret efterfølgende. Resultater fra undersøgelsen var, at restaureringen ikke viste en effekt på bestanden af bækkørreder, hvorimod bestanden af ørreder, ældre end to år, blev reduceret.

Der blev i nærværende undersøgelse undersøgt og taget højde for, at bestandsanalyserne ikke var udført inden for et fast tidsinterval henholdsvis før og efter grusudlægningen. Dette blev gjort ved at undersøge ørredtæthedernes afhængighed af tiden før og efter udlægningstidspunktet. Tæthederne viste, i alle tests på nær en, ingen signifikant afhængighed af tiden før eller efter udlægningstidspunktet, da hældningen ikke var signifikant forskellig fra nul. Det var derfor tilstrækkeligt at kigge på før- og efterværdier i efterfølgende tests, og ikke på det eksakte tidspunkt for bestandsanalyserne i forhold til grusudlægningen. Bestandsanalyserne, som blev foretaget før restaureringerne, blev i undersøgelsen brugt som kontrolmålinger. Disse målinger viste bestandstæthederne af ørreder i vandløb, som alt andet lige ikke var påvirket af vandløbsrestaureringer. Da målingerne før udlægningstidspunktet ikke viste afhængighed af tiden før udlægningen af gydegrus, kunne det antages, at tæthederne var kontrolmålinger for restaureringstiltagene.

Kun bestandstætheden af ældre ørreder viste en signifikant ændring som funktion af tiden efter udlægningstidspunktet. Ved at fjerne tre outliers med meget høje tætheder på tre vandløbsstationer fra datasættet, viste der sig ikke en afhængighed mellem tætheden af ældre ørreder og tiden efter udlægningen af gydegrus. Denne manipulation kan kun retfærdiggøres under antagelse af, at de tre

outliers ikke er repræsentative for undersøgelsen. Der skal dog tages højde for de mulige konsekvenser, hvis det viser sig at disse tre datapunkter afspejler en reel tilstand i vandløbene. Tætheden af ældre ørreder vil i dette tilfælde være afhængig af tiden efter udlægningen af gydegrus, og kan sandsynligvis forklares ud fra normal populationsdynamik, hvor der helt naturligt vil komme flere ældre ørreder en til to år efter en bedring i gydningssuccesen, hvis der er tilgængelige gydehabitater. En stigning i bestanden af ældre ørreder, som funktion af tiden efter udlægningstidspunktet, vil derfor afspejle en ændring i aldersstrukturen af ørredpopulationen. På et tidspunkt vil aldersstrukturen blive konstant, og ingen ændring vil kunne registreres over tid, hvis gydningssuccesen og mortaliteten forbliver konstante.

7.2 Gydegrusets effekt over tid

Det er registreret at nyanlagte gydebanker ofte sander til efter nogle års brug (Kern-Hansen, 1984; Nielsen, 2003), hvilket kan medføre nedsat gydesucces. Det kan skyldes, at gydmodne ørreder ikke fristes til gydning på grund af for stor tilsanding, eller at æggene ikke overlever som følge af mangel på ilt. Noget tyder på, at effekten af gydegrus er mest effektiv, umiddelbart efter at det er udlagt i vandløbene, og før tilsanding, på grund af sandvandring, finder sted. Det blev undersøgt, om der kunne ses en effekt af tilsanding over tid, således at en negativ effekt for eksempel kunne afhjælpes, ved at løsne gruset med års mellemrum. På stationer hvor der var foretaget mere end to bestandsanalyser efter grusudlægningen, blev ændringer i effekten af gydegruset over tid testet, ud fra bestanden af ørredyngel og ældre ørreder, som funktion af tiden efter restaurering med gydegrus. Det vides ikke, om sandvandring er et problem i områderne, eller om der er taget særlige forholdsregler i vandsystemerne, for eksempel sandfang, i forbindelse med sandvandring. Sandvandring er mest udbredt i Vestjylland, der er karakteriseret ved sandede jorde (Miljøministeriet, 2004), men generelt er udrettede vandløb, hvor den naturlige dynamik er fjernet, også hårdt ramt.

Tidsperioden, for de bestandsanalyser som er lavet efter grusudlægningen, strækker sig i et tilfælde til 276 måneder efter, at der blev udlagt gydegrus, hvilket gør, at mange usikkerheder kan spille ind i forhold til den restaurerede strækning. Jo længere tid der går, efter gydegruset er udlagt, jo større er tendensen til, at flere parametre kan have spillet ind overfor den effekt, der ses af grusudlægningen. For eksempel kan der være skabt fri passage til havet, vandløbet kan være blevet genslynget eller tilledning af spildevand til vandløbet kan være ophørt. Disse ændringer ville meget sandsynligt have medført, at bestandstætheden var gået op. Hvis resultatet af testen havde vist et fald i tætheden af ørreder over tid, kunne reduktionen sandsynligvis have været forklaret ud fra tilsanding af gydebankerne. Ørredernes årlige brug af gydebankerne kan dog til en vis grad opveje tilsandingen af disse, når der rodes op i gruset. Undersøgelsen blev lavet ud fra otte vandløbsstationer, og det var derfor en begrænset prøvemængde at lave den statistiske analyse ud fra. Det er kendt at en større prøvemængde vil medføre en større sikkerhed i statistiske tests (Fowler *et al.*, 1998), og et større antal vandløbsstationer vil derfor give et mere validt resultat. Undersøgelsen viste da heller ikke nogen signifikant sammenhæng mellem tiden efter restaureringen og bestandstætheden af ørreder.

Sedimenttransporten er præget af lokale forhold, og er ifølge Kern-Hansen (1984) størst i vintermånederne, fra november til april, hvor vandføringen er størst. Den høje vandføring vil dog ofte forhindre bundfældning af opslemmede partikler, hvorimod det vil fremme transporten af rullende substrat på vandløbsbunden (Sivebæk, 1995). Det kan altså diskuteres hvornår på året tilsandingen af gydebanker er størst, men vandføringen skal under alle omstændigheder være stor nok til at transportere sandet, hvorefter det vil sedimentere, hvor der er rolige vandforhold. I forbindelse med restaurering med gydegrus vil tilsanding, ifølge Græsbøll *et al.* (1988) og Madsen (1995), ofte øges, hvor grustæpper er placeret for tæt i vandløbene, således at de indbyrdes udøver en opstuvende effekt på hinanden.

7.3 Geografisk variation i effekten af gydegrus

Som følge af årtiers antropogene påvirkninger er mange vandløb, som ikke er blevet genoprettet, i dag uden megen variation og har en tendens til at ligne hinanden morfologisk. Vandløbene er ensformige og har ofte en blød og sandet bund. Ifølge Kaarup (1998) blev 99 % af Århus Amts vandløb i 1987 vedligeholdt ved at fjerne alle planter og andet, som kunne hindre vandets frie passage. På trods af de mange års udretninger og hårdhændet vedligeholdelse af vandløbene er der stadig geografiske forskelle, som har indflydelse på vandløbens morfologi i de forskellige regioner.

Det blev undersøgt, om forskellige geografiske regioner udviste forskellige effekter på bestandstætheden af ørreder. De tre geografiske områder (Østjylland, Vestjylland og øerne), som inddelingen skete efter i undersøgelsen, var baseret på hydrologiske forhold, jordbundsstruktur og terræn. De geografiske områders vand- og jordbundsforhold kunne sammen med den lokale vedligeholdelse af vandløbene meget vel have indflydelse på effekten af det udlagte gydegrus. Der viste sig en positiv effekt af gydegruset på bestandstæthederne i de tre områder, men kun en signifikant effekt på bestandstætheden af ørredyngel i Øst- og Vestjylland. Der var dog ikke signifikante interaktioner mellem de tre områder og tiden henholdsvis før og efter udlægningen af gydegrus. Effekten af gydegruset var altså ikke forskelligt mellem de tre områder, hverken for bestandstætheden af ørredyngel eller ældre ørreder.

På øerne viste der sig ingen signifikant effekt hverken for yngel eller ældre ørred. Dette kan skyldes den lavere nedbørsmængde i forhold til Jylland og den lave grundvandsstand specielt på Sjælland. Sidstnævnte burde dog ikke være tilfældet i denne undersøgelse, da der formentlig ikke er udlagt grus i vandløb, som har en potentiel risiko for på tidspunkter af året at tørre ud. Årsagen kan derfor meget vel være, at den statistiske test blev lavet ud fra et lille antal vandløbsstationer ($n=15$), hvormed det bliver sværere at opnå statistisk signifikans.

Der var ikke signifikante effekter på bestanden af ældre ørreder indenfor hvert af de tre områder. Dette stemmer overens med, at der ikke var en signifikant effekt, for den samlede bestand af ældre ørreder fra før til efter grusudlægningen. I alle tilfælde viste der sig dog en forøgelse af bestanden fra før til efter grusudlægningen. Den største øgning i bestandstætheden skete på øerne, men det var forventet, at den største effekt ville ses i Østjylland, da dette områdes vandløb typisk karakteriseres som ørredvandløb (Nielsen, 1997). Østjyllands vandløb havde dog den største bestand af ørredyngel efter grusudlægningen (60,5 ørredyngel pr. 100 m²), og vandløbene udviste imidlertid

cirka to til fem gange højere bestandstætheder end på øerne (24,7 ørredyngel pr. 100 m²) og i Vestjylland (12,3 ørredyngel pr. 100 m²).

I en rapport til Danmarks Miljøundersøgelser (Dieperink, 2003) er ørredtæthederne i Østdanmark og Vestjylland blevet sammenlignet. Det skal her bemærkes at Østjylland hører med til Østdanmark. I rapporten var tætheden af ørreder generelt højere i Østdanmark for vandløb med bredder op til otte meter. Gennemsnittet for yngel i Vestjylland var på 0,61 individer pr. meter vandløb og på 3,00 individer pr. meter vandløb i Østdanmark. Resultaterne i Dieperinks (2003) rapport stemmer godt overens med nærværende undersøgelse, hvor den laveste bestandstæthed af ørredyngel efter grusudlægningen blev fundet i Vestjylland (12,3 pr. 100 m²). Ved at tage gennemsnittet af yngeltætheden på øerne og i Østjylland var dette gennemsnit også højere end i Vestjylland (42,6 pr. 100 m²).

De 71 vandløbsstationer var fordelt på de tre geografiske områder, med 29, 27 og 15 vandløbsstationer i henholdsvis Østjylland, Vestjylland og øerne. Antallet af vandløbsstationer på øerne var næsten det halve i forhold til antallet af vandløbsstationer i Øst- og Vestjylland, og det begrænsede datamateriale i hvert område kan som tidligere nævnt have været med til at påvirke udfaldet af de statistiske tests. Bangsgaard (2009) har lavet en statusrapport over vandløbsrestaureringer på Fyn i perioden fra 1999 til 2008. Ifølge statusrapporten havde Fyns Amt i perioden 1999 til 2008 koncentreret sig om at skabe fri passage i vandløb, hvor 24 spærringer blev fjernet, mens der kun blev udlagt grus på to strækninger. Kommunerne på Fyn havde i samme periode stået for udlægningen af gydegrus i 14 vandløb, og siden vandløbsvedligeholdelsen overgik til kommunerne i 2007, blev der endvidere udlagt grus på 13 vandløbsstrækninger. Der var altså ifølge Bangsgaard (2009) udlagt grus på i alt 29 vandløbsstrækninger siden 1999. Med de forudsætninger der var til stede for denne undersøgelse, lå kun 5 ud af øernes i alt 15 vandløbsstationer på Fyn. Disse fem grusudlægninger blev udført i perioden fra 2005 til 2009.

Okker

Det var forventet, at effekten af vandløbsrestaureringen ville være begrænset i Vestjylland, idet problemer med okkerforurening er udbredt i mange af de vestvendte vandløb (Nielsen, 1997). Det lader imidlertid ikke til, at okkeren har været et problem for restaureringen i Vestjylland, hvor effekten af gydegruset på yngel var større end i Østjylland og på øerne, og effekten på ældre ørreder var større på øerne. Der viste sig altså ikke noget entydigt billede af, hvor i landet effekten var størst eller mindst ved at sammenholde effekten på yngel og ældre ørreder.

Udlægningen af gydegrus i vandløb har som oftest det formål at skabe gydepladser for vandløbets fisk. Grus kan dog også udlægges i okkerforurenede vandløb for at hæve vandstanden. Herved kan pyrits forbindelse med frit ilt undgås og dermed tilblivelsen af okker. Det var ikke muligt at indhente denne information omkring de undersøgte vandløbsstationer, og det kan derfor ikke udelukkes at ideen bag nogle af de restaurerede vandløb, ud over at fungere som gydeplads for ørreder, har været at hæve vandstanden og derved mindske okkerbelastningen i vandløbet. Hvis øgningen af den generelle vandstand ikke har fungeret som ønsket mod okker, men de fysiske forhold ellers har

været til stede, for at ørreder kunne gyde i vandløbet, kan okker have haft en negativ effekt på de gydede æg (Madsen, 2004). Udlægningen af gydegrus kan desuden have en indirekte negativ effekt på vandløb, som er belastede med okker, idet grusudlægninger ofte genererer mere ilt i vandløbene på grund af vandets turbulens over gruset.

DVFI og ørreder

Da faunaindekset (DVFI) generelt er lavere for vandløb på Sjælland, Lolland og Falster (Finansministeriet, 2007), var det sandsynligt, at der også generelt var en lavere tæthed af ørreder på øerne. Bestanden af ældre ørreder på øerne var da også lavere end i begge områder af Jylland, både før og efter grusudlægning, men det var samtidig på øerne at den største effekt viste sig (34 %) på bestanden af ældre ørreder. Tætheden af ældre ørreder lå efter restaureringen på cirka en tredjedel af, hvad den gjorde i Jylland, hvilket kan være et tegn på dårligere fysiske forhold, som påvirker de sjællandske vandløb. Effekten af restaurering viste sig ikke tydeligt på bestanden af yngel på øerne, hvor bestandstæthederne lå på henholdsvis 11,7 ørredyngel pr. 100 m² før, og 24,7 ørredyngel pr. 100 m² efter grusudlægningen. Den lave tæthed af ældre ørreder og den højere tæthed af yngel på øerne kan skyldes den generelt lidt højere temperatur på øerne, hvilket medfører hurtigere vækst og derved flere 1-års smolt. Smoltificeringen er desuden blandt andet temperaturafhængig (Nielsen *et al.*, 2003), hvilket også kan få ynglen til at vandre ud i havet tidligere. Den udvandrede smolt vil ikke tælle med i bestanden af ældre ørreder, og restaureringseffekten på de ældre ørreder vil derfor være underestimeret i denne undersøgelse.

7.4 Tætheder opgjort pr. vandløbsareal og -længde

Nielsen (1994b) har diskuteret enheden for mål af bestandstætheder, og foreslået brugen af tæthed pr. meter vandløb frem for tætheden pr. 100 m². Den mest udbredte enhed er at opgøre bestandstætheder pr. 100 m², og alle bestandstætheder af ørreder i denne undersøgelse blev da også indhentet og opgjort i tætheder pr. 100 m².

Ørredyngel opholder sig ofte langs bredden i vandløb, og tætheden af ørredyngel er derfor ifølge Nielsen (1997) højere i mindre vandløb end i større. Det vil derfor, ud fra denne betragtning, være mest korrekt at angive tætheden af ørreder i antal individer pr. meter vandløb. Bestanden af ørreder blev beregnet i antal individer pr. 100 m² og samtidig omregnet til antal individer pr. meter vandløb, på de vandløbsstationer, hvor det var muligt at indhente oplysninger om det befiskede areal og vandløbslængden.

De signifikante resultater forblev de samme, uanset hvilke enheder bestandstæthederne var beregnet ud fra, dog med varierende p-værdier. Således var effekten af ørredyngel signifikant ved begge enheder af bestandstætheder, og det samme var effekten af ørredyngel i Østjylland. I denne undersøgelse påvirkede det altså ikke de signifikante resultater om tæthederne blev opgjort pr. meter vandløb eller pr. 100 m² vandløb. Størrelsen på vandløb og dermed også vandløbsbredden påvirker bestandstæthederne, hvilket der tages højde for, når bestandstæthederne er beregnet pr.

meter vandløb. Vandløbene havde bredder på mellem 0,75 og 6 meter ved bestandsanalyserne, og havde undersøgelsen omhandlet flere vandløb med stor variation i vandløbsbredden, kan det ikke afvises, at der ville være forskel på de signifikante resultater.

7.5 Grusudlægning

Ved at opstille forudsætninger om at vandløbsstationerne skulle have tilgængelige vandløbsdimensioner på befiskningerne og en beskrivelse af grusudlægningen, endte undersøgelsen ud med 14 vandløbsstationer (bilag 4), hvor det var muligt at komme med en kvalitativ beskrivelse af effekten af gydegruset. Ud fra beskrivelsen af grusudlægningen kunne det ses, at gydegruset på de undersøgte stationer typisk udlægges i flade tæpper med meget varierende længder på 4 til 70 meter. De længste tæpper ligger over anbefalingerne fra Græsbøll *et al.* (1988), og det er sandsynligt, at de gydemodne ørreder hurtigt får flyttet rundt på en del af gruset og derved etableret gydebanker, således at der kommer ophold i grustæpperne. Mængden af udlagt grus på de 14 stationer var meget varierende og lå mellem 40 og 200 m³. Det er svært at sige noget omkring effekten af gydegruset ud fra mængden af udlagt gydesubstrat, da de restaurerede strækningerne, som nævnt ovenfor, varierer i længden, og har forskellige vandløbsbredder (mellem 1,1 og 3,75 meter), hvilket afspejler mængden af anvendt grus. Ifølge egne observationer var det tydeligt, at ynglen foretrak at opholde sig på de strækninger, hvor der var udlagt gydegrus, og derved mulighed for at finde skjul og standpladser. Ifølge en undersøgelse udført af Bangsgaard (1993) var der en betydelig større tæthed af ørreder på omløb og stryg end ovenfor og nedenfor gydegruset på 75 % af de undersøgte lokaliteter. Bangsgaard (1993) beskæftigede sig dog med en anden grussammensætningen end gydegrus, da der her var tale om grus i omløb, hvor kornstørrelsen typisk er noget større, på grund af erosionssikring, end det der bruges som gydegrus.

Station 24 i Gudenåen var det eneste sted, hvor det var noteret, at der var etableret et sandfang i forbindelse med grusudlægningen. På stationen viste der sig kun en meget svag fremgang i bestanden af henholdsvis yngel og ældre ørreder, ved bestandsanalyserne som blev foretaget året efter grusudlægningen. Det er sandsynligt, at der er etableret sandfang ved flere af de undersøgte stationer, da de er effektive mod sandvandringen i vandløbene, hvor sandvandringen ikke kan stoppes på anden vis. Effekten af sandfang opretholdes dog kun så længe, de tømmes med jævne mellemrum. Der blev da også observeret sandfang ved flere af de undersøgte stationer i forbindelse med feltarbejdet. Ingen af disse stationer indgår i de sidste 14 stationer, da det ikke var muligt at indhente informationer omkring vandløbsdimensionerne fra bestandsanalyserne foretaget før restaureringen.

Mange vandløb er påvirket af fysiske spærringer, som enten spærrer helt for passage, eller som delvist spærrer i form af fiskepassager, som ikke altid virker optimalt. I denne undersøgelse kunne effekten have vist sig ved, at fremgangen i bestandstæthederne af ørred var lavere, på stationer hvor der var spærringer i forhold til stationer med fri passage til havet. Der var i undersøgelsen kun registreret information om spærringer på én ud af de 14 vandløbsstationer. Ved station 29 i Dalby Møllebæk blev der i 2008 fjernet en spærring nedstrøms den restaurerede strækning, og dermed skabt fri passage op til den restaurerede strækning. Bestandsanalyser som er medtaget fra station 29

blev udført i 2001 og 2002, og er altså påvirket af den fysiske spærring nedstrøms. Effekten viser sig på stationen som mere end halveret ved ynglen (fra 71 til 24,3 pr. 100 m²) og en lille øgning hos de ældre ørreder (fra 23 til 29 pr. 100 m²). Det vides ikke hvor mange af de undersøgte stationer, der har været påvirket af, at spærringer er blevet fjernet i perioden mellem før og efterbefiskningerne, men effekten af gydegruset er sandsynligvis blevet påvirket af den etablerede frie passage.

Den største effekt af gydegruset på ørredynglen viste sig på station 5 (Ejstrup Bæk, Nordjylland), og den største effekt på ældre ørreder viste sig på station 60 (Spangebækken, Fyn). Det er trods informationer omkring grusudlægningen, stadig svært at komme med en nærmere beskrivelse af, hvorfor nogle vandløb viser en positiv effekt, mens andre ikke gør, når beskrivelserne ikke er mere præcise, og når der ikke er flere informationer at gå ud fra. Ud fra beskrivelserne af grusudlægningerne tyder det dog på, at anbefalingerne om at udlægge gruset i længere grustæpper bliver fulgt, dette var noteret ved syv ud af de 14 stationer. Det var samtidig noteret, at der ud over gydegrus var udlagt større sten på syv stationer. Dette var gjort for at skabe muligheder for skjul og variation i vandløbet.

7.6 Vidensdeling

Med de danske vandplaner, som er udarbejdet i henhold til EU's Vandrammedirektiv, er vejen åbnet for flere tiltag på vandløbsområdet. I forvejen ydes der hvert år tilskud fra fiskeplejemidlerne og den Europæiske Fiskerifond (EFF) til restaureringsprojekter i vandløb, men med vandplanernes endelige godkendelse bliver det et krav at op til 7300 km målsat vandløb, skal opnå "god økologisk tilstand" inden første planperiode udløber i 2015. Ifølge regeringens plan for Grøn Vækst gælder det først og fremmest restaurering, genopretning, fjernelse af fysiske spærringer for vandgennemstrømningen samt reduktion eller ophør af vedligeholdelse på udvalgte strækninger. Vandplanerne er et skridt i den rigtige retning, men faktum er, at der stadig skal arbejdes for at opfylde Fiskeplejens og Danmarks Sportsfiskerforbunds visioner om selvreproducerende ørredbestande i de målsatte ørredvandløb. Visionerne ligger til stadighed grundlaget for undersøgelser og forskning, som kan være med til at klarlægge endnu uopklarede spørgsmål omkring adfærd, habitat og biologi.

Forøgelsen i bestandstætheden af ørredyngel på 175 % viser sammen med de andre statistiske analyser fra undersøgelser, hvor effekten var positiv, at det nytter at udlægge gydegrus, om end der er usikkerhedsfaktorer forbundet med effekten. Den beregnede effekt er også en indikation på, hvor let det er at øge bestanden af ørreder i de danske vandløb, når der udlægges grus. En stor del af landets lystfiskere hjælper gerne til med restaureringen, når forholdene i vandløbene forbedres, og når der i mange tilfælde samtidig ydes et tilskud fra Fiskeplejemidlerne til restaureringstiltagene, er udlægningen af gydegrus svær at komme uden om som restaureringsmetode. De op mod 7300 km vandløb, som skal have "god økologisk tilstand" i 2015, er ikke meget ud af de 30.000 km vandløb, som er målsat af regionerne, og derfor omfattet af direktivets krav, og de er en endnu mindre del af det samlede antal vandløbskilometer i Danmark. Når den positive effekt af gydegrus viser sig på bestanden ørreder, og når det fælles europæiske fiskeindeks, kommer til at indgå i kvalitetsvurderingen af vandløb fra 2015, vil det være oplagt allerede nu at forbedre forholdene i vandløbene i mere end blot de 7300 km vandløb. Ved udarbejdelse af nye undersøgelser, hvor

effekter af restaurering med gydegrus i vandløb belyses, vil det være oplagt at medtage flere parametre, som kan have indflydelse på restaureringen. Dette kræver at der udarbejdes standardiserede retningslinjer for monitoringen af nyanlagte restaureringsprojekter.

Et forslag til monitorering kunne indeholde krav om at:

- Bestandsanalyser skal foretages inden for en afgrænset periode før og efter udlægningen af gydegrus
- Elbefiskning skal foretages på restaurerede strækninger af minimum 50 meters længde
- Monitere flere parametre (for eksempel vandføring, udledning af spildevand og sandfang) som kan have indflydelse på gydegrusets effekt i en årrække før og efter restaureringer
- Registrere information omkring vandløbet og de restaurerede strækninger (for eksempel mængden af grus, grussammensætning og udlægningsmønster)
- Registrere spærringer nedstrøms

Forskningsresultater danner sammen med praktiske erfaringer grundlaget for optimering af fremgangsmåden til udførelsen af restaureringstiltag. Det er derfor vigtigt at erfaringer kommer ud til relevante interessenter, så ny viden hurtigt kan gøre nytte i nye projekter.

8 Konklusion

Det er i specialet undersøgt hvilke effekter restaurering med gydegrus har på bestandstætheden af ørreder, og det kan konkluderes, at udlægning af gydegrus er en effektiv restaureringsmetode i vandløb, når der kigges på bestandstætheden af ørredyngel, hvor effekten var signifikant og bestandstætheden blev øget med 175 %. Effekten af gydegruset ændrede sig ikke som funktion af tiden efter grusudlægningen, og den geografiske inddeling af de undersøgte vandløbsstationer viste en signifikant effekt af gydegruset på ørredynglen i Øst- og Vestjylland. Effekten på ældre ørreder viste sig at være positiv, men ikke signifikant, i alle undersøgelser. Dette skyldes formentlig at udlægning af gydegrus tilgodeser selve gydningen samt ynglen, og at ældre ørreder kræver dybere vand og andre muligheder for skjul, i forhold til hvad der findes på gydebankerne. Ovenstående effekter blev beregnet ud fra bestandstætheden af ørreder målt pr. 100 m² vandløb, og det blev fundet, at resultaterne ikke påvirkes af, om bestandstæthederne opgøres pr. meter vandløb eller pr. 100 m² vandløb. Effekten af gydegrus påvirkes af mange parametre, idet ændringer i fysiske, kemiske og biologiske forhold hurtigt viser sig på bestandstætheden af ørreder. Flere parametre kan derfor med fordel medtages i nye effektundersøgelser, ligesom et fast program til monitorering af restaureringstiltag, både før og efter grusudlægning, kan være med til at sætte yderligere perspektiv på effekten af udlagt gydegrus.

9 Perspektivering

Der ydes hvert år store tilskud til etablering af gydehabitater og opvækstområder i vandløb, og for at få en bedre udnyttelse af de ressourcer som bruges på restaureringerne, er det vigtigt at få påvist effekten, af for eksempel gydegrus, med så mange beskrivende parametre som muligt.

Monitering af restaurerede vandløb kunne være et krav, ved de tiltag hvor der bliver ydet tilskud fra Fiskeplejemidlerne, og ville være en stor fordel i denne type undersøgelser. Moniteringen kunne for eksempel udføres ved at udfylde et restaureringsskema med information omkring den restaurerede strækning, grusudlægningens omfang og type, afstand til havet og spærringer. Det kunne desuden være oplagt, hvis det blev et krav at udføre bestandsanalyser indenfor et fast tidsinterval før og igen efter restaureringen, hvor flere faste parametre blev registreret, ud over hvad der i dag allerede registreres på elfiskeblanketter. Dette kunne for eksempel være synlig okkerbelastning og sandvandring. De samlede informationer fra restaureringstiltag og bestandsanalyser ville forbedre muligheden for at belyse effekten af restaureringer ud fra faste målparametre, og oplysningerne kunne med fordel registreres i Miljøportalens vandløbsdatabase, WinBio, hvor data hermed ville være samlet og relativt let tilgængeligt.

Elbefiskninger skulle, i denne undersøgelse, være foretaget højst 200 meter opstrøms og 500 meter nedstrøms for den restaurerede strækning, og befiskningen skulle ikke være foretaget inden for et fast tidsinterval i forhold til restaureringen. Metoden kunne med fordel optimeres, med baggrund i viden om at ørredyngel ofte opholder sig ved vandløbsbredden og mellem gruset. En nærmere afgrænsning af de medtagne elbefiskninger omkring grusudlægningen vil sandsynligvis give et mere realistisk bud på effekten af gydegruset, på den restaurerede strækning, og sammen med en begrænset tidsramme for elbefiskningerne ville der være et bedre grundlag for at sammenligne tæthederne. En effekt på større dele af vandløbet (for eksempel rekruttering af fisk til andre områder) vil dog, ud fra denne indsnævring, blive sværere at belyse.

Gydegrusudlægninger i vandløb, uden anden form for restaurering, er kun en lille del af de vandløb, hvor der hvert år udlægges gydegrus. For eksempel udlægges der ofte gydegrus i forbindelse med større restaureringsprojekter i vandløb (for eksempel genslyngning og nedlæggelse af opstemninger). Dette er blandt andet tilfældet i Kvak Møllebæk og Hølbæk. Kvak Møllebæk blev restaureret i 1991, hvor Vejle Amt lavede et 170 meter langt omløb uden om en mølledam (Nielsen, 1994a). Hølbæk, som er en del af Lindenborg Å systemet i Nordjylland, har en lignende historie bag sig, og det ville være interessant at belyse effekten af udlagt gydegrus, hvor der samtidig er lavet en anden form for vandløbsrestaurering

10 Referencer

- Andersen, J. M., Boutrup, S., van der Bijl, L., Svendsen, L. M., Bøgestrand, J., Grant, R., Lauridsen, T. L., Ellermann, T., Ærtebjerg, G., Nielsen, K. E., Søgaard, B., Jørgensen, L. F. & Dahlgren, K. (2005): *Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling -faglig sammenfatning (Faglig rapport fra DMU, nr 558)*.
- Bangsgaard, L. (1993): *Fisketæthed på 14 stryg og omløb i Vejle Amt, Vejle Amt, Teknik og Miljø*.
- Bangsgaard, L. (2009): *Vandløbsrestaurering - Status for indsatsen i perioden fra 1999-2008*, Havørred Fyn.
- Bangsgaard, L. G. (1995): *Habitatvalg hos ørredyngel (Salmo trutta L.) på kunstige og naturlige gydebanker*. Specialrapport. Biologisk Institut. Odense Universitet.
- Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H. & Wiers, T. (2008): Addition of spawning gravel - A means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications*, 24(5), 543-550.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989): Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173(1), 9-43.
- Brookes, A. (1987): The distribution and management of channelized streams in Denmark. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1(1), 3-16.
- Baatrup-pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M. L., Skriver, J., Kronvang, B. & Larsen, S. E. (2004): *Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb (Faglig rapport fra DMU, nr 499)*, Danmarks Miljøundersøgelser.
- By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet. (2010a,12.05): Vandløb. Lokaliseret 26.09.2010 på <http://www.blst.dk/VANDET/Vandloeb/>
- By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet. (2010b,09.03): Fakta om EU's Vandrammedirektiv. Lokaliseret 26.09.2010 på <http://www.blst.dk/VANDET/Vandplaner/Vandrammedirektiv/Fakta+om+vandrammedirektivet/06010000.htm>
- By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet. (2010a,04.10): Vand- og Naturplaner i høring. Lokaliseret 24.09.2010 på http://www.blst.dk/Nyheder/Vand_NATURplaner_okt.htm
- By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet. (2010b,03.10): Hvad er en vandplan? Lokaliseret 30.08.2010 på http://www.blst.dk/VANDET/Vandplaner/Hvad_er_en_vandplan/
- Christensen, B. L. (1988): *Undersøgelser af naturlige og kunstige gydebanker for laksefisk (Beretning nr 39)*, Hedeselskabets forskningsvirksomhed.
- Crisp, D. T. (1989): Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations. *Freshwater Biology*, 21(1), 21-33.

Danmarks Miljøundersøgelser. (2010,20.10): Biologisk vandløbskvalitet. Lokaliseret 07.10.2010 på <http://www.dmu.dk/Vand/Vandloeb/Biologisk+vandloebskvalitet/>

Danmarks Sportsfiskeforbund. (2009,24.09): Huskeliste til vandløbsrestaurering. Lokaliseret 10.08.2010 på http://www.fiskepleje.dk/upload/dfu/fiskepleje.dk/raadgivning/undervisningsmateriale/videregaende_kursus_i_vandloebrestaurering/huskeliste_vandloebst09.pdf

Danmarks Sportsfiskeforbund. (2010): Fiskeplejepolitisk visionsplan. Lokaliseret 10.08.2010 på <http://sportsfiskeren.dk/kongressen-vedtager-visionsplaner-dog-med-et-ekstra-ben>

Dieperink, C. (2003): *Fisk og naturkvalitet i vandløb*, Danmarks Miljøundersøgelser.

Elliott, J. M. (1986): Spatial-distribution and behavioral movements of migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream. *Journal of Animal Ecology*, 55(3), 907-922.

Elliott, J. M. (1994): *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford, Oxford University Press.

Finansministeriet. (2007): *Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet*. København, Finansministeriet.

Fiskepleje. (2008a,27.11): Sandvandring i vandløb. Lokaliseret 14.06.2010 på http://www.adm.dtu.dk/Subsites/fiskepleje/vandloeb/restaurering/sandvandring/sandvandring_udvidet.aspx

Fiskepleje. (2008b,11.08): Udvikling i ørredbestande. Lokaliseret 08.09.2010 på http://www.adm.dtu.dk/Subsites/Fiskepleje/vandloeb/udsætning/ørred/udvikling_i_bestandene.aspx

Fiskepleje. (2009a,03.03): Vandløbsbiologi. Lokaliseret 14.06.2010 på <http://www.adm.dtu.dk/Subsites/Fiskepleje/vandloeb/vandloebbiologi.aspx>

Fiskepleje. (2009b,03.07): Gydegrus. Lokaliseret 22.06.2010 på <http://www.fiskepleje.dk/vandloeb/restaurering/gydegrus.aspx>

Fiskeridirektoratet. (2009): *Lyst- og fritidsfiskere. Fiskepleje og fiskeriregler*. København, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Fiskeridirektoratet. (2010,07.09): § 7 udvalg. Lokaliseret 22.06.2010 på http://fd.fvm.dk/%C2%A7_7-udvalg.aspx?ID=16814

Fowler, J., Cohen, L. & Jarvis, P. (1998): *Practical statistics for field biology* (2. ed.). Chichester, Wiley.

Friberg, N., Pedersen, M. L., Larsen, S. E. & Skriver, J. (2002): *Tilvejebringelse af fagligt grundlag for fastsættelse af den optimale faunaklasse og målsætningsklasse i vandløb (Arbejdsrapport fra DMU, nr 157)*, Danmarks Miljøundersøgelser.

Græsbøll, P., Aub-Robinson, C. & Kronvang, B. (1988): *Etablering af gydepladser i vandløb: samarbejdsprojekt mellem Geologisk Institut Aarhus Universitet, Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, Sønderjyllands Amtskommune (Publikation fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, nr 99)*. Silkeborg, Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.

- Hammerstrøm, M., Kolenda, L., Sørensen, F., Ejbye-Ernst, M., Deacon, M. & Poulsen, N. (2002): *Vandløbene i Ribe Amt: Forureningstilstand, okkerbelastning og fiskebestande 1980 - 2000*, Ribe Amt.
- Hermansen, H. (1982): Etablering af gydepladser for ørred i vandløb. *Stads- og havneingeniøren*, 73(4), 107-110.
- Hofmeister, E. (2004): *De ferske vandes kulturhistorie i Danmark*. Silkeborg, Aqua Ferskvands Akvarium.
- Jepsen, N. (2010): Fiskene og Vandrammedirektivet. *Miljø- og vandpleje*, 35, 20-25.
- Johnsson, J. I., Nobbelin, F. & Bohlin, T. (1999): Territorial competition among wild brown trout fry: effects of ownership and body size. *Journal of Fish Biology*, 54(2), 469-472.
- Kern-Hansen, U. (1984): *Vedligeholdelse og restaurering af vandløb: tekniske anvisninger (Teknisk rapport, nr 5)*. Silkeborg, Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.
- Kronvang, B., Hansen, H. O., Friberg, N., Larsen, S. E., Fjorback, C. & Johnsen, R. (2001). Habitat surveys as a tool to assess the benefits of stream rehabilitation I: the physical dimension. I: W. D. Williams (Ed.), *International Association of Theoretical and Applied Limnology*. (27), 1503-1509.
- Kronvang, B., Svendsen, L. M., Ovesen, N. B. & Hoffmann, C. C. (2000). Ådale og vandløb. I: K. Sand-Jensen & N. Friberg (red.), *De strømmende vande*. København, Gad. 11-28.
- Kaarup, P. (1998): *Effekter af miljøvenlig vandløbsvedligeholdelse*. Højbjerg, Århus Amt, Natur og Miljø.
- Larsen, K. H. & Weber Henriksen, P. (1988): Sedimentations- og iltundersøgelser i kunstige gydebanker i Kalvemose å. *Vand & miljø*, 5(4), 155-160.
- Madsen, B. L. (1989): Vandløbene og deres omgivelser. *Geografisk tidsskrift*(89), 39-43.
- Madsen, B. L. (1995): *Vandløbene -ti år med den nye vandløbslov (Miljønyt, nr 13)*. København, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Madsen, B. L. (1998): *Vandløbene i Danmark*. København, Gads Forlag.
- Madsen, B. L. (2004): *Okker -et vandløbsproblem, vi kan gøre noget ved*. Ringkøbing, Ringkøbing Amt.
- Madsen, B. L. & Gregersen, J. (1998): *Vandløbene i Danmark*. København, Gad.
- Mikkelsen, J. S. & Christensen, H.-J. (2009): *Udsætningsplan for fynske vandløb, Ærø og Langeland: distrikt 09 - vandsystem 01-58, distrikt 10 - vandsystem 1-18 (FFI - rapport, nr 160)*. Silkeborg, DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri.
- Miljøministeriet. (2004): *National forvaltningsplan for laks*. København.

- Miljøstyrelsen. (1998): *Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet (Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr 5)*. København, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen. (2005): *Miljøtilsyn 2003-2004, sammenfatning af kommunernes, amtskommunernes, Miljøstyrelsens og Skov- og Naturstyrelsens miljøtilsyn i 2003 og 2004 (Orientering fra Miljøstyrelsen, nr 8)*, Miljøministeriet.
- Moeslund, B. (2004): *Erfaringer med grøde i vandløb med hensyn til vedligeholdelse, afvanding og vandløbskvalitet*. København, Skov- og Naturstyrelsen.
- Mortensen, E. (1977): The population dynamics of young trout (*salmo trutta* L.) in a Danish brook. *Journal of Fish Biology*, 10(1), 23-33.
- Mortensen, E. & Geertz-Hansen, P. (1996): *Elektrofiskeri til bestemmelse af fiskebestande i vandløb (Teknisk anvisning fra DMU, nr 13)*. Roskilde, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Muotka, T. & Syrjanen, J. (2007): Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology*, 52(4), 724-737.
- Muus, B. J. & Dahlstrøm, P. (1998): *Europas ferskvandsfisk* (3. udg.). København, Gad.
- Nielsen, B. (2003): *Sandfangs betydning for sedimentindlejring, iltforhold og overlevelse af ørredyngel (Salmo trutta L.) i gydegravninger*. Specialrapport. Biologisk Institut. Syddansk Universitet.
- Nielsen, C., Aarestrup, K. & Madsen, S. (2003): Udsætning og fysiologi hos ørredsmolt. *Fisk og hav*(56), 12-21.
- Nielsen, J. (1994a): *Restaurering af vandløb i Vejle Amt 1983-93*. Vejle, Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Nielsen, J. (1994b): *Vandløbsfiskenes verden: med biologen på arbejde*. København, Gad.
- Nielsen, J. (1995): *Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold: et udvalg af eksisterende viden (Miljøprojekt, nr 293)*. København, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Nielsen, J. (1997): *Ørreden som miljøindikator: 10 års udvikling i danske vandløb (Miljønyt, nr 24)*. København, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Nielsen, J. (2004): *Fiskene i Gudenåens vandløb: Statusrapport 2004*, Gudenåkomiteen.
- Palm, D., Brannas, E., Lepori, F., Nilsson, K. & Stridsman, S. (2007): The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(3), 509-515.
- Pedersen, M. L., Baattrup-Pedersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (2007): *Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009*, Danmarks Miljøundersøgelser.

- Pedersen, M. L., Kristensen, E. A., Kronvang, B. & Thodsen, H. (2009): Ecological effects of re-introduction of salmonid spawning gravel in lowland Danish streams. *River Research and Applications*, 25(5), 626-638.
- Pedersen, S. (2006): Vilde fisk og udsatte fisk i Karup Å. *Fisk og hav*(61), 10-19.
- Petersen, L. (1994): *Grundtræk af jordbundslæren* (4. rev. og udv. udg.). Frederiksberg, Jordbrugsforlaget.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. (2002): *Experimental design and data analysis for biologists*. New York, Cambridge University Press.
- Rasmussen, G. (1986): The population dynamics of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to year-class size. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 33(3/4), 489-508.
- Rasmussen, G. (2000a): Fiskepleje gennem 500 år. *Fisk og hav*(51), 26-35.
- Rasmussen, G. (2000b): Fiskepleje i vandløb. *Fisk og hav*(51), 36-45.
- Retsinformation. (1998,09.12): Vejledning om ændring af vandløbslovens § 69 om bræmmer. Lokaliseret 02.09.2010 på <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=12131>
- Retsinformation. (2010): Vandløbsloven. Lokaliseret 02.09.2010 på <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=49362>
- Sand-Jensen, K. & Lindegaard, C. (2004): *Ferskvandsøkologi* (2. udg.). København, Gyldendal.
- Sivebæk, F. (1995): *Gydesucces hos laks (Salmo salar L.) og ørred (Salmo trutta L.) på kunstige og naturlige gydebanks*. Specialrapport. Biologisk Institut. Odense Universitet.
- Sivebæk, F. & Bangsgaard, L. (1995): Sediment på ørredens gydebanks. *Vand & Jord*, 2, 258-261.
- Skov- og Naturstyrelsen. (u.å.): Historien i landskabet. Lokaliseret 07.07.2010 på <http://www.sns.dk/fortidsm/netpub/historienlandskabet/kap01.htm>
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. (1995): *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research* (3. ed.). New York, Freeman.
- Søholm, M. K. & Horst Jensen, B. (2003): *Ørredens (Salmo trutta L.) krav til de fysiske forhold i store vandløb med speciel vægt på yngelstadiet: habitatsundersøgelse, sammenfatning af eksisterende viden og anbefalinger til forbedring af ørredbestande på udvalgte åstrækninger*. Specialrapport. Biologisk Institut. Syddansk Universitet.
- Vand- og naturplaner, Miljøministeriet. (2010): Miljømål for vand. Lokaliseret 21.09.2010 på http://www.vandognatur.dk/Emner/Vandplaner/Miljoemaal_vand/
- Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Louhi, P., Mykrä, H. & Muotka, T. (2010): Effects of habitat rehabilitation on brown trout (*Salmo trutta*) in boreal forest streams. *Freshwater Biology*, 55(10), 2200-2214.

Wandall, K. (2000): *Bedre vandløb: en praktisk håndbog*. Tønder, Sønderjyllands Amt.

Zeh, M. & Donni, W. (1994): Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the River High-Rhine. *Aquatic Sciences*, 56(1), 59-69.

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(3), 169-176.

Aarestrup, K. & Koed, A. (2006): Opstrøms vandring og opstemninger. *Fisk & Hav*(60), 44-53

Bilag 1. Stationsoversigt

Tabel 1. Samlet stationsoversigt (n=71)

Grusudlægning					Elbefiskning FØR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				Elbefiskning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)			
Nr	Vandløb	East (WGS84)	North (WGS84)	Dato	Dato	Måneder FØR grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Dato	Måneder EFTER grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²
1	Volsted Bæk	578267	6352000	2007	FFI 2004	48	174,5	0	2009	24	230	12
2	Bredmose Bæk	582577	6348359	2008	FFI 2004	72	8,1	0	2009	12	31,5	1,3
3	Voer Å	576553	6354061	2008	FFI 2004	60	8,8	8,8	2009	12	192	14
4	Skelbæk	558922	6307943	2004	FFI 2000	60	121	2,5	19.08.2006	24	78	2
5	Hvor Ejstrup Bæk løber ud i Skibsted Å	563485	6300145	05.11.2005	01.10.2005	0	45	49	FFI 2008	24	196,4	41,1
6	Mastrup Bæk	552483	6305658	2006	19.08.2006	0	267	0	FFI 2008	12	86,6	32,6
									09.10.2009		113	4
									09.09.2010		122	-
7	Møllebæk	562390	6301343	2006	FFI 2000	84	305,8	55,5	FFI 2008	12	805,5	6,3
8	Skibsted Å	563396	6303392	27.10.2007	FFI 2008	0	49,5	13,4	09.10.2009	24	182	9
9	Skibsted Å	563144	6300686	27.10.2007	FFI 2008	0	28,1	25,3	09.10.2009	24	167	46
10	Kanup å, Højsgård Bæk	502550	6250150	27.02.2007	FFI 2004	42	64,6	58,4	11.08.2010	36	82	54,6
11	Bæksgaard Bæk	508022	6191703	Jan. 2006	20.10.2003	29	0	1,8	20.09.2007	20	0	1,1
12	Egeris Mølleå	480450	6212410	2007, 2009	14.09.2004	36	1	32,8	11.08.2010	12	24,6	13,7
13	Tarm Bybæk	469750	6195810	2008	FFI 2008	12	0,5	0,5	11.08.2010	24	71,7	1,5
14	Tarm Møllebæk	468875	6194352	2006	22.09.2003	36	0	11,5	FFI 2008	12	4,2	0,7
15	Kastbjerg Å	565090	6274270	2002	FFI 1996	84	136,8	26,1	FFI 2008	60	281,1	98,2
16	Ørum Å	605680	6251730	2005, 2006	13.09.1999	72	1	1	FFI 2010	36	730	106
17	Brøndstrup Mølleå	611250	6266160	1998	FFI 1996	36	2,3	38,6	FFI 2003	48	9,7	28,8
18	Århus Å	563220	6218430	1998, 2000	11.08.1998	0	11,8	10,5	FFI 2004	36	12,1	9
19	Århus Å	563450	6217840	2002	20.09.2002	0	4	18,7	FFI 2004	12	59,5	8,3
20	Gudenåen	525674,18	6194623,24	Sommer 1995	15.09.1995	0	6,2	0	16.09.1996	12	81,3	1,5
									09.09.1997	24	18,8	22
									25.08.1999	48	4,8	3,3
									FFI 2010	168	4	11
21	Gudenåen	526005	6193986	Sommer 1995	02.11.1994	12	1	18	18.09.1996	12	16,3	0
		526166,61	6193957,28	Sommer 1995	13.09.1995	0	4,6	0	18.09.1996	12	32,5	0
22	Gudenåen								08.09.1997	24	17,2	6,3
									25.08.1999	48	1,3	10,2
									01.09.2001	72	12,9	4,2
23	Gudenåen	527560,17	6192466,27	1986	19.05.1980	72	0	14,1	11.08.1987	12	1,5	16
									21.09.1988	24	70,2	31
									07.09.1989	36	32	67,3
									10.09.1990	48	20	35,6
									09.10.1991	60	32,6	30,6
									01.10.1992	72	49	8
									26.08.1999	156	25,9	8,7
24	Gudenåen	528451,16	6191366,29	1986	21.10.1986	0	1,1	14,9	11.08.1987	12	1	5,1
									26.09.1988	24	27,7	7,2
									07.09.1989	36	3,2	24
									11.09.1990	48	13,4	15,5
									10.10.1991	60	6,1	20,5
									27.08.1999	156	35,4	17,4
									01.09.2001	180	68	21,7
									19.08.2005	228	42,7	15,7
									FFI 2010	276	84	21
25	Flemming Bæk	543040	6191480	30.12.2002	2001	12	117	16	28.09.2008	68	300	23

Fed skrift markerer data indsamlet i WinBio

Tabel 1. Fortsat

Grusudlægning					Elbefiskning FØR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				Elbefiskning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)			
Nr	Vandløb	East (WGS84)	North (WGS84)	Dato	Dato	Måneder FØR grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Dato	Måneder EFTER grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²
26	Pilebækken	543550	6187800	Sept/okt 2004	2001	36	35,1	16,6	28.09.2008	48	145	0
27	Ll. Hansted å	553689	6198020	16.05.2005	2003	24	43,7	16,1	28.09.2008	36	36	1
28	Dalby Møllebæk	530840	6146980	30.08.2000	30.08.2000	0	135	51	FFI 2003	24	214	16,3
29	Dalby Møllebæk	531020	6146130	31.10.2001	31.10.2001	0	71	23	FFI 2003	12	24,3	29
30	Skartved Bæk	533410	6147630	26.08.2000	26.08.2000	0	348	9	FFI 2003	24	193,4	0
31	Binderup Mølleå	534990	6145730	1999, 2001	28.10.1999	0	45	37	FFI 2003	12	133,4	49
32	Marielunds- bækken	530790	6151190	26.9.2001	26.09.2001	0	5	1,2	FFI 2003	12	1,1	8,8
33	Seest Mølleå	527552	6147912	26.10.2000	26.10.2000	0	14	4	FFI 2009	96	5	9
34	Almind å	530536	6158126	1994	FFI 1993	24	76,1	32,5	04.10.1995	12	102	27
									26.08.2000	72	74	55
									07.11.2001	84	80	27
									FFI 2009	168	77	34
35	Teglværksbækken	503641	6128395	2006	FFI 2003	48	5,2	4,2	10.08.2010	24	66	15,9
36	Tilløb til Teglværksbæk	503851	6129405	2003	FFI 2003	12	45	20	12.10.2004	12	3,8	0
37	Brændstrup Bæk	503738	6131178	2006	FFI 2003	48	3,6	66,6	10.08.2010	48	0	32,4
38	Fole Bæk	499002	6130081	2004	FFI 2003	24	50,5	7	10.08.2010	62	203,3	90,9
39	Fole Bæk	498543	6129123	2004	19.11.2003	12	27,9	0	10.08.2010	62	84,2	67,2
40	Valsbæk	512530	6119140	2006	11.10.2005	12	4	0	09.08.2010	48	0	8
41	Valsbæk	511640	6119730	2006	FFI 2003	48	0	1,1	09.08.2010	48	1,3	19
42	Valsbæk	511040	6120040	2006	FFI 2003	48	0,8	1,6	09.08.2010	48	5,6	15
43	Tilløb til Gels fra Arnum	498240	6121870	2006	FFI 2003	48	0	8,4	09.08.2010	48	4,8	4,9
44	Stenderup Bæk	493398	6144820	Dec. 1999	Aug. 1998	16	0	17	05.07.2001	19	191	31
45	Stødbæk	489938	6159159	1999	Aug. 1998	12	0	18	FFI 2007	84	33,1	12,9
46	Stødbæk	486783	6157909	1999	Aug. 1998	12	2	21	31.10.2001	24	0	21
47	Kystbæk	493410	6150433	1999	Aug. 1998	12	30	41	28.07.2000	12	5	26
48	Stårup Bæk	490037	6145915	Sept. 2000	Aug. 1998	12	0	8	03.07.2001	10	60	1
									11.10.2001	27	34,4	12,1
49	Andst Å	510889	6145115	2002	19.10.2000	24	15	3	14.07.2003	12	7	3
50	Drostrup Å	508979	6152650	Aug. 1999	28.09.1998	12	18	19	10.10.2000	12	21	12
									17.10.2001	24	24	9
									27.10.2003	50	48,3	9,9
51	Camst Møllebæk	512674	6148860	1999	Aug. 1998	12	18	21	24.07.2000	12	58	31
52	Camst Møllebæk	512920	6148582	1999	06.10.1998	12	6	22	10.10.2000	12	43	57
53	Vandløb i Lille Andst	512708	6144869	Dec. 1999	Aug. 1998	16	0	3	28.06.2001	18	72	50
54	Andst Bæk	514361	6148314	Dec. 1999	Aug. 1998	16	0	3	28.06.2001	18	0	2
55	Andst Bæk	515481	6148803	Dec. 1999	Aug. 1989	16	0	47	02.10.2001	22	0	0
56	Vandløb i Roved Lille Andst	511153	6145533	Nov. 2002	Aug. 1998	51	8	38	14.07.2003	8	72	32
57	Bogense Bybæk	568909	6156747	Sept. 2008	28.07.2008	0	75,7	14,8	02.08.2009	12	134,7	26,4
58	Sarup Møllebæk	569569	6118348	2006	FFI 2001	72	99,8	0	FFI 2009	24	267	3
59	Langedilrenden	571002	6118961	2005	28.09.2005	0	25,9	8,5	23.09.2008	36	22,5	0
60	Spangebækken	571896	6120394	Juni 2007	FFI 2001	84	110,5	11,5	FFI 2009	14	163	47
61	Spangebækken	572122	6120865	12.05.2009	FFI 2009	8	195	52	08.09.2010	28	192,9	40,3
62	Kollerød Å	703820	6197720	Efterår 2002	07.10.2001	12	40,6	0	04.10.2003	12	13,7	1,4
63	Fladså	680870	6119480	2007, 2008	18.09.2006	12	18,2	1,5	14.10.2009	12	16,4	1,6
64	Nive Å	714573	6204000	Okt. 2003	29.10.2001	24	23,9	2,6	FFI 2006	24	50,6	3,6
65	Langstrup Å	715480	6205943	Okt. 2003	01.11.2001	24	0	1	FFI 2006	24	28	0

Fed skrift markerer data indsamlet fra WinBio

Tabel 1. Fortsat

Grusudlægning					Elbefiskning FØR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				Elbefiskning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				
Nr	Vandløb	East (WGS84)	North (WGS84)	Dato	Dato	Måneder FØR grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Dato	Måneder EFTER grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	
66	Donse Å	716853	6201029	2004	30.10.2001	36	8,9	2,8	FFI 2006	12	2,9	3,1	
67	Useeørd Å	718147	6198819	2002	31.10.2001	12	0	0	27.10.2004	24	0	0	
68	Usserød Å	718644	6202250	2000	19.10.2000	0	0	2,9	30.10.2001	12	1	1	
69	Kalvemose Å	665180	6175990	1995	1994	12	38	20	1997	24	4,6	12,6	
									1998	36	18	5	
										1999	48	22,7	15,7
										2000	60	23,6	10,7
										2001	72	4,2	6,7
										FFI 2005	108	27,5	5,8
70	Stensby Møllebæk	693380	6096670	Feb. 2008	2007	6	0	0	20.10.2009	20	148	7	
71	Hårbølle Bæk, Møn	702340	6088300	2008	2008	0	0	0	20.10.2010	24	20	2	

Fed skrift markerer data indsamlet i WinBio

Bilag 2. Stationsoversigt efter geografisk inddeling

Table 1. Vandløbsstationer i Østjylland (n=29)

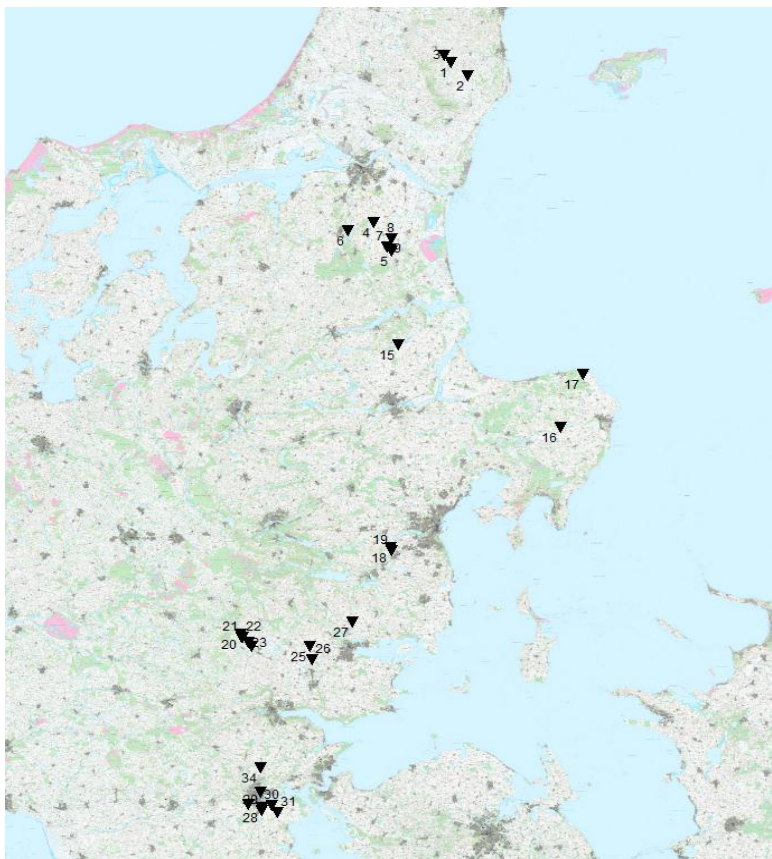
Grusudlægning			Elbefiskning FØR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				Elbefiskning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)			
Nr	Vandløb	Dato	Dato	Måneder FØR grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Dato	Måneder EFTER grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²
1	Volsted Bæk	2007	FFI 2004	48	174,5	0	2009	24	230	12
2	Bredmose Bæk	2008	FFI 2004	72	8,1	0	2009	12	31,5	1,3
3	Voer Å	2008	FFI 2004	60	8,8	8,8	2009	12	192	14
4	Skelbæk	2004	FFI 2000	60	121	2,5	19.08.2006	24	78	2
5	Hvor Ejstrup Bæk løber ud i	05.11.2005	01.10.2005	0	45	49	FFI 2008	24	196,4	41,1
6	Mastrup Bæk	2006	19.08.2006	0	267	0	FFI 2008	12	86,6	32,6
7	Møllebæk	2006	FFI 2000	84	305,8	55,5	FFI 2008	12	805,5	6,3
8	Skibsted Å	27.10.2007	FFI 2008	0	49,5	13,4	09.10.2009	24	182	9
9	Skibsted Å	27.10.2007	FFI 2008	0	28,1	25,3	09.10.2009	24	167	46
15	Kastbjerg Å	2002	FFI 1996	84	136,8	26,1	FFI 2008	60	281,1	98,2
16	Ørum Å	2005, 2006	13.09.1999	72	1	1	FFI 2010	36	730	106
17	Brøndstrup Mølleå	1998	FFI 1996	36	2,3	38,6	FFI 2003	48	9,7	28,8
18	Århus Å	1998, 2000	11.08.1998	0	11,8	10,5	FFI 2004	36	12,1	9
19	Århus Å	2002	20.09.2002	0	4	18,7	FFI 2004	12	59,5	8,3
20	Gudenåen	Sommer 1995	15.09.1995	0	6,2	0	16.09.1996	12	81,3	1,5
21	Gudenåen	Sommer 1995	02.11.1994	12	1	18	18.09.1996	12	16,3	0
22	Gudenåen	Sommer 1995	13.09.1995	0	4,6	0	18.09.1996	12	32,5	0
23	Gudenåen	1986	19.05.1980	72	0	14,1	11.08.1987	12	1,5	16
24	Gudenåen	1986	21.10.1986	0	1,1	14,9	11.08.1987	12	1	5,1
25	Flemming Bæk	30.12.2002	2001	12	117	16	28.09.2008	68	300	23
26	Pilebækken	Sept/okt 2004	2001	36	35,1	16,6	28.09.2008	48	145	0
27	Ll. Hansted å	16.05.2005	2003	24	43,7	16,1	28.09.2008	36	36	1
28	Dalby Møllebæk	30.08.2000	30.08.2000	0	135	51	FFI 2003	24	214	16,3
29	Dalby Møllebæk	31.10.2001	31.10.2001	0	71	23	FFI 2003	12	24,3	29
30	Skartved Bæk	26.08.2000	26.08.2000	0	348	9	FFI 2003	24	193,4	0
31	Binderup Mølleå	1999, 2001	28.10.1999	0	45	37	FFI 2003	12	133,4	49
32	Marielunds- bækken	26.9.2001	26.09.2001	0	5	1,2	FFI 2003	12	1,1	8,8
33	Seest Mølleå	26.10.2000	26.10.2000	0	14	4	FFI 2009	96	5	9
34	Almind å	1994	FFI 1993	24	76,1	32,5	04.10.1995	12	102	27

Tabel 2. Vandløbsstationer i Vestjylland (n=27)

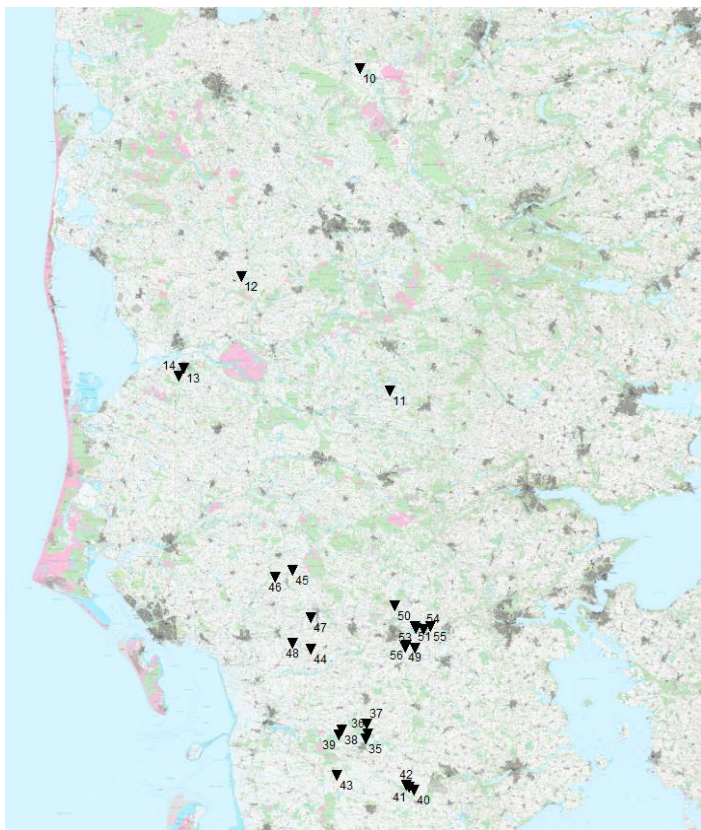
Grusudlægning			Elbefiskning FØR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				Elbefiskning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)			
Nr	Vandløb	Dato	Dato	Måneder FØR grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Dato	Måneder EFTER grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²
10	Karup å, Højsgård Bæk	27.02.2007	FFI 2004	42	64,6	58,4	11.08.2010	36	82	54,6
11	Bæksgaard Bæk v. Give	Jan. 2006	20.10.2003	29	0	1,8	20.09.2007	20	0	1,1
12	Egeris Mølleå	2007, 2009	14.09.2004	36	1	32,8	11.08.2010	12	24,6	13,7
13	Tarm Bybæk	2008	FFI 2008	12	0,5	0,5	11.08.2010	24	71,7	1,5
14	Tarm Mølle Bæk	2006	22.09.2003	36	0	11,5	FFI 2008	12	4,2	0,7
35	Teglværksbækken	2006	FFI 2003	48	5,2	4,2	10.08.2010	24	66	15,9
36	Tilløb til Teglværksbækken	2003	FFI 2003	12	45	20	12.10.2004	12	3,8	0
37	Brændstrup Bæk	2006	FFI 2003	48	3,6	66,6	10.08.2010	48	0	32,4
38	Fole Bæk	2004	FFI 2003	24	50,5	7	10.08.2010	62	203,3	90,9
39	Fole Bæk	2004	19.11.2003	12	27,9	0	10.08.2010	62	84,2	67,2
40	Valsbæk	2006	11.10.2005	12	4	0	09.08.2010	48	0	8
41	Valsbæk	2006	FFI 2003	48	0	1,1	09.08.2010	48	1,3	19
42	Valsbæk	2006	FFI 2003	48	0,8	1,6	09.08.2010	48	5,6	15
43	Tilløb til Gels fra Arnum	2006	FFI 2003	48	0	8,4	09.08.2010	48	4,8	4,9
44	Stenderup Bæk	Dec. 1999	Aug. 1998	16	0	17	05.07.2001	19	191	31
45	Stødbæk	1999	Aug. 1998	12	0	18	FFI 2007	84	33,1	12,9
46	Stødbæk	1999	Aug. 1998	12	2	21	31.10.2001	24	0	21
47	Kystbæk	1999	Aug. 1998	12	30	41	28.07.2000	12	5	26
48	Stårup Bæk	Sept. 2000	Aug. 1998	12	0	8	03.07.2001	10	60	1
49	Andst Å	2002	19.10.2000	24	15	3	14.07.2003	12	7	3
50	Drostrup Å	Aug. 1999	28.09.1998	12	18	19	10.10.2000	12	21	12
51	Gamst Møllebæk	1999	Aug. 1998	12	18	21	24.07.2000	12	58	31
52	Gamst Møllebæk	1999	06.10.1998	12	6	22	10.10.2000	12	43	57
53	Vandløb i Lille Andst	Dec. 1999	Aug. 1998	16	0	3	28.06.2001	18	72	50
54	Andst Bæk	Dec. 1999	Aug. 1998	16	0	3	28.06.2001	18	0	2
55	Andst Bæk	Dec. 1999	Aug. 1989	16	0	47	02.10.2001	22	0	0
56	Vandløb i Roved Lille Andst	Nov. 2002	Aug. 1998	51	8	38	14.07.2003	8	72	32

Tabel 3. Vandløbsstationer på øerne (n=15)

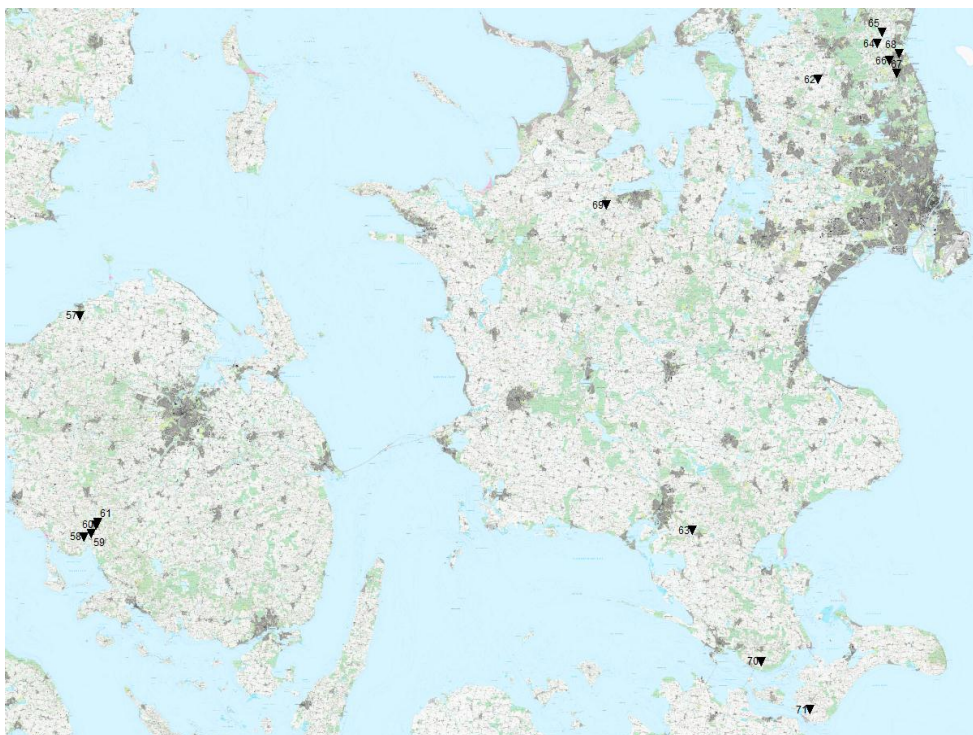
Grusudlægning			Elbefiskning FØR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				Elbefiskning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)			
Nr	Vandløb	Dato	Dato	Måneder FØR grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Dato	Måneder EFTER grusudl.	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²
57	Bogense Bybæk	Sept. 2008	28.07.2008	0	75,7	14,8	02.08.2009	12	134,7	26,4
58	Sarup Møllebæk	2006	FFI 2001	72	99,8	0	FFI 2009	24	267	3
59	Langedilrenden	2005	28.09.2005	0	25,9	8,5	23.09.2008	36	22,5	0
60	Spangebækken	Juni 2007	FFI 2001	84	110,5	11,5	FFI 2009	14	163	47
61	Spangebækken	12.05.2009	FFI 2009	8	195	52	08.09.2010	28	192,9	40,3
62	Kollerød Å	Efterår 2002	07.10.2001	12	40,6	0	04.10.2003	12	13,7	1,4
63	Fladså	2007, 2008	18.09.2006	12	18,2	1,5	14.10.2009	12	16,4	1,6
64	Nive Å	Okt. 2003	29.10.2001	24	23,9	2,6	FFI 2006	24	50,6	3,6
65	Langstrup Å	Okt. 2003	01.11.2001	24	0	1	FFI 2006	24	28	0
66	Donse Å	2004	30.10.2001	36	8,9	2,8	FFI 2006	12	2,9	3,1
67	Useerød Å	2002	31.10.2001	12	0	0	27.10.2004	24	0	0
68	Usserød Å	2000	19.10.2000	0	0	2,9	30.10.2001	12	1	1
69	Kalvemose Å	1995	1994	12	38	20	1997	24	4,6	12,6
70	Stensby Møllebæk	Feb. 2008	2007	6	0	0	20.10.2009	20	148	7
71	Hårbølle Bæk, Møn	2008	2008	0	0	0	20.10.2010	24	20	2



Figur 1. Placering af de 29 vandløbsstationer i Østjylland (kortmateriale fra Kort & Matrikelstyrelsen)



Figur 2. Placering af de 27 vandløbsstationer i Vestjylland (kortmateriale fra Kort & Matrikelstyrelsen)



Figur 3. Placering af de 15 vandløbsstationer på øerne (kortmateriale fra Kort & Matrikelstyrelsen)

Bilag 3. Stationer med vandløbsdimensioner

Tabel 1. Stationer med vandløbsdimensioner (n=36)

Grusudlægning			Elbefiskning FØR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)					Elbefiskning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)				
St nr	Vandløb	Lokalitet Øst (1), Vest (2), øerne (3)	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Bredde (m)	Befisket længde (m)	Areal (m ²)	Yngel/ 100m ²	Ældre/ 100m ²	Bredde (m)	Befisket længde (m)	Areal (m ²)
4	Skelbæk	1	121	2,5	1	45	45	78	2	1	50	50
5	Hvor Ejstrup Bæk løber ud i Skibsted Å	1	45	49	3,5	50	175	196,4	41,1	3,6	21,1	76
6	Mastrup Bæk	1	267	0	2,5	12	30	86,6	32,6	2,4	50	120
7	Møllebæk	1	305,8	55,5	1,2	10	12	805,5	6,3	1,1	16,4	18
8	Skibsted Å	1	49,5	13,4	6	25	150	182	9	4	10	40
9	Skibsted Å	1	28,1	25,3	3,3	50	165	167	46	3	10	30
11	Bæksgaard Bæk	2	0	1,8	2,8	49	137,2	0	1,1	3,5	50	175
14	Tarm Mølle Bæk	2	0	11,5	3	50	150	4,2	0,7	3,1	50	155
15	Kastbjerg Å	1	136,8	26,1	3	32,6	98	281,1	98,2	3,1	23,9	74
16	Ørum Å	1	1	1	3,5	50	175	730	106	2,5	8	20
18	Århus Å	1	11,8	10,5	5	50	250	12,1	9	4,2	50	210
19	Århus Å	1	4	18,7	3,5	45	157,5	59,5	8,3	4,2	40	168
20	Gudenåen	1	6,2	0	1,3	50	65	81,3	1,5	1,3	50	65
21	Gudenåen	1	1	18	2,5	50	125	16,3	0	2,9	50	145
22	Gudenåen	1	4,6	0	2,6	50	130	32,5	0	3	50	150
23	Gudenåen	1	0	14,1	3,5	50	165	1,5	16	3,5	100	350
24	Gudenåen	1	1,1	14,9	2,5	50	125	1	5,1	3	100	300
28	Dalby Møllebæk	1	135	51	1	30	30	214	16,3	2,3	25,2	58
29	Dalby Møllebæk	1	71	23	3	40	120	24,3	29	2,5	50	125
30	Skartved Bæk	1	348	9	1,3	30	40,5	193,4	0	1,7	25,3	43
31	Binderup Mølleå	1	45	37	2,5	40	100	133,4	49	1,9	45,8	87
32	Marielunds-bækken	1	5	1,2	2	40	80	1,1	8,8	2	50	100
33	Seest Mølleå	1	14	4	4	40	160	5	9	2,6	50	130
36	Tilløb til Teglværksbækken	2	45	20	1	47	47	3,8	0	0,75	100	75
57	Bogense Bybæk	3	75,7	14,8	2,4	34	81,6	134,7	26,4	2,4	34	47,6
58	Sarup Møllebæk	3	99,8	0	2,2	20	44	267	3	1,1	50	55
59	Langedilrenden	3	25,9	8,5	3,75	50	187,5	22,5	0	3,75	50	187,5
60	Spangebækken	3	110,5	11,5	2,8	30	84	163	47	2,2	20,9	46
61	Spangebækken	3	195	52	2,2	17	37	192,9	40,3	2	15	30
62	Kollerød Å	3	40,6	0	2,2	35	77	13,7	1,4	1,5	50	75
63	Fladså	3	18,2	1,5	4	50	200	16,4	1,6	2,5	50	125
64	Nive Å	3	23,9	2,6	1,9	100	190	50,6	3,6	2,2	50	110
65	Langstrup Å	3	0	1	2	100	200	28	0	2,3	50	115
66	Donse Å	3	8,9	2,8	1,8	100	180	2,9	3,1	1,6	50	80
67	Usserød Å	3	0	0	2	50	100	0	0	3	100	300
68	Usserød Å	3	0	2,9	3,5	50	175	1	1	4,5	120	540

Bilag 4. Stationer med beskrivelse af grusudlægning

Tabel 1. Stationer med vandløbsdimensioner samt beskrivelse af grusudlægningen (n=14)

Grusudlægning			Eftersikning FOR grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)						Eftersikning EFTER grusudlægning (maks. 200 m op- og 500 m nedstrøms)						
Område Øst (1), Vest (2), øerne (3)	Beskrivelse	Dato	Måneder FOR grusudl.	Yngel/ 100m ²	/Ede/ 100m ²	Bredde (m)	Befisket længde (m)	Areal (m ²)	Dato	Måneder EFTER grusudl.	Yngel/ 100m ²	/Ede/ 100m ²	Bredde (m)	Befisket længde (m)	Areal (m ²)
1	Tre gydebanker på hhv. 55, 55 og 30 meters længde på en 180 meters strækning. I alt 200 m ³ gydegrus og 50 m ³ store sten	05.11.2005	0	45	49	3,5	50	175	FFI2008	24	196,4	41,1	3,6	21,1	76
1	I alt 40 m ³ grus og 20 m ³ store sten (80 l) på en 200 meters strækning	2006	0	267	0	2,5	12	30	FFI2008	12	86,6	32,6	2,4	50	120
2	Fine gydebanker på en 6 km strækning. I alt 50 m ³ gydegrus	Januar 2006	29	0	1,8	2,8	49	137,2	20/09/2007	20	0	1,1	3,5	50	175
2	To gydebanker på 30 og 70 meters længde. I alt 45 m ³ gydegrus	2006	36	0	11,5	3	50	150	FFI2008	12	4,2	0,7	3,1	50	155
1	Sten og gydegrus udlagt på en 400 meters strækning	2002	84	136,8	26,1	3	32,6	98	FFI2008	60	281,1	98,2	3,1	23,9	74
1	Fem gydebanker og to sandfang	1986	72	0	14,1	3,5	50	165	11.08.1987	12	1,5	16	3,5	100	350
1	Gydebanker cirka 4 meter lange	1986	0	1,1	14,9	2,5	50	125	11.08.1987	12	1	5,1	3	100	300
1	Gydebanker cirka 4 meter lange. I alt 3 m ³ gydegrus og 3 m ³ sten. Fjernelse af spærring i 2008.	31.10.2001	0	71	23	3	40	120	FFI2003	12	24,3	29	2,5	50	125
3	Fem store/mindre gydebanker på en 200 meters strækning	Sept. 2008	0	75,7	14,8	2,4	34	81,6	02.08.2009	12	134,7	26,4	2,4	34	47,6
3	Gydebanker på 10 til 20 meters længde. I alt 151 gydegrus og skjelsten	2006	72	99,8	0	2,2	20	44	FFI2009	24	267	3	1,1	50	55
3	Punktudlægning. I alt 151 sten + skjelsten	2005	0	25,9	8,5	3,75	50	187,5	23.09.2008	36	22,5	0	3,75	50	187,5
3	Gydebanker på 5 til 15 meters længde på en 400 meters strækning. I alt 30 m ³ gydegrus og 20 m ³ skjelsten.	Juni 2007	84	110,5	11,5	2,8	30	84	FFI2009	14	163	47	2,2	20,9	46
3	Gydebanker på 5 til 15 meters længde. I alt 30 tons bundsten som skjul og 60 tons gydegrus (50 l nødder og 10 l singels)	12.05.2009	8	195	52	2,2	17	37	08.09.2010	28	192,9	40,3	2	15	30
3	30 gydebanker på 6 meters længde	eftersat 2002	12	40,6	0	2,2	35	77	04.10.2003	12	13,7	1,4	1,5	50	75

Bilag 5. Eksempel på elfiskeblanket

Biotopsvurdering - Bestandsanalyse

Blanket nr.: _____ Stations nr.: _____
 Distrikt nr.: _____ Vandsystem: _____ Dato: _____
 Vejnavn: _____ Lokaltet: _____

Kort: 1: 000 Blad: _____ Koordinat WGS 84 □ : _____

Gns bredde: _____ m Befisket længde: _____ m Areal: _____ m²

Dybde: _____ cm Strøm: *stille svag jævn god frisk rivende* (_____ m/sø))

Temp.: _____ C° Kl.: _____ Vand: *klart uklart brunt grumset okker forurenat*

Vegetation: _____ % dækning Bund: *blød sandet gruset stenet leret mose okker*

Skjul: *underskåme brinker sten trærødder grene*

_____ *nedhængende bredvækster faskiner vegetation i vandløbet*

_____ Beskygning: *skov hegn enkelttræer/buske kantvegetation ingen*

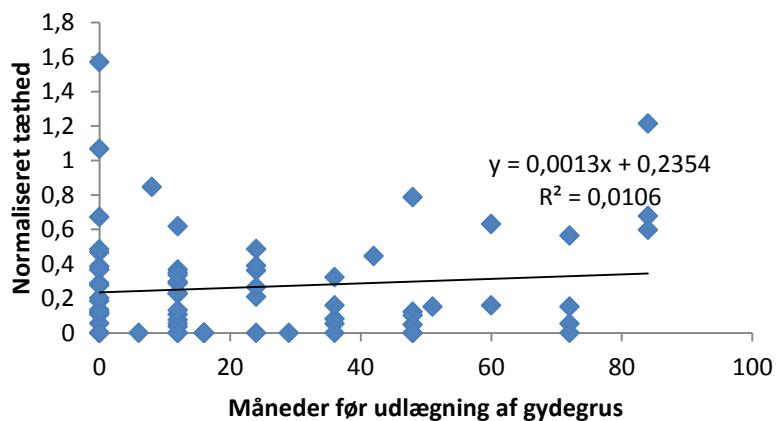
_____ Vedligeholdelse: *ikke vedligeholdt miljøvenlig hårdhændet*

_____ Bemærkninger: _____

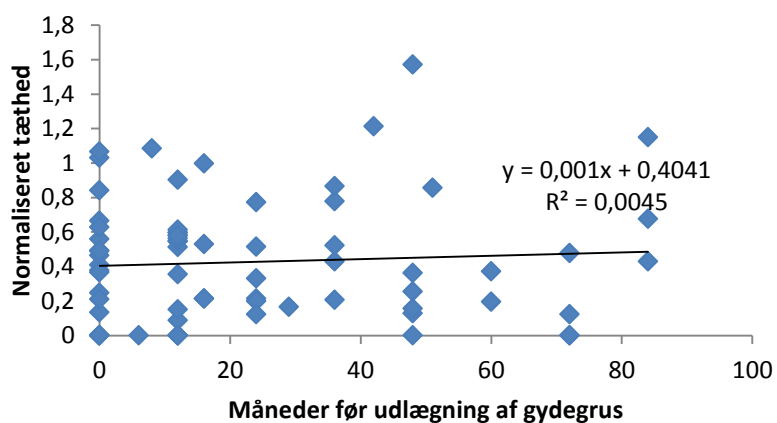
Art:		Totallængde/forklængde	
24		48	
23		47	
22		46	
21		45	
20		44	
19		43	
18		42	
17		41	
16		40	
15		39	
14		38	
13		37	
12		36	
11		35	
10		34	
9		33	
8		32	
7		31	
6		30	
5		29	
4		28	
3		27	
2		26	
1		25	
Σ		Σ	

> 48½ cm

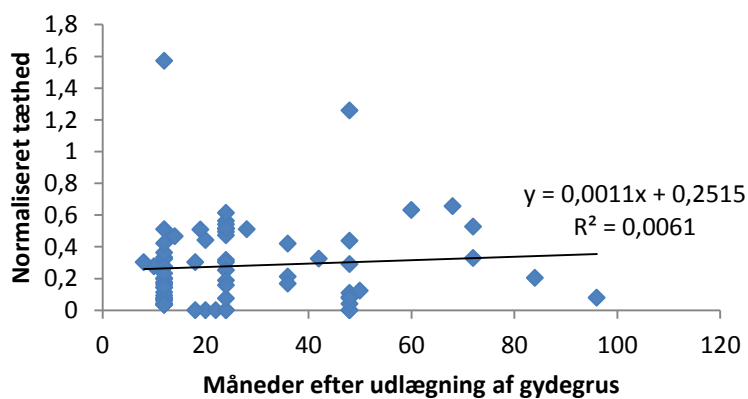
Bilag 6. Bestandstæthedernes afhængighed af udlægningstidspunktet



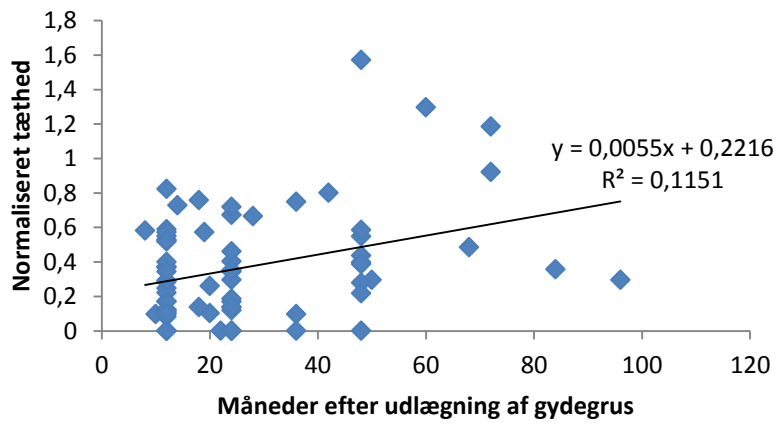
Figur 1. Bestandstætheden af ørredynglens afhængighed af udlægningstidspunktet på 71 vandløbsstationer ($p=0,267$)



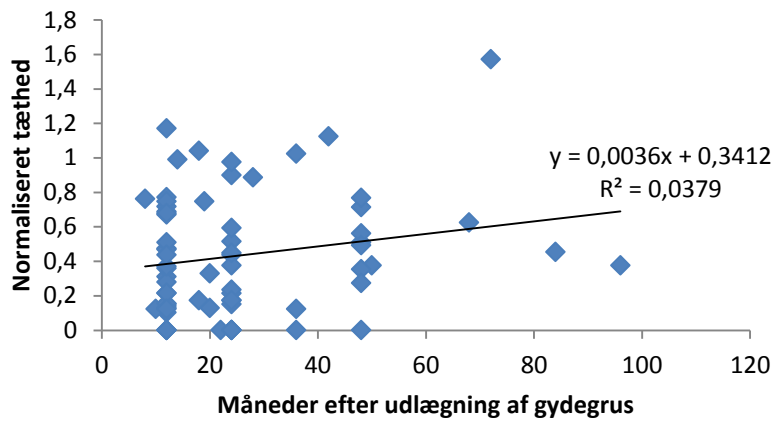
Figur 2. Bestandstætheden af ældre ørreders afhængighed af udlægningstidspunktet på 71 vandløbsstationer ($p=0,341$)



Figur 3. Bestandstætheden af ørredynglens afhængighed af udlægningstidspunktet på 71 vandløbsstationer ($p=0,550$)



Figur 4. Bestandstætheden af ældre ørreders afhængighed af udlægningstidspunktet på 71 vandløbsstationer ($p=0,003^*$)



Figur 5. Bestandstætheden af ældre ørreders afhængighed af udlægningstidspunktet på 68 vandløbsstationer (tre outliers fjernet ift. figur 4) ($p=0,091$)